

SILVIA SÔNIA DA SILVA

APLICAÇÃO DE RADIAÇÃO UV PARA DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DA
ASSOCIAÇÃO DE REATOR UASB E BIOFILTRO AERADO SUBMERSO.

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia
de São Carlos da Universidade de São Paulo,
como parte dos requisitos para obtenção do
Título de Mestre em Engenharia Hidráulica e
Saneamento.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Jurandyr Povinelli

SÃO CARLOS

2007

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

DEDICATÓRIA

*Ao Pedro Eduardo, continuidade
dessa família amada de Eduardo Pedro, Pedro Paulo...
Aos meus irmãos, Fátima, Méri e Aroldo, presentes de Deus.
Aos meus queridos pais, Eduardo e Josefa, co-autores dos presentes.*

AGRADECIMENTOS

A Deus.

Ao Prof. Jurandyr Povinelli, por sua orientação firme e sincera.

As companheiras de trabalho Sulita e Thais pela ativa participação no trabalho e por tornarem as dificuldades mais divertidas.

Aos professores Luiz Antônio Daniel, Marcius Georgetti e José Roberto Campos pela valiosa ajuda na elaboração deste trabalho.

Aos colaboradores incansáveis nos ensaios de campo: Ricardo, Hallan e Aníbal.

Aos colaboradores nos ensaios de laboratório e interpretação de resultados: Gabriel, Luci, Leonardo, Ana Flávia, Alexandre, Hallan e Othávio.

Aos funcionários do SAAE pela compreensão, em especial à Isabella, sempre presente.

Ao Vicente pela solícita ajuda sempre que necessário.

Ao Fábio da Jabú Engenharia Elétrica pela contribuição e compreensão, sem a qual muito desse trabalho não seria realizado.

Aos funcionários dos laboratórios: Paulo, Cidinha, Júlio, Juliana e Glauce.

Ao CNPq, pela bolsa de mestrado.

RESUMO

SILVA, S.S. (2007). *Aplicação de radiação UV para desinfecção de efluente da associação de reator UASB e Biofiltro Aerado Submerso*. Dissertação (Mestrado) São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 152 p.

Essa pesquisa investigou e interpretou aspectos relevantes da desinfecção por radiação ultravioleta (UV) na inativação de microrganismos indicadores. O efluente sanitário foi proveniente de tratamento anaeróbio (Reator UASB), seguido de Biofiltro Aerado Submerso, em escala real. A pesquisa foi dividida em duas etapas, sendo que na primeira foi dado destaque ao estudo das características operacionais da unidade ultravioleta. Na segunda etapa da pesquisa objetivou-se o estudo da resistência de diferentes microrganismos indicadores à radiação ultravioleta e das possíveis correlações entre as variáveis testadas. Os resultados obtidos na primeira etapa da pesquisa forneceram indicativos de que a limpeza das lâmpadas emersas pode ser feita em períodos superiores a 2 meses, devendo-se levar em consideração também a fragilidade do sistema. A limpeza do canal de desinfecção não teve relação com a eficiência de desinfecção. A operação de unidades UV é relativamente simples desde que haja treinamento dos operadores e condições ergonômicas favoráveis ao trabalho dos mesmos. O custo operacional situou-se na faixa de 0,006 R\$/m³ de esgoto desinfetado e o custo de energia elétrica foi de 0,07 R\$/m³ de esgoto desinfetado. As eficiências máximas de desinfecção encontradas na segunda etapa da pesquisa foram de 100% para Colifagos, 99,999% para CF (Coliformes Fecais) e 99,993% para CT (Coliformes Totais), o que demonstra que a ordem decrescente de resistência desses organismos é CT > CF > Colifagos. Os resultados indicaram que houve pouca variação da eficiência de inativação para as três lâminas de esgoto testadas (3 cm, 4 cm e 5 cm) o que sugere que a unidade é capaz de atender aumentos moderados de vazão, confirmando os pressupostos adotados no seu dimensionamento. Os dados obtidos a partir do ensaio hidrodinâmico indicaram que o reator de desinfecção testado comporta-se como um sistema composto de um reator pistonado ideal com presença de curtos circuitos hidráulicos.

PALAVRAS-CHAVE: Desinfecção por UV; inativação de microrganismos indicadores; custos de desinfecção.

ABSTRACT

SILVA, S.S. (2007). *UV Radiation application for sewer disinfection of the UASB reactor association with Aerated Submerged Biofilter (ASB)*. São Carlos Master's degree: Engineering School of São Carlos, University of São Paulo. 152 p.

This research has investigated and interpreted relevant aspects of disinfection by Ultraviolet radiation (UVR) in the inactivation of indicator microorganisms' inactivation. The sanitary effluent was provided by anaerobic treatment (UASB reactor), followed by Aerated Submerged Biofilter (*ASB*), on a real scale. This research was divided into two stages, whereas in the first stage, operational characteristics of the ultraviolet unit studies were highlighted. The aim of the second stage of the research was the resistance of different indicator microorganisms to ultraviolet radiation study and the possible relation among variables tested. Results obtained in the first stage of the research have provided indication that the cleaning of submerged lamps may be done in periods longer than two months, however the fragility of the system must be considered. Disinfection channel cleaning should not be related to the disinfection efficiency. The operation of UV units is relatively simple, as long as the operators are trained and work under favorable ergonomic conditions. The operational cost was set at 0.006 R\$/m³ of disinfected sewer system and the electrical energy cost was set at 0.07 R\$/m³. The maximum efficiency found on the disinfection of the research second stage were 100% for Coliphages, 99.999% for FC and 99.993% for TC, which demonstrates that the resistance decreasing order of these organisms is TC > FC > Coliphages. Results indicated that there was a low inactivation efficiency variation for the three tested sewer samples (3 cm, 4 cm and 5 cm), which suggests that the unit is capable of serving moderate increase of flow, confirming adopted predictions in its dimensioning. Information obtained from the hydrodynamic test indicated that the tested disinfection reactor behaves as a compound system of an ideal piston reactor with hydraulic short circuits.

KEYWORDS: UVR disinfection; Indicator Microorganism's inactivation; disinfection costs.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema ilustrando o espectro eletromagnético	37
Figura 2 - Reatores com comportamento divergindo do escoamento pistonado.....	46
Figura 3 – Vista Panorâmica da ETE Água Vermelha.	71
Figura 4 - Fluxograma de funcionamento da ETE Água Vermelha.	71
Figura 5 – Esquema ilustrativo do tanque pulmão.	74
Figura 6 – Unidade de desinfecção ultravioleta	75
Figura 7 – Detalhe dos reatores da unidade UV na primeira etapa da pesquisa.....	76
Figura 8 – Módulo (placa) de lâmpadas germicidas.....	77
Figura 9 - Corte da unidade de desinfecção UV.....	78
Figura 10 – Ensaios realizados na primeira etapa da pesquisa.....	80
Figura 11 - Radiômetro realizando medição da intensidade de radiação UV.....	81
Figura 12 – Distribuição dos 24 pontos no reator UV que foram utilizados para leitura da intensidade pontual de radiação UV no ensaio de radiometria.....	82
Figura 13 – Questionário utilizado na pesquisa com operadores da ETE Água Vermelha.	86
Figura 14 – Lavagem do canal de desinfecção.....	87
Figura 15 - Frequência de realização dos ensaios.	88
Figura 16 - Ponto de coleta de afluente.....	89
Figura 17 - Vertedores de saída-ponto de coleta de efluente	89
Figura 18 -Detalhe Watímetro.....	91
Figura 19 - Watímetro medindo energia elétrica consumida na Unidade UV.	91
Figura 20 – Esquema do dispositivo utilizado para aplicação de traçador na forma de pulso. 93	
Figura 21 - Caixas distribuidoras de efluente do BAS extravasando no momento de acionamento da bomba.	96
Figura 22 – Algas depositadas no tanque pulmão que eram carreadas para os reatores.....	96
Figura 23 – Variação da concentração de sólidos suspensos totais.....	99
Figura 24 – Variação da eficiência de inativação de coliformes totais.....	100
Figura 25 – Variação da eficiência de inativação de coliformes fecais.....	102
Figura 26 - Distribuição da intensidade de radiação UV ao longo da câmara de desinfecção.	105
Figura 27 – Opiniões dos operadores da ETE Água Vermelha quanto à dificuldade da operação da unidade de desinfecção com ultravioleta	107

Figura 28 – Concentração de SST no esgoto submetido a desinfecção.....	111
Figura 29 - Variação da absorbância a 254 nm no efluente desinfetado na segunda etapa da pesquisa.	112
Figura 30 – Variação da turbidez.....	113
Figura 31 - Pico de turbidez provocado provavelmente pelo crescimento da bactéria <i>Beggiatoa</i> sp	113
Figura 32 - Microscopia da bactéria <i>Beggiatoa</i> sp	114
Figura 33 - Relação entre as médias de ABS _{254 nm} e médias de turbidez durante o período de testes no efluente submetido à desinfecção ultravioleta.....	115
Figura 34 - Relação entre as médias de Turbidez e SST durante o período de testes no efluente submetido a desinfecção ultravioleta.	115
Figura 35 – Variação da eficiência de inativação de coliformes fecais.	117
Figura 36 – Variação da eficiência de inativação de coliformes totais.....	118
Figura 37 - Fração remanescente de colifagos submetidos a radiação ultravioleta.....	119
Figura 38 - Inativação de CF na lâmina 3 cm – Ajuste pela lei de Chick.....	120
Figura 39 - Inativação de CF na lâmina 4 cm - Ajuste pela lei de Chick.	121
Figura 40 - Inativação de CF na lâmina 5 cm - Ajuste pela lei de Chick.	121
Figura 41 – Inativação de CF na lâmina 3 cm – Ajuste pela lei de Hom.....	122
Figura 42 - Inativação de CF na lâmina 4 cm – Ajuste pela lei de Hom.	122
Figura 43 - Inativação de CF na lâmina 5 cm – Ajuste pela lei de Hom.	123
Figura 44 - Agrupamentos gerados pelo PCA mostrando que a relação entre as variáveis testadas esteve altamente relacionada com as coletas realizadas.....	124
Figura 45 – Curva DTR- Lâmina 3 cm- Vazão 8, 6 m ³ /h.....	128
Figura 46 - Curva DTR – Lâmina 4 cm – Vazão 30, 9 m ³ /h.....	128
Figura 47 – Curva DTR - Lâmina 5 cm – Vazão 41, 5 m ³ /h.....	129
Figura 48 – Curva de DTR da lâmina 3 cm obtida experimentalmente e modelos teóricos ajustados.	132
Figura 49 – Curva DTR da lâmina 4 cm obtida experimentalmente e modelos teóricos ajustados.	132
Figura 50 – Curva DTR da lâmina 5 cm obtida experimentalmente e modelos teóricos ajustados	133

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Número Mais Provável (NMP) de coliformes totais e coliformes fecais permitido pelo Decreto 8466/1976 para lançamento em águas de classe 2 e classe 3.	25
Tabela 2 - Resumo das propriedades dos desinfetantes - Baseada na aplicação típica do desinfetante.....	31
Tabela 3 - Características das águas residuárias e seus efeitos na desinfecção com radiação ultravioleta.....	49
Tabela 4 – Doses de radiação UV para inativação de bactérias, vírus, algas, protozoários, helmintos e leveduras.....	59
Tabela 5 - Coordenadas dos 24 pontos na câmara de desinfecção que foram utilizados para a leitura da intensidade pontual de radiação ultravioleta nos ensaios de radiometria.	83
Tabela 6 – Metodologias dos ensaios de caracterização utilizados.....	84
Tabela 7 - Resultados da caracterização físico-química do efluente desinfetado por radiação UV na primeira etapa da pesquisa: alcalinidade e pH.	97
Tabela 8 - Resultados da caracterização físico-química do efluente desinfetado por radiação UV na primeira etapa da pesquisa: DBO ₅ , DQO e COT _f	98
Tabela 9 - Eficiências de inativação obtidas para coliformes totais nos ensaios de desinfecção na primeira etapa da pesquisa.	100
Tabela 10 - Eficiências de inativação obtidas para coliformes fecais nos ensaios de desinfecção.	101
Tabela 11 – Placa 1: Influência da limpeza de lâmpadas na intensidade média de radiação ultravioleta incidente na superfície irradiada no interior da câmara de desinfecção.....	103
Tabela 12 - Placa 2: Influência da limpeza de lâmpadas na intensidade média de radiação ultravioleta incidente na superfície irradiada no interior da câmara de desinfecção.....	104
Tabela 13 – Influência da limpeza da câmara de desinfecção na eficiência de inativação de microrganismos.....	106
Tabela 14- Caracterização do efluente do Biofiltro Aerado Submerso	108
Tabela 15 - Resultados dos ensaios de caracterização físico-química do efluente desinfetado por radiação UV na segunda etapa da pesquisa.....	109
Tabela 16 - Resultados da caracterização físico química do efluente desinfetado por radiação UV na segunda etapa da pesquisa.....	110

Tabela 17 - Eficiências de inativação obtidas para coliformes fecais nos ensaios de desinfecção.....	117
Tabela 18 – Eficiências de inativação obtidas para coliformes totais nos ensaios de desinfecção.....	118
Tabela 19 - Eficiências de inativação obtidas para Colifagos nos ensaios de desinfecção....	119
Tabela 20 - Dados de hidrogramas de vazão realizados com o uso do tanque pulmão e sem o uso do mesmo realizados nos dias 15/08/2006 e 11/09/2006	126
Tabela 21 – Avaliações do comportamento hidráulico do reator ultravioleta baseadas no tempo de detenção hidráulico.....	129
Tabela 22: Valores dos parâmetros de ajuste dos modelos de dispersão de pequena intensidade (Pep), dispersão de grande intensidade (Peg) considerando-se recipiente aberto e recipiente fechado e tanques em série (N), às curvas experimentais.....	130

LISTA DE SIGLAS

BAS - Biofiltro aerado submerso

EE - Estação elevatória

EESC - Escola de Engenharia de São Carlos

ETE - Estação de Tratamento de Esgotos

FT - Filtro Terciário

OMS – Organização Mundial da Saúde

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto

TAM - Transportes Aéreos Regionais

UASB - Sigla em inglês para reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)

USP - Universidade de São Paulo

UV- Ultravioleta

LISTA DE SÍMBOLOS

ABS_{245 nm} – Absorbância a 254 nm

Alc.T. – Alcalinidade Total

COT_f- Carbono orgânico total medido em amostra filtrada

CT – Coliformes Totais

CF – Coliformes Fecais

DBO - Demanda bioquímica de oxigênio

DNA – Ácido Desoxirribonucléico

DQO - Demanda química de oxigênio

H₂O₂ – Peróxido de Hidrogênio

NAT –Nitrogênio Amoniacal total

NH₃-N – Nitrogênio Amoniacal

NMP – Número Mais Provável

N-NO₂⁻ - Nitrogênio na forma nitrito

N- NO₃⁻ - Nitrogênio na forma nitrato

Norg – Nitrogênio Orgânico

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

O₃ – Ozônio

Pe – Número de Peclet

Pe_p – Número de Peclet para dispersão pequena intensidade.

Pe_g – Número de Peclet para dispersão de grande intensidade

pH – Potencial Hidrogeniônico

PSS - Point Source Summation

P-PO₄⁻³ – Fósforo na forma de fosfato

P-Total – Fósforo total

RNA – Ácido Ribonucléico

SST - Sólidos suspensos totais

TDH - Tempo de detenção hidráulica

TSA - Agar Triptona Soja

UFP – Unidade Formadora de Placas

σ^2 – Variância dos pontos experimentais, [T]²

σ_θ^2 - Variância adimensional

θ - Tempo de Residência médio adimensional

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
2.OBJETIVOS.....	21
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	22
3.1. Inativação de microrganismos indicadores em associações de reatores Uasb e biofiltros aerados submersos.....	22
3.2. Uso de microrganismos indicadores.....	26
3.3.Processos de desinfecção.....	28
3.3.1. Cloração e Descloração	32
3.3.2. Ozonização	33
3.3.3. Outros processos de desinfecção	34
3.4.Desinfecção com radiação ultravioleta.....	35
3.4.1 Generalidades	35
3.4.2.Fatores intervenientes no processo.....	38
3.4.2.1. Propriedades hidráulicas do reator.....	38
3.4.2.1.1. Fundamentos da hidrodinâmica de reatores.....	39
3.4.2.2. Intensidade de radiação ultravioleta:	48
3.4.2.3. Características das águas residuárias.....	48
3.4.3. Mecanismo de inativação.....	51
3.4.4. Características do sistema de desinfecção UV.....	52
3.4.4.1. Fotorreativação e recuperação no escuro.....	53
3.4.5. Fontes de emissão de radiação UV.....	55
3.4.6.Dosagem de radiação ultravioleta.....	57
3.4.7. Medida da intensidade de energia radiante.....	61
3.4.8. Equacionamento da desinfecção por radiação ultravioleta.....	63
3.4.9. Operação e Manutenção de Unidades de Radiação Ultravioleta	67
3.4.10. Custos Operacionais e consumos de energia elétrica em unidades de radiação ultravioleta.....	68
4. MATERIAL E MÉTODOS	70
4.1. Generalidades.....	70
4.1.1. Gradeamento	72
4.1.2. Caixa de Retenção de areia	72

4.1.3. - Medidor de vazão tipo Calha Parshall.....	72
4.1.4. Estação elevatória de esgotos.....	72
4.1.5. Tanque pulmão.....	73
4.1.6. Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB).....	74
4.1.7. Biofiltro Aerado Submerso.....	74
4.2. Descrição da Unidade experimental.....	75
4.3. Primeira etapa da pesquisa.....	78
4.3.1. Métodos analíticos, análises e exames.....	79
4.3.1.1. Determinação da intensidade média de radiação ultravioleta incidente.....	81
4.3.1.2. Ensaios de caracterização do efluente.....	83
4.3.1.3. Ensaios de Monitoramento.....	84
4.3.1.4. Estudo das características operacionais da unidade UV.....	85
4.4. Segunda etapa da pesquisa.....	87
4.4.1. Ensaios realizados na segunda etapa da pesquisa.....	88
4.4.1.1. Caracterização da água residuária.....	89
4.4.1.2. Ensaios de monitoramento.....	89
4.4.1.3. Medição do consumo de energia elétrica e do volume de esgoto desinfetado.	90
4.4.1.4. Volume de esgoto sanitário tratado.....	91
4.4.1.5. Custos operacionais.....	92
4.4.1.6. Características hidrodinâmicas do Reator.....	92
4.5. Testes de significância da variação de alturas de lâmina de esgoto testadas - Tratamento Estatístico dos Dados.....	93
5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	95
5.1. Etapa 1.....	95
5.1.1. Ensaios de caracterização.....	96
5.1.2. Ensaios de monitoramento.....	98
5.1.2.1. Concentrações de sólidos suspensos totais.....	98
5.1.2.2. Eficiência de inativação de Coliformes Totais e Coliformes Fecais.....	99
5.1.3. Intensidade de radiação ultravioleta incidente.....	102
5.1.4. Estudo qualitativo das características operacionais da unidade UV.....	105
5.2. Etapa 2.....	108
5.2.1. Ensaios de Caracterização.....	109
5.2.2. Ensaios de Monitoramento.....	111

5.2.2.1. Concentrações de Sólidos Suspensos Totais.....	111
5.2.2.2. Variação da absorvância a 254 nm e da turbidez	112
5.2.2.3. Eficiências de inativação dos microrganismos indicadores.	116
5.2.2.4. Ajuste dos dados coletados aos modelos de Chich e Hom	120
5.2.3.Verificação da influência da variação da altura de lâmina d'água na eficiência de inativação de CT e CF: Análise Estatística dos Resultados	123
5.2.4. Volume de esgoto sanitário tratado e quantidade de energia elétrica consumida na desinfecção.....	125
5.2.5. Custos operacionais	126
5.2.6. Características hidrodinâmicas.....	127
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	134
6.1. Conclusões	134
6.2.Propostas para futuras pesquisas	136
6.3.Sugestões e recomendações.	136
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	137

1. INTRODUÇÃO

Diante da necessidade de desenvolvimento sustentável em que o mundo se insere são necessárias pesquisas que busquem técnicas adequadas de tratamento e controle da qualidade do efluente sanitário. Os processos biológicos de tratamento de esgoto, com exceção de lagoas de maturação, promovem remoção muito pequena de coliformes. A partir dessa constatação pode-se inferir que os sistemas de tratamento de esgoto sanitário que visam à remoção de carga orgânica, na quase totalidade dos casos, não são suficientes para promover a inativação de patogênicos, de forma a proporcionar efluente com qualidade microbiológica adequada.

Os estudos realizados em sistemas constituídos de reator UASB e Biofiltro Aerado Submerso têm mostrado que apenas esses dois reatores não são capazes de alcançar padrões de lançamento de coliformes totais e fecais, mostrando a necessidade de tratamento de desinfecção. Neste contexto a desinfecção é uma das etapas mais importantes do tratamento de esgoto sanitário, uma vez que promove uma redução substancial do número de microrganismos patogênicos do efluente, viabilizando, em termos microbiológicos, a utilização do corpo receptor para os diversos fins a que possa se destinar. Outra questão que recentemente vem sendo levantada pelas agências ambientais, por organizações não governamentais e pelos próprios projetistas é o tipo de desinfetante a aplicar. Muitas vezes há posições contrárias ao uso de cloro e seus compostos, com receio da formação de subprodutos

organoclorados. Dentro desse contexto a desinfecção por UV tem merecido destaque em virtude da eliminação dos riscos de formação de compostos orgânico clorados.

A habilidade da luz ultravioleta de desinfetar líquidos tem sido observada há mais de 100 anos. Atualmente têm havido muitos avanços com a prática da desinfecção com radiação ultravioleta. A energia ultravioleta é absorvida pelos microrganismos, causando alterações estruturais no DNA que impedem a reprodução causando assim sua inativação. *Escherichia coli*, *Streptococcus faecalis*, *Salmonella typhi*, *Shigella* spp, entre outros presentes em águas residuárias, podem ser satisfatoriamente reduzidos a valores adequados com a aplicação da radiação ultravioleta.

Alcançar a meta de se obter sistemas de desinfecção de esgoto cada vez mais adequados ainda é um grande desafio. Diversos estudos têm sido desenvolvidos no que diz respeito ao uso da radiação ultravioleta na desinfecção de esgotos sanitários. A EESC vem estudando o assunto há alguns anos. Diversos trabalhos foram desenvolvidos, entre eles podendo-se citar CAMPOS & PIZZIRANI (1977), SAMPAIO (1985), DANIEL (1989), DANIEL (1993), SOUZA (2000) (águas com elevada cor e turbidez), BILOTTA (2000), DIAS (2001), COLETTI (2003).

Hoje, sempre que se trata de usos da água para recreação de contato primário e nos casos em que claramente se fará reúso do esgoto tratado em agricultura, os órgãos ambientais vêm sendo bastante rigorosos quando à necessidade de desinfecção de esgotos. Observando-se maior rigor por parte das agências ambientais de alguns Estados, algumas estações de tratamento de esgotos (ETEs) com tratamento complementar por desinfecção já podem ser encontradas.

Alguns exemplos de ETEs implantadas ou ainda em fase de implantação no Brasil que usam a radiação ultravioleta são: ETE Capuava (Valinhos-SP), ETEs Souza e Anhumas

(Campinas-SP); ETE Monjolinho (São Carlos-SP), ETE Água Vermelha (São Carlos-SP) e ETE Barra Bonita (Barra Bonita-SP).

A presente pesquisa teve como objetivo obter informações sobre a desinfecção por radiação ultravioleta de esgoto sanitário proveniente da associação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e Biofiltro Aerado Submerso (BAS) no início da operação dessas unidades (período de inoculação e estabilização).

O trabalho foi desenvolvido na ETE Água Vermelha no município de São Carlos (SP). A ETE Água Vermelha é constituída de grade fina de limpeza manual; caixa de areia; medidor de vazão tipo Parshall; poço pulmão; reator UASB; Biofiltro Aerado Submerso; dispositivo de desinfecção dos esgotos por ultravioleta; leito de secagem de lodo e escada hidráulica.

Três pesquisas de mestrado foram realizadas simultaneamente na ETE Água Vermelha, uma no reator UASB, uma no BAS e a presente, realizada no reator de desinfecção ultravioleta.

O acompanhamento do funcionamento do sistema de desinfecção por ultravioleta da ETE Água Vermelha levantou informações importantes sobre o desempenho, operação e manutenção de unidades em escala real de desinfecção ultravioleta.

2.OBJETIVOS

Objetivo Geral

Estudar o desempenho de um sistema em escala plena de desinfecção por UV, avaliando a inativação de microrganismos indicadores, em efluente da associação de reator UASB seguido de Biofiltro Aerado Submerso.

Objetivos Específicos

a) Medir o consumo de energia elétrica na unidade de desinfecção e estimar o custo de energia elétrica por m³ de esgoto desinfetado.

b) Fazer um estudo qualitativo sobre procedimentos operacionais de unidades de desinfecção com radiação ultravioleta.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. INATIVAÇÃO DE MICRORGANISMOS INDICADORES EM ASSOCIAÇÕES DE REATORES UASB E BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS.

Tratar esgotos sanitários através de reator de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), sobretudo em regiões de clima quente, tem apresentado resultados significativos. Este reator é eficiente em remover matéria orgânica e sólidos suspensos. Por outro lado, fornece um efluente com constituintes residuais, como matéria orgânica e sólidos suspensos, além de nutrientes e patógenos. Portanto, o efluente com essas características necessita de um pós-tratamento (VAN HAANDEL *et al.*, 2000).

De acordo com Vieira (2000), as unidades atuais de tratamento de efluentes líquidos têm indicado os sistemas combinados anaeróbios/aeróbios como alternativa viável para tratamento ou pós-tratamento de águas residuárias.

De acordo com Gonçalves (2000), por volta de 1994 poucas experiências, restritas à escala laboratorial, haviam sido feitas com Biofiltros Aerados Submersos (BAS) funcionando como etapa aeróbia de tratamento. Segundo o mesmo autor, os BAS podem se constituir numa excelente opção de pós-tratamento de reatores UASB, devido à sua capacidade de remover os compostos solúveis e reter as partículas em suspensão no efluente anaeróbio no mesmo reator.

Gonçalves *et al.* (2000), estudaram a associação em série de um reator UASB e BAS com capacidade de tratar em média 1,6 L/s na ETE experimental da Universidade Federal do Espírito Santo. Na primeira etapa da pesquisa foi utilizado um reator UASB e um BAS. Na segunda etapa foi utilizado um reator UASB e quatro BAS com diferentes composições de leito filtrante. A remoção de coliformes fecais na associação UASB + BAS não superou a três unidades logarítmicas nas duas etapas. A média geométrica da concentração de coliformes fecais no esgoto bruto foi de $2,5 \times 10^7$ NMP/100 mL, decrescendo para $1,9 \times 10^6$ NMP/100 mL, no efluente do UASB e $3,1 \times 10^5$ NMP/100 mL no efluente do BF na primeira etapa (GONÇALVES *et al.*, 2000).

Sant'Ana *et al.* (2003), estudaram a desinfecção por ultravioleta em uma ETE do tipo UASB + Biofiltro Aerado Submerso + Filtro Terciário (FT), objetivando a produção de efluentes compatíveis com a reutilização para fins produtivos e com a manutenção da balneabilidade de águas costeiras. Um reator UV de lâmpadas emersas, com potência instalada de 780 W e intensidade média de radiação de $0,689 \text{ mW/cm}^2$, com lâmina d'água média de 4,5 cm, foi continuamente alimentado com efluente de tratamento terciário e apresentou escoamento próximo do padrão pistonado. O desempenho do processo garantiu o limite de coliformes fecais no efluente desinfetado indicado pela OMS (1 000 NMP/100 mL). Na desinfecção do efluente secundário, o reator UV mostrou-se sub-dimensionado para a faixa de vazão de operação da ETE composta por UASB + BAS. A dose ótima efetiva para atingir o padrão da OMS foi de 59 mJ/cm^2 para efluente secundário e de 21 mJ/cm^2 para efluente terciário.

As médias geométricas da concentração de coliformes fecais para os efluentes do BAS e FT encontradas no estudo foram de $2,25 \times 10^5$ e $1,74 \times 10^6$ NMP/100 mL, com variação de 1 log. Já para *E. coli*, as concentrações nos efluentes secundário e terciário foram de $1,33 \times$

10^6 e $1,62 \times 10^6$ NMP/100 mL. Durante os testes realizados houve uma variação de até 2 log nas densidades (SANT'ANA *et al.*, 2003).

A literatura mostra que efluentes de UASB e BAS têm concentrações de coliformes fecais da ordem de 10^6 e 10^5 NMP/100 mL. (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2000; GONÇALVES, 2000; SANT'ANA *et al.*, 2003).

Entretanto, deve-se destacar que o número de microrganismos num sistema ou lugar pode mudar continuamente. (HADAS *et al.*, 2004). Esse fato pode justificar variações das concentrações afluentes de microrganismos nos efluentes de determinadas populações.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece que para uso recreacional de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA 274/2000. Para os demais usos não deverá ser excedido um limite de 1 000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80 % (oitenta por cento) ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante um período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com os limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

A Resolução CONAMA 274/2000 avalia as águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade (recreação de contato primário) nas categorias própria e imprópria. As águas doces consideradas próprias poderão ser subdivididas nas seguintes categorias:

a) Excelente: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes fecais (termotolerantes) ou 200 *Escherichia coli* por 100 mililitros;

b) Muito Boa: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 400 *Escherichia coli* por 100 mililitros;

c) Satisfatória: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo 1 000 coliformes fecais (termotolerantes) ou 800 *Escherichia coli* por 100 mililitros. As águas serão consideradas impróprias quando no trecho avaliado for verificada uma das seguintes ocorrências:

a) não atendimento aos critérios estabelecidos para as águas próprias;

b) valor obtido na última amostragem for superior a 2 500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 2 000 *Escherichia coli* por 100 mililitros;

No Estado de São Paulo o Decreto 8468/1976 estabelece padrões de lançamento para coliformes. A Tabela 1 mostra um resumo do padrão de lançamento de coliformes para águas de classe 2 e 3 estabelecido pelo Decreto 8466/1976.

Tabela 1 – Número Mais Provável (NMP) de coliformes totais e coliformes fecais permitido pelo Decreto 8466/1976 para lançamento em águas de classe 2 e classe 3.

	Classe 2	Classe 3
Coliformes Totais	5 000	20 000
Coliformes Fecais	1 000	4 000

Nota: Número Mais Provável (NMP) de coliformes em 100 mL (cem mililitros), para 80% (oitenta por cento) de, pelo menos, 5 (cinco) amostras colhidas num período de até 5 (cinco) semanas consecutivas.

Diante dos estudos realizados por diversos autores pode-se inferir que os padrões exigidos pela Resolução 274/2000 do CONAMA não são atingidos nas associações UASB+BAS, sendo necessário, portanto, uma unidade de desinfecção para que esses padrões sejam alcançados.

Sant ‘Ana *et al.* (2003) concluíram que a configuração proposta para um reator UV com lâmpadas emersas constitui uma opção eficiente e de baixo custo para a desinfecção de efluentes de uma ETE do tipo UASB + BAS, assim como para a produção de efluentes passíveis de reuso dentro dos padrões estabelecidos pela OMS.

3.2. USO DE MICRORGANISMOS INDICADORES.

Segundo Lucas Filho *et al.* (2000), os esgotos domésticos podem conter microrganismos patogênicos distribuídos em quatro principais grupos - vírus, bactérias, protozoários e helmintos. A detecção dos agentes patogênicos em uma amostra de água é extremamente difícil, em razão das suas concentrações. Este obstáculo é contornado através da determinação dos chamados organismos indicadores de contaminação fecal.

São três os principais grupos de bactérias utilizados como indicadores: os coliformes, os estreptococos fecais e a bactéria anaeróbia *Clostridium perfringens*.

O grupo coliforme inclui todos os bacilos aeróbios e facultativos, gram-negativos e não esporulados, que produzem ácido e gás a partir da fermentação da lactose. As espécies clássicas deste grupo são a *Escherichia coli* e o *Enterobacter aerogenes*. A *Escherichia coli* é um habitante normal do trato intestinal do homem e de outros animais. O *Enterobacter aerogenes* é encontrado com mais frequência em grãos e vegetais, podendo ocorrer também nas fezes do homem e de animais. (PELCZAR, 1981).

Para avaliar a eficiência de um sistema de desinfecção é necessário conhecer a resistência das bactérias patogênicas, vírus e protozoários ao desinfetante. O uso da bactéria *Escherichia coli* como indicador não é suficiente para assegurar a ausência de microrganismos mais resistentes, sendo necessário utilizar outros indicadores que apresentem maior resistência ao desinfetante como, por exemplo, o *Clostridium perfringens* e os Colifagos.

Souza (2000) baseando-se em outras pesquisas afirma que as bactérias patogênicas têm resistência comparável ou menor do que os coliformes. Os enterovírus e cistos de alguns parasitas são mais resistentes. Assim, a ausência de coliformes em água desinfetada não

necessariamente indica ausência de enterovírus e cistos de *Cryptosporidium parvum*, *Giardia lamblia*, amebas e outros parasitas.

Vários estudos vêm utilizando o colifago como um indicador apropriado de contaminação, devido à sua constante presença em esgoto e águas poluídas. Os colifagos são bacteriófagos (grupo de vírus parasita de bactérias) que infectam e replicam em cepas hospedeiras de *Escherichia coli*. A principal vantagem de sua utilização na avaliação da qualidade da água é o fornecimento de resultado após 4 a 6 horas. (COLETTI, 2003).

Keefe & Green (1989) examinaram a relação entre o nível de colifagos e de coliformes fecais em três praias que diferiam quanto ao grau de poluição por esgoto. Os autores concluíram que existia um alto grau de correlação entre o nível de coliformes fecais e os colifagos nos três lugares estudados. Nas duas praias mais contaminadas o nível de correlação entre os dois indicadores foi maior que na praia onde a contaminação era menor. Na praia menos contaminada os colifagos foram detectados com maior frequência na ausência de coliformes fecais do que os coliformes fecais foram detectados na ausência de colifagos. Nas praias poluídas a taxa de coliformes e colifagos variou de 1:0,04 até 1:0,20 (média de 1:0,08). Os resultados sugeriram que os colifagos são bons indicadores de poluição fecal em locais onde o grupo coliforme é encontrado.

Os colifagos MS2 têm sido sugeridos como potencial indicador de poluição viral, devido à sua natureza similar a vírus entéricos com características similares de sobrevivência no ambiente aquático. Estudos mostraram que os colifagos têm resistência maior que outros microrganismos patogênicos a fatores ambientais. (BORREGO *et al.*, 1990).

Segundo Havelaar *et al.* (1990), os colifagos MS2 têm uma fita simples de RNA, sua estrutura e tamanho é similar aos enterovírus humanos e têm resistência relativamente alta comparada a esporos bacterianos.

Borrego *et al.* (1990) estudaram a viabilidade do uso do colifago MS2 com indicador de contaminação fecal. Em seu trabalho os autores fizeram um estudo comparativo de taxas de sobrevivência de indicadores clássicos, colifagos e *Salmonella* spp em águas naturais. Suas conclusões foram que: o grupo coliforme fecal tem baixa sobrevivência no meio ambiente, não sendo um bom indicador de poluição fecal; a *Salmonella* apresenta inativação mais baixa que os coliformes fecais, representando um risco em águas onde coliformes fecais não foram detectados; os coliformes fecais têm desvantagens como indicadores porque existe baixa relação entre o grau de poluição e o número de microrganismos sobreviventes; os colifagos têm taxas de sobrevivência similares a *Salmonella* em ambientes marinhos; os colifagos podem ser considerados bons indicadores de poluição fecal em águas naturais.

Entretanto, alguns autores têm apontado desvantagens para o uso dos colifagos como indicadores, como, por exemplo: (i) colifagos poderiam se multiplicar em água natural sob certas condições nutricionais (BORREGO, 1990); (ii) colifagos foram detectados em águas não poluídas. (KEEFE & GREEN, 1989).

3.3.PROCESSOS DE DESINFECÇÃO.

A desinfecção é uma das principais etapas no tratamento de águas residuárias. Dependendo do tipo de desinfetante utilizado, além de promover a destruição ou inativação de microrganismos, oxida a matéria orgânica, remove ferro e manganês, bem como elimina odor e sabor.

A desinfecção de esgotos sanitários não visa à eliminação total de microrganismos. Na desinfecção de esgotos busca-se inativar seletivamente espécies de organismos presentes nos

esgotos sanitários, especialmente aquelas que ameaçam a saúde humana, em consonância com os padrões de qualidade estabelecidos para diferentes situações. Os mecanismos envolvidos na desinfecção dos organismos patogênicos podem ser reunidos em três grupos:

a) Destruição ou danificação da parede celular, do citoplasma ou do núcleo celular. O agente desinfetante atua sobre os componentes dessas estruturas celulares, impedindo que desenvolvam suas funções elementares adequadamente;

b) Alteração de importantes compostos envolvidos no catabolismo, como enzimas e seus substratos, alterando o balanço de energia da célula;

c) Alteração nos processos de síntese e crescimento celular, mediante alteração de funções como a síntese de proteínas, de ácidos nucléicos e de coenzimas.

Esses mecanismos de inativação podem ser garantidos usando-se agentes químicos e agentes físicos. Os agentes químicos ou oxidantes empregados em sistemas de desinfecção compreendem uma ampla variedade de compostos como os halogênios (cloro, bromo e iodo), permanganato de potássio, ozônio e peróxido de hidrogênio. Dentre os agentes físicos pode-se citar a aplicação de radiação e a aplicação de calor.

A Tabela 2 faz uma comparação entre diversos agentes de desinfecção utilizados atualmente na desinfecção de água e esgoto. Previamente à apresentação da tabela são apresentadas algumas definições sobre os diversos itens comparados na mesma:

a) Trihalometanos (THMs), compostos orgânicos oxidados, e compostos orgânicos halogenados: compostos orgânicos halogenados são formados quando cloro e ozônio são usados (na presença do íon bromo), enquanto que compostos orgânicos oxidados ocorrem em grandes concentrações quando concentrações elevadas de oxidantes fortes são usadas. A produção de DBPs depende da quantidade e do tipo de precursores na água.

- b) Subprodutos inorgânicos: incluem íon clorato, íon clorito e íon bromato associado com dióxido de cloro e ozônio.
- c) Impacto da turbidez: a turbidez pode interferir na eficiência de desinfecção. Tem grande impacto na desinfecção UV, na cloração e na ozonização.
- d) Inativação de microrganismos: as exigências de inativação são divididas em inativação superior a 2 log e inativação inferior a 2 log. Esta diferenciação é feita com o objetivo de identificar a viabilidade de conseguir elevadas inativações com doses modestas de desinfetantes.
- e) Habilidade do operador: fornece a orientação geral quanto à quantidade de atenção do operador e manutenção requerida.
- f) Escala de aplicação: todos os desinfetantes químicos julgados são aplicáveis às unidades pequenas e grandes. Nos casos em que não se recomenda o uso em grande escala podem ser adotadas unidades modulares a fim de se garantir uma maior capacidade de volume de esgoto ou água desinfetados.

Tabela 2 - Resumo das propriedades de alguns desinfetantes - Baseada na aplicação típica do desinfetante.

Condição	Cloro	Ozônio	Dióxido de Cloro	Permanganato	Cloramina	Ozônio/Peróxido	UV
Produz THM com COT	s	a	n	n	s	a	n
Produz compostos oxidados	a	s	a	a	n	s	a
Produz compostos orgânicos halogenados	s	a	n	n	s	a	n
Produz subprodutos inorgânicos	n	a	s	n	n	a	n
Impactos de Turbidez	n	a	n	n	n	a	s
Inativação da <i>Giardia</i> - <2.0 log	s	s	s	n	n	n	n
Inativação <i>Giardia</i> - >2.0 log	n	s	s	n	n	n	n
Inativação do <i>Crypto</i> - <2.0 log	n	s	s	n	n	n	n
Inativação de <i>Crypto</i> - >2.0 log	n	s	n	n	n	n	n
Inativação de <i>Virus</i> - <2.0 log	s	s	s	n	n	n	s
Inativação <i>Virus</i> - >2.0 log	s	s	s	n	n	n	s
Habilidade do operador (1 = baixa; 5 = alta)	1	5	5	1	2	5	3
Aplicável em larga escala.	s	s	s	s	s	s	n
Aplicável em pequena escala.	s	s	s	s	s	s	s

s: Sim

n: Não

s: Algumas vezes.

Fonte: Adaptado de EPA (1999)

A seguir serão abordados alguns aspectos relativos a alguns tipos de desinfetantes utilizados na desinfecção de esgoto sanitário. A desinfecção com radiação ultravioleta será apresentada detalhadamente por ser objeto do presente estudo.

3.3.1. Cloração e Descloração

O cloro quando em contato com as bactérias no esgoto sanitário induz uma série de eventos associados à atividade de membrana celular, como alteração da permeabilidade e modificação dos ácidos nucleicos, causando mutações. A inativação dos vírus ocorre por modificações nos ácidos nucleicos e na envoltória protéica. O cloro não apresenta boa eficiência na remoção de protozoários (WEF, 1996).

Para desinfecção de águas residuárias, o cloro pode ser encontrado comercialmente nas formas gasosa (Cl_2), líquida (hipoclorito de sódio) e sólida (hipoclorito de cálcio). Também pode ser produzido no local a partir de salmoura ou reação controlada de produtos químicos (GONÇALVES, 2003).

Dentre os compostos de cloro utilizados, o dióxido de cloro (ClO_2) merece destaque por atenuar a formação de trihalometanos. A desinfecção com dióxido de cloro não apresenta potencialidade de geração de compostos organoclorados, mas os resíduos de sua aplicação ainda não foram estudados com profundidade (COLETTI, 2003).

De acordo com Gonçalves (2003), o cloro é o produto mais utilizado em todo o mundo para desinfecção de água e esgotos. No caso do Brasil, não há como negar que a cloração é o método de maior domínio tecnológico e viabilidade econômica atualmente. Em que pesem os benefícios da cloração de esgotos sanitários tratados, é necessário considerar que todos os

desinfetantes químicos produzem subprodutos, direta ou indiretamente, e alguns destes podem gerar riscos à saúde pública. Deve-se, então, buscar o ponto ótimo entre as curvas de custo (considerados o risco associado aos subprodutos e os custos de aplicação) e o benefício, gerados nos vários processos e níveis de desinfecção, a fim de obter a melhor solução para garantia da segurança sanitária.

A utilização de cloro para desinfecção de efluentes de estações de tratamento de esgoto sanitário necessita ser revista, em face da superior qualidade dos efluentes obtidos na atualidade, os quais demandam menores dosagens de cloro e, por conseguinte, apresentam menores riscos ambientais conseqüentes de seus subprodutos (GONÇALVES, 2003).

3.3.2. Ozonização

Segundo a EPA (1999), o ozônio é um poderoso oxidante, muito efetivo na destruição de vírus, bactérias, protozoários e outros parasitas, bem como na oxidação da matéria orgânica.

O ozônio age nos constituintes da membrana citoplasmática, nos sistemas enzimáticos e nos ácidos nucléicos dos microrganismos. Nos vírus, o ozônio ataca tanto as proteínas da célula como os ácidos nucléicos (GONÇALVES, 2003).

A inativação das bactérias pelo ozônio é atribuída a uma reação de oxidação. O primeiro local a ser atacado parece ser a membrana bacteriana. Além disso, o ozônio interrompe a atividade enzimática das bactérias e age no material nuclear da célula (EPA, 1999).

Segundo Gonçalves (2003), é bem reportada na literatura a ação de destruição do ozônio sobre as proteínas que compõem o capsídeo dos vírus; uma vez que as proteínas do capsídeo são as responsáveis pela fixação do vírus na célula hospedeira, a capacidade infecciosa do vírus fica comprometida. Altas concentrações de ozônio podem destruir completamente o capsídeo.

A desinfecção de efluentes de tratamento de esgoto sanitário com o ozônio vem despertando interesse, devido à preocupação com a formação de organoclorados, toxicidade dos efluentes e o custo adicional da descloração. A desinfecção com ozônio destaca-se pelos seguintes aspectos: rápida ação de desinfecção, elevada eficiência na inativação de microrganismos e baixa toxicidade encontrada nos efluentes ozonizados (GONÇALVES, 2003).

3.3.3. Outros processos de desinfecção

De acordo com Gonçalves (2003), além dos processos mais difundidos, vários processos e desinfetantes alternativos vêm sendo desenvolvidos para desinfecção de esgotos sanitários tratados. Dessas novas técnicas vale citar: as cloraminas, as misturas oxidantes (Moggod), o permanganato de potássio, o íon ferrato (VI), o ácido peracético, o H_2O_2 , o dicloroisocianurato de sódio, os sais de bromo, o iodo entre outros. No que se refere aos processos físicos, devem ser citados a filtração por membranas, o ultra-som e a radiação gama. Outras alternativas com base na combinação de produtos e processos, como os chamados processos oxidativos avançados (ex.: H_2O_2 + ozônio ou UV + O_3) têm sido testadas

na desinfecção de esgoto sanitário. Dentre os processos naturais de desinfecção podem ser citados: as lagoas de estabilização e a disposição controlada no solo.

3.4. DESINFECÇÃO COM RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA

3.4.1 Generalidades

Os primeiros cientistas a relatarem que a luz solar tinha capacidade de destruir bactérias foram Downes e Blunt em 1877 (KOLLER, 1953). Entretanto, esses cientistas não sabiam se esse efeito era causado pelo calor da radiação solar ou por alguma outra característica. Só mais tarde Duclaux, em 1885, e Ward, em 1892, demonstraram que a radiação ultravioleta era responsável pela ação bactericida. Dois colaboradores de Finsen, V. Bie e S. Bang, estabeleceram em 1900 que ondas eletromagnéticas com comprimento de onda menor do que 300 nm, em especial as de 250 nm, eram as mais eficientes para matar bactérias. (OKUNO & VILELA, 2005).

Segundo GONÇALVES (2003), os efeitos bactericidas da radiação UV foram comprovados de forma mais precisa por Barnard & Morgan em 1903, que utilizaram correntes elétricas para produzir radiações com comprimentos de onda entre 226 nm e 328 nm.

Segundo COLETTI (2003), a proposta de utilização da radiação UV como agente desinfetante em efluentes secundários de esgoto sanitário teve estudo pioneiro em 1975 com Oliver & Cosgrove (1975) em escala de laboratório, em que se provou a viabilidade deste

processo. Até então, a radiação UV era usada apenas para a desinfecção de águas de abastecimento, pois se acreditava que a matéria em suspensão, cor e turbidez presentes em maiores quantidades absorveriam grande parte da radiação ultravioleta incidente, inviabilizando este método de desinfecção.

Recentemente, o emprego de radiação ultravioleta se estende para diversos setores da atividade humana, com particular interesse por sua ação germicida. No tratamento de esgotos sanitários, a radiação UV mostra-se altamente competitiva com a cloração, nos casos em que a implantação de uma etapa adicional de descloração se faz necessária.

O sol é a única fonte natural de importância de emissão de radiação ultravioleta. A absorção de radiação de comprimentos de onda menores pelo ozônio da atmosfera oferece proteção à vida que se desenvolveu na Terra. Mesmo assim, os raios ultravioletas que atingem a superfície da Terra têm energia suficiente para inativar os microrganismos menos resistentes.

De acordo com Koller (1952), a radiação ultravioleta pode ser definida como a radiação eletromagnética de comprimento de onda entre 40 e 400 nm. Phillips (1983) define a radiação ultravioleta como a radiação eletromagnética entre os raios-X e a luz visível, entre os limites mostrados na Figura 1.

Segundo Okuno & Vilela (2005), o espectro eletromagnético é constituído por ondas eletromagnéticas com comprimentos de onda que variam numa faixa extremamente ampla. As várias faixas de comprimento de onda ou frequência desse espectro receberam denominações especiais. A separação entre as faixas não é muito rigorosa, podendo se sobrepor, uma vez que ela foi feita mais por motivos históricos do que propriamente físicos ou biológicos.

Segundo WEF (1996), o comprimento de onda de 253,7 nm com energia de 472,3kJ/einstein¹ revela ser suficientemente energético para induzir mudanças fotoquímicas. Portanto, esse comprimento de onda revela-se o mais eficiente nos sistemas de desinfecção.

Os ácidos desoxirribonucléico (DNA) e ribonucléico (RNA), assim como as proteínas, são os principais responsáveis pela absorção de radiação ultravioleta, particularmente na faixa de 240 a 260 nm. (WEF, 1996).

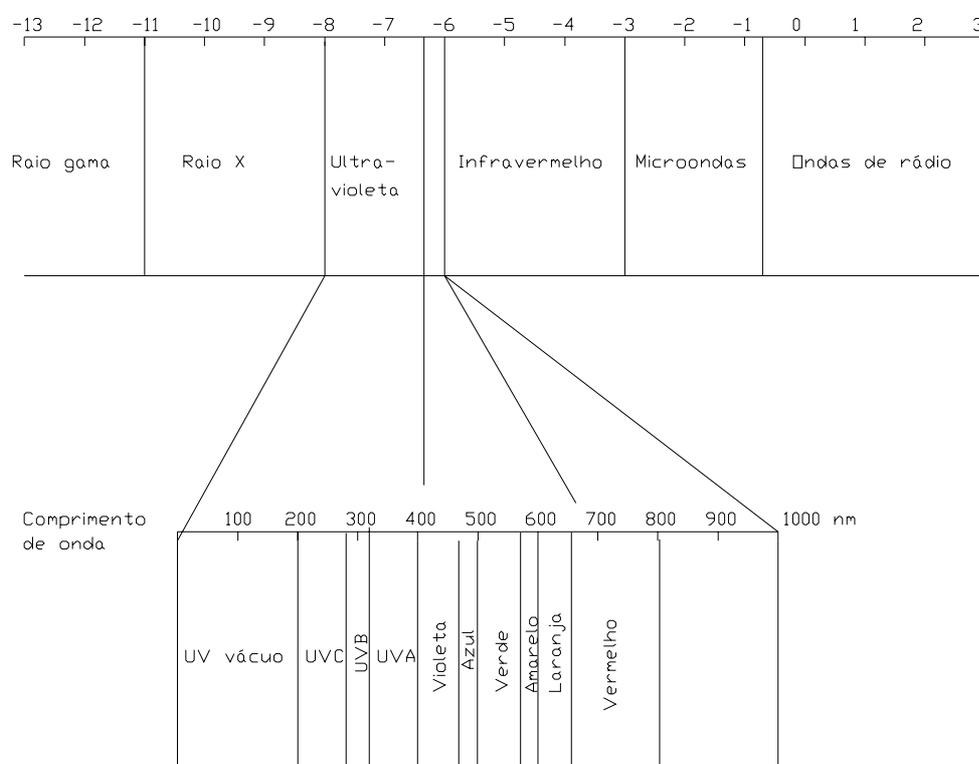


Figura 1 - Esquema ilustrando o espectro eletromagnético
Fonte: Adaptado de PHILIPS (1983).

De acordo com Gadgil (1998), a eficiência energética do tratamento UV é muito alta. Comparada à fervura, a desinfecção com radiação UV pode requerer 20.000 vezes menos

¹ Em reações fotoquímicas 1 einstein corresponde a 1 mol de fótons (WEF(1996)).

energia primária (considerando-se um projeto empregando $38000 \mu \text{ W.s. cm}^{-2}$ de dose de energia UV, para água).

3.4.2.Fatores intervenientes no processo.

A eficácia da desinfecção com radiação ultravioleta é afetada por uma série de fatores críticos, tais como propriedades hidráulicas do reator, intensidade de radiação UV e características das águas residuárias (WHITE *et al.*, 1986; COLETTI, 2003).

3.4.2.1. Propriedades hidráulicas do reator

Idealmente, as unidades de desinfecção devem ter fluxo uniforme com movimento axial suficiente (mistura radial) para maximizar a exposição. Os reatores devem ser projetados para eliminar curtos-circuitos e/ou zonas mortas, que podem resultar na redução do tempo de contato e no uso da energia (SEVERIN, 1980, WHITE *et al.*, 1986).

Para conseguir o melhor desempenho de uma unidade UV é desejável maximizar a mistura na direção perpendicular ao escoamento (dispersão transversal) e minimizar mistura no mesmo sentido do escoamento (dispersão axial). A intensidade do feixe UV dissipa-se enquanto passa através da água; assim, os organismos mais distantes da lâmpada são menos afetados. Se maximizarmos a mistura na direção perpendicular ao sentido do escoamento (dispersão transversal ou mistura radial), todos os organismos experimentarão a mesma

distância média da lâmpada. Na maioria dos processos da desinfecção, a mistura axial tem um impacto principal na cinética da reação do processo. Quando a dispersão é baixa, a unidade se aproxima do escoamento pistonado e todos os microrganismos são expostos ao desinfetante para a mesma duração de tempo. Quando a dispersão é alta, curtos circuitos ocorrem e alguns organismos passam com pouca exposição (WHITE *et al.*, 1986).

3.4.2.1.1. Fundamentos da hidrodinâmica de reatores.

A eficiência da maioria dos processos de tratamento de esgoto é altamente dependente das características do escoamento nas unidades onde se processam as reações. Entre os parâmetros de projeto destes tipos de unidades encontram-se a vazão e o tempo teórico de detenção. Entretanto, a vazão de operação pode ser diferente da vazão de projeto, o que afeta a eficiência do processo através de alterações no comportamento hidrodinâmico do reator. O tempo de exposição necessário para a desinfecção depende das características da água ou esgoto e da hidrodinâmica do reator de desinfecção (WHITE *et al.*, 1986).

Numa situação ideal o perfil de velocidades em cada ponto de um reator é conhecido; assim, pode-se prever o seu comportamento hidráulico. Entretanto, freqüentemente isto não é possível. Nesses casos as características do seu comportamento hidrodinâmico podem ser mostradas pelas chamadas Curvas DTR ou Curvas de Distribuição de Tempo de Residência (VENOSA *et al.*, 1986).

As curvas DTR podem ser obtidas através do uso de ensaios conhecidos como ensaios hidrodinâmicos. Estudos hidrodinâmicos podem ser realizados através de testes de estímulo e resposta, utilizando-se traçadores (DE NARDI, 1997).

Segundo Di Bernardo & Dantas (2005), antes da escolha de uma substância como traçador, deve-se considerar os seguintes aspectos: i) que sua concentração na água seja consistentemente baixa e aproximadamente constante; ii) que não reaja com compostos presentes na água; e iii) e que seja facilmente detectada e medida na água.

O principal objetivo do estudo com traçadores é a determinação da distribuição do tempo de permanência, a partir do que pode-se obter o grau de mistura no reator e a fração do volume morto.

Segundo o regime de alimentação de reagentes e retirada dos produtos nos reatores estes podem ser classificados em reator descontínuo ou de batelada, reator semi-contínuo e reator contínuo. No reator descontínuo ou de batelada colocam-se os reagentes e opera-se nas condições estabelecidas até que as reações ocorram. Os produtos são, então descarregados. O reator semi-contínuo é um sistema flexível sendo os reagentes alimentados continuamente e os produtos retirados de uma só vez ou vice-versa (DE NARDI, 1997).

No reator contínuo, os reagentes e os produtos são alimentados e retirados continuamente do reator. Há dois tipos básicos de reatores contínuos ideais: reator tubular (*plug flow reactor*) e reator de tanque agitado de mistura completa (*continuous flow stirred tank reactor*, CSRT) (DE NARDI, 1997).

No reator tubular real, a relação entre o comprimento e diâmetro deve ser grande para que o escoamento se aproxime do ideal. Caracteriza-se por apresentar escoamento ordenado dos elementos de fluido, como se caminhassem ao longo do reator em fila única ordenada, não havendo difusão ao longo do percurso e nem diferença de velocidade entre dois elementos quaisquer do fluido. A composição do fluido varia de posição para posição, ao longo do seu percurso no reator. No reator de mistura ideal, todo o conteúdo é agitado, mantendo-se a composição constante ao longo do reator (DE NARDI, 1997).

Entretanto, segundo Levenspiel (1974), os reatores reais não seguem, exatamente, os padrões de escoamento ideal descritos anteriormente. Os desvios dos dois modos de escoamento ideal podem ser causados pela formação de canais preferenciais de fluido, pela reciclagem de fluido ou pela criação de região de estagnação no reator.

Freqüentemente, deseja-se caracterizar uma distribuição através de alguns poucos valores numéricos. Para essa finalidade, a medida mais importante é a locação do valor médio ou do centróide da distribuição. O cálculo do centróide da distribuição fornece o tempo de detenção hidráulico.

Segundo Levenspiel (1974), os tempos médios de detenção hidráulica resultam das seguintes equações:

$$t^- = \frac{\int_0^{\infty} tCdt}{\int_0^{\infty} Cdt} \quad (1)$$

Se a curva de distribuição é conhecida somente para um número discreto de valores de tempo t_i , então:

$$t^- \cong \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \quad (2)$$

A dispersão da distribuição é comumente medida pela variância (σ^2), definida como :

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^{\infty} (t-t^-)^2 c(t) dt}{\int_0^{\infty} c(t) dt} = \frac{\int_0^{\infty} t^2 c(t) dt}{\int_0^{\infty} c(t) dt} - t^{-2} \approx \frac{\sum t_i^2 c_i \Delta t_i}{\sum c_i \Delta t_i} - t^{-2} \quad (3)$$

A variância representa o quadrado da amplitude da distribuição e tem unidade de (tempo)². A variância é útil quando se pretende ajustar curvas experimentais a uma das várias famílias de curvas teóricas.

É comum em estudos de DTR utilizar o tempo de residência médio adimensional como sendo:

$$\theta = \frac{t}{\bar{t}} \quad (4)$$

Muitos tipos de modelos matemáticos podem ser usados para caracterizar o escoamento em recipientes. Alguns são úteis no cálculo do desvio em relação a sistemas reais. Os modelos uniparamétricos não são capazes de avaliar todos os desvios da idealidade. Em reatores que apresentam zonas mortas, curtos-circuitos ou reciclo de líquido, as curvas DTR experimentais se caracterizam por apresentar cauda longa. Os modelos com mais de um parâmetro consideram estes desvios de idealidade, descrevendo o sistema com maior exatidão. Dentre esses modelos serão abordados nesse trabalho o modelo da dispersão e o modelo de tanques em série (DE NARDI, 1997).

Segundo De Nardi (1997) baseando-se em outros autores, modelo de dispersão baseia-se na analogia entre a mistura no escoamento efetivo e o processo de difusão que segue a lei de Fick. O modelo quantifica o grau de mistura através de um único parâmetro, o número de Peclet (Pe). Este modelo, em geral, representa satisfatoriamente o escoamento predominantemente tubular.

A modelação apresentada a seguir foi retirada de De Nardi (1997).

O número de Peclet é definido como a razão entre a velocidade de transporte por convecção e a velocidade de transporte por difusão ou dispersão.

$$Pe = \frac{uL}{D} \quad (5)$$

Nessa expressão, u é a velocidade do fluido, L o comprimento característico e D é o coeficiente longitudinal ou axial de dispersão.

A magnitude de Pe indica o grau de mistura. Se Pe for igual a zero, o sistema é perfeitamente misturado, enquanto Pe muito grande representa uma dispersão negligenciável, representando o escoamento tubular.

Se for fornecido um sinal de traçador tipo pulso ideal, em sistema com pequenas extensões de dispersão, a curva do traçador não muda significativamente sua forma em relação ao ponto de média. Nesse tipo de modelação, conhecido como dispersão de pequena intensidade, a curva C simétrica pode ser escrita como:

$$C_{\theta} = \frac{1}{\sqrt{\frac{4\pi}{Pe}} \exp\left(-\frac{Pe(1-\theta)^2}{4}\right)} \quad (6)$$

O parâmetro da dispersão axial, Pe , e a variância da curva de distribuição de tempos de residência estão relacionados pela Equação (7)

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{2}{Pe} \quad \text{para } Pe > 100 \quad (7)$$

$$\text{Onde: } \sigma_{\theta}^2 = \sigma^2 / t^2$$

Quando o sinal do traçador injetado no sistema é modificado significativamente, a curva obtida será assimétrica, apresentando prolongamento em forma de cauda. Neste caso, pode ser aplicado o modelo da dispersão de grande intensidade. Dois casos serão considerados a seguir, o recipiente fechado e o aberto.

O recipiente fechado é caracterizado por apresentar fronteiras físicas e comprimento limitado. A expressão (8) apresenta a variância em função de Pe para recipiente fechado.

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{2}{Pe} - \frac{2}{Pe^2} (1 - e^{-Pe}) \quad (8)$$

No caso de recipientes abertos caracterizados pelo escoamento não perturbado nos contornos, o equacionamento utilizado é o mostrado nas Equações (9) e (10).

$$C_{\theta} = \frac{1}{\sqrt{\frac{4\pi\theta}{Peg}}} \exp\left(-\frac{(1-\theta^2)}{\frac{4\theta}{Peg}}\right) \quad (9)$$

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{2}{Peg} + \frac{8}{Peg^2} \quad (10)$$

Levenspiel (1974) diz que as experiências mostram que o modelo de dispersão representa bem o escoamento em leitos de enchimento, assim como o escoamento turbulento em tubos.

No modelo de tanques em série (N-CSTR em série), N representa o número de reatores de mesmo volume, idealmente agitados em série, através dos quais o fluido escoar. O grau de mistura é caracterizado pelo número de tanques em série (N). Quanto maior o número de tanques, mais baixo é o grau de mistura e, no caso limite de um número de tanques infinitos, prevalece o escoamento pistonado. A equação de ajuste para este modelo é:

$$E_{\theta} = \frac{N(N\theta)^{N-1}}{(N-1)!} e^{-N\theta} \quad (11)$$

A variância é calculada por:

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{1}{N} \quad (12)$$

Onde: N é o número de tanques em série.

À medida que o número de tanques em série aumenta, a variância decresce. Para N elevado, a curva DTR torna-se cada vez mais simétrica e aproxima-se da curva normal (gaussiana), característica de escoamento tubular.

Através da comparação das variâncias das curvas C, é possível relacionar os modelos da dispersão e de tanques em série.

Para pequenos graus de mistura $N > 10$, o uso de variâncias iguais fornece uma forma exata de comparar modelos.

$$N = \frac{Pe}{2} \quad (13)$$

Para o caso da dispersão de grande intensidade em recipiente fechado, combinando-se as Equações 8 e 12 tem-se:

$$N = \left(\frac{2}{Peg} \left[1 - \frac{1}{Peg} (1 - e^{-Peg}) \right] \right)^{-1} \quad (14)$$

Para o caso da dispersão da grande intensidade, em recipiente aberto tem-se:

$$N = \left(\frac{2}{Peg} \left[1 + \frac{4}{Peg} \right] \right)^{-1} \quad (15)$$

Além do uso dos modelos apresentados acima, a forma da curva DTR fornece informações sobre o comportamento hidrodinâmico de reatores, podendo apresentar indicações de problemas que levem à não idealidade do escoamento ou falhas no procedimento experimental.

A Figura 2 mostra alguns dos desvios que podem ocorrer em recipientes que se aproximem do escoamento tubular. No escoamento pistonado $TDH = V/Q$ onde V é o volume e Q a vazão. Na Figura 2, \bar{t} representa o tempo de detenção obtido no ensaio hidrodinâmico.

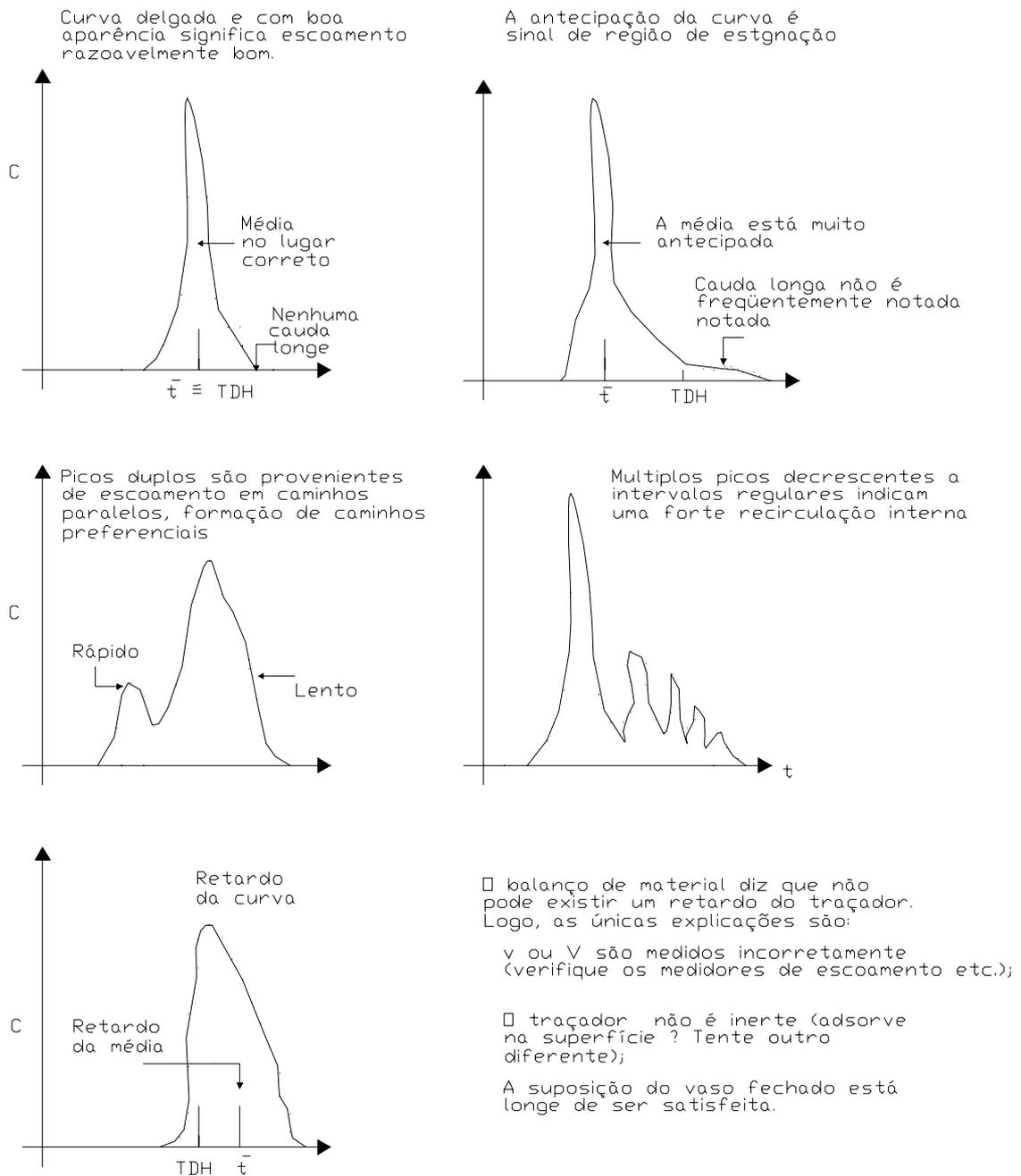


Figura 2 - Reatores com comportamento divergindo do escoamento pistonado.
 Fonte: Levenspiel, 1974.

De acordo com Kreft *et al.* (1986), diversas conclusões podem ser tiradas utilizando-se as curvas DTR, entre elas as definidas a seguir:

t_{90}/t_{10} : tempo em que 90% do traçador passa pelo ponto de leitura dividido pelo tempo em que 10% do traçador é detectado. Este parâmetro é igual a 1 para reatores pistonados ideais e 21,9 para reatores de mistura completa. Para sistemas definidos como reatores pistonados recomenda-se que esse valor seja menor que 2.

\bar{t}/TDH : tempo de detenção obtido no ensaio com traçador dividido pelo tempo teórico de detenção que resulta da divisão do volume do reator pela vazão do reator durante a leitura. Por definição essa taxa deve ser menor ou igual a 1. Caso esse valor seja muito inferior a 1 significa que o volume do reator é muito menor que o previsto ou então que a leitura da vazão não está correta.

t_p/TDH : tempo em que ocorre o pico da concentração do traçador dividido pelo tempo de detenção teórico. Esta taxa é igual a 1 para reatores pistonados ideais. Caso seja muito inferior a 1 indica curtos circuitos ou então volume efetivo baixo.

t_f/TDH : tempo em que o traçador é detectado pela primeira vez no ensaio hidrodinâmico dividido pelo tempo teórico de detenção da unidade. Valores iguais a 1 indicam reatores pistonados ideais, valores menores que 1 indicam curto circuitos.

t_{50}/\bar{t} : tempo em que 50% do traçador passa pelo leitor dividido pelo tempo de detenção obtido no ensaio hidrodinâmico. Esta taxa mede o desvio da curva obtida da curva normal. Valores menores que 1 podem indicar áreas estagnadas no reator (zonas mortas).

3.4.2.2. *Intensidade de radiação ultravioleta:*

A intensidade de radiação ultravioleta é afetada pela idade das lâmpadas, deposição de sólidos no envoltório das lâmpadas, configuração e posição das lâmpadas no reator.

Segundo White *et al.* (1986), diversos fatores devem ser considerados para estimar a quantidade de luz UV a que os microrganismos são expostos. A intensidade da radiação UV que a lâmpada emite diminui à medida que a lâmpada é utilizada; algumas configurações da lâmpada fornecem uma intensidade maior do que média na água residuária; uma parte da radiação UV é absorvida pelo ar, pelo quartzo ou superfícies não-reativas, pela água que separa dos organismos do alvo, pelos materiais orgânicos e inorgânicos presentes da água e pela poeira no ar.

3.4.2.3. *Características das águas residuárias.*

Dentre as características das águas residuárias que tem importância para a desinfecção, vale citar a vazão, sólidos suspensos e coloidais, concentração inicial de bactérias e outros parâmetros físicos e químicos tais como turbidez e ABS_{254 nm}. A concentração de sólidos suspensos totais (SST) e de microrganismos associados às partículas determinam a quantidade de radiação ultravioleta que atinge o microrganismo alvo. Quanto maiores estas concentrações, menor será a radiação ultravioleta absorvida pelos microrganismos (WEF, 1996).

Segundo WEF (1996), existem significativas reduções na inativação de bactérias heterotróficas por irradiação UV em esgoto bruto quando comparadas a esgotos submetidos a tratamento secundário.

Daniel (1989), citando outros autores, diz que a absorção da radiação ultravioleta pelas substâncias dissolvidas é, em grande parte, devida às substâncias de origem orgânica, mais do que às de origem inorgânica, o que torna as medidas de turbidez e cor parâmetros não adequados para avaliar a redução que pode ocorrer na intensidade de radiação ultravioleta.

A matéria particulada afeta a eficiência de desinfecção com radiação ultravioleta e a interferência provocada pelas argilas é menor porque predominantemente dispersam a radiação ultravioleta, mantendo a ação germicida da parcela dispersada (QUALLS *et al*, 1983, QUALLS *et al*, 1985).

A Tabela 3 mostra várias características das águas residuárias e seus efeitos na desinfecção com radiação ultravioleta.

Tabela 3 - Características das águas residuárias e seus efeitos na desinfecção com radiação ultravioleta.

Características das águas residuárias	Efeitos na desinfecção com radiação ultravioleta
Amônia, nitrito e nitrato	Pouco efeito
DBO	Pouco efeito. Mas, se grande parcela da DBO é caracterizada por compostos húmicos e/ou insaturados (ou conjugados) a transmitância pode ser diminuída.
Dureza	Afeta a solubilidade dos metais que podem absorver luz ultravioleta. Pode levar a precipitação de carbonatos nos tubos de quartzo que protegem as lâmpadas
Substâncias húmicas e ferro	Alta absorbância de radiação ultravioleta
pH	Afeta a solubilidade dos metais e carbonatos
SST	Absorvem a radiação ultravioleta e protegem as bactérias agregadas

Fonte: USEPA (1999).

Souza (2000) estudou a desinfecção de água com cor e turbidez elevadas com diferentes agentes desinfetantes. Segundo suas conclusões nos ensaios com radiação ultravioleta, a água com baixa cor e turbidez (2 uT) apresentou elevada inativação bacteriana (remoções maiores que 5 log com baixa intensidade de radiação), enquanto que águas com cor e turbidez (20 e 50 uT) elevadas apresentaram baixa inativação (remoções menores que 1 log com elevada intensidade de radiação).

Ao contrário da turbidez, a cor teve pouca influência na eficiência de inativação bacteriana, uma vez que tanto para a água de estudo com cor 5 uC ou 20 uC as curvas tiveram comportamento semelhante (SOUZA, 2000). Entretanto, a mesma autora afirma que talvez a variação de 5 uC para 20 uC não tenha sido suficiente para avaliar a interferência da cor na eficiência de desinfecção com radiação ultravioleta.

Harris *et al.* (1987) estudaram a correlação entre os parâmetros comumente usados na medição da qualidade da água e a $ABS_{254\text{ nm}}$ com a eficiência de inativação. Seus resultados mostraram altas correlações entre SS, a sobrevivência de coliformes fecais e a $ABS_{254\text{ nm}}$. A turbidez mostrou-se uma boa medida para indicação da eficiência de desinfecção e da $ABS_{254\text{ nm}}$.

Em seu trabalho Harris *et al.* (1987) mencionaram também que durante o período de estudo houve diversos “blooms” de algas que podem ter interferido na eficiência de desinfecção.

Harris *et al.* (1987) citam que a DQO, o COT, NH_3-N , e o N-orgânico também podem interferir na eficiência de desinfecção.

3.4.3. Mecanismo de inativação

O princípio germicida da radiação UV se baseia na destruição de ácidos nucleicos, proteínas e outras moléculas biologicamente importantes aos microrganismos, através de alterações fotoquímicas letais (KOLLER, 1952; WHITE *et al.*, 1986).

De acordo com White *et al.* (1986), células microbianas contêm ácidos nucleicos, DNA e RNA, que armazenam informação genética. Para viver e se reproduzir, as células devem replicar a informação bioquímica nesses ácidos nucleicos. Ácidos nucleicos podem absorver luz em diferentes comprimentos de onda, mas demonstram absorção máxima quando expostos a luz entre 255 nm e 260 nm. Lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio geram luz com grande maioria de seu espectro em 254 nm que é altamente absorvida pelo DNA dos microrganismos. Esse comprimento de onda tem forte efeito germicida.

Segundo Okuno & Vilela (2005) anos de pesquisa em laboratórios de Biologia Molecular permitiram desvendar o mistério do processo de indução de danos pela radiação UV. A estrutura de dupla hélice do DNA contém duas cadeias ou fitas constituídas de açúcar ou fosfato. As cadeias se ligam por um par de bases. As bases são de quatro tipos: duas grandes purinas – a adenina (A) e a guanina (G) – e duas pequenas pirimidinas – a timina (T) e a citosina (C). As ligações entre as bases são feitas por pontes de hidrogênio e as bases A só se ligam às T, da mesma forma que as bases C às G. A absorção de energia de um fóton da radiação UV pelo DNA, onde há duas bases pirimidinas adjacentes, induz à mutação. O processo começa pelo rompimento das ligações químicas em bases pirimidinas adjacentes, formando o que se chama de dímero.

A formação dos dímeros causa danos à estrutura do DNA impedindo sua duplicação normal e, conseqüentemente, a reprodução do microrganismo. Os dímeros de timina distorcem a dupla hélice do DNA e bloqueiam a replicação. Portanto, trata-se do mecanismo fundamental da desinfecção com radiação ultravioleta (HARRIS *et al.*, 1987; LILTVED & LANDFALD, 1999).

3.4.4. Características do sistema de desinfecção UV.

De acordo com Gonçalves (2003), a desinfecção por UV é efetiva na inativação de muitos vírus, esporos e cistos. Por tratar-se de um processo físico, elimina a necessidade de geração, manuseio, transporte ou estocagem de produtos químicos tóxicos, perigosos ou corrosivos. A desinfecção UV não gera efeitos residuais prejudiciais a humanos ou vida aquática. É ainda um sistema que requer baixíssimo tempo de contato e apresenta unidades compactas.

Por outro lado, os microrganismos podem, às vezes, reparar e reverter os efeitos destrutivos da radiação UV por meio de mecanismo de reativação. Quando em presença de luz é, conhecido como fotorreativação, ou em ausência de luz, conhecido como recuperação no escuro (HARRIS *et al.*, 1987).

A maior limitação para emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de esgoto sanitário é que este não pode ser turvo e nem apresentar densidades ópticas moderadas, o que implicaria na necessidade de uma pré-filtração a fim de minimizar essas características e aumentar a eficiência de inativação. Outros problemas operacionais incluem o rompimento do

quartzo das lâmpadas e a necessidade de limpeza periódica (SCHIRCH & RODRIGUES, 1993).

Outras desvantagens encontradas na desinfecção por UV são: necessidade de eletricidade continuamente, redução na eficiência com o acréscimo da turbidez ou cor, decréscimo da eficiência das lâmpadas com o uso, vida útil das lâmpadas limitada e o custo tende ser mais elevado que os métodos convencionais tais como a cloração (sem descloração) e as lagoas de estabilização (COLETTI, 2003).

3.4.4.1. Fotorreativação e recuperação no escuro.

A fotorreativação ocorre quando o microrganismo irradiado é exposto à radiação com comprimento de onda de 300 nm a 500 nm sendo submetido ao processo conhecido como desdimerização. A formação e o acúmulo de dímeros dependem do comprimento de onda e da dose de radiação absorvida. A 254 nm a formação de dímeros é cerca de oito vezes mais freqüente que a desdimerização (HARRIS *et al.*, 1987).

O mecanismo de recuperação no escuro ocorre na ausência de luz e envolve o reconhecimento enzimático de um dímero numa cadeia de DNA. O dímero é retirado da molécula de DNA e a seqüência original é recuperada (WEF, 1996).

Acredita-se que o mecanismo de recuperação no escuro é um mecanismo de reparação-exclusão no qual os dímeros de timina são cortados por um mecanismo multienzimático. A síntese de informação subsequente de um componente novo do DNA acontece então sobre banda complementar (HARRIS *et al.*, 1987).

Harris *et al.* (1987), estudaram o potencial de fotorreativação de indicadores de bactérias em águas residuárias desinfetadas em reatores UV de fluxo contínuo de vazão de 150 L/min. Segundo esses autores existe potencialidade de fotorrecuperação de microrganismos especialmente quando a água residuária é descarregada em sistemas abertos. Os resultados de sua pesquisa mostraram fotoreativação de até 2,0 log em coliformes totais.

Tosa & Hirata (1998) avaliaram a susceptibilidade da bactéria *E. coli* a radiação UV 254 nm e a fotoreativação em reator UV de bancada e batelada e também observaram o mecanismo de fotoreativação no microrganismo estudado.

SHABAN *et al.* (1997) pesquisaram a influência da turbidez e dos mecanismos de reativação (fotorreativação e recuperação no escuro) na desinfecção com radiação ultravioleta de diversos microrganismos inoculados em água de abastecimento e presentes no rio Nilo. Observaram que a radiação ultravioleta proporcionou efeito reduzido nos microrganismos para turbidez acima de 5 NTU e com 20 NTU não ocasionou efeito nas características morfológicas das células de algas. Ao estudarem o mecanismo de reativação, concluíram que a fotorreativação de microrganismos irradiados foi mais rápida que a recuperação no escuro. Para os colifagos estes mecanismos ocorreram somente quando os hospedeiros estiveram presentes. As algas recuperaram a forma normal após 3 dias em meio nutricional adequado e luz suficiente.

Daniel (1993) observou a fotorreativação tanto em coliformes totais como em coliformes fecais. O mesmo autor observou também o aumento da resistência dos microrganismos irradiados não inativados, quando submetidos novamente à desinfecção com esta radiação.

3.4.5. Fontes de emissão de radiação UV

De acordo com WEF (1996), a única fonte natural de radiação ultravioleta é a luz solar. Artificialmente pode ser obtida por meio de lâmpadas emissoras de radiação em comprimentos específicos.

Nas unidades de desinfecção a emissão de radiação ultravioleta é dada por lâmpadas de baixa e média pressão de vapor de mercúrio possuindo baixa e alta intensidade, respectivamente.

Para o efeito germicida as lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio são particularmente indicadas, pois têm alta emissão de radiação UV germicida por watt de energia elétrica consumida, mas têm baixo campo de intensidade (PHILLIPS, 1983; HAVELAAR *et al.*,1990).

Segundo Koller (1952), cerca de 85% da energia luminosa emitida (aproximadamente 50% da potencia nominal) pelas lâmpadas de baixa pressão corresponde a 254 nm, efetivo na inativação de microrganismos.

De acordo com Phillips (1983) as lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio, consistem num tubo com um eletrodo em cada extremidade. O tubo deve ser feito de vidro de sílica transparente, ou vidro que transmita UV. As lâmpadas são preenchidas não apenas com mercúrio, mas com uma mistura de mercúrio e gás inerte, usualmente argônio. A pressão do mercúrio é apenas a pressão de vapor de mercúrio que atual na região de 40°C. O gás inerte tem uma pressão muito mais alta que o mercúrio, entretanto não contribui com a emissão de radiação.

De acordo com Phillips (1983), as lâmpadas de mercúrio de baixa pressão de vapor de mercúrio têm um tempo de vida útil longo (milhares de horas). O processo principal da

deterioração da lâmpada é a falha do eletrodo, e este é agravado pelo ligar-desligar freqüente. Deve-se destacar que a vida útil das lâmpadas também varia muito em função da qualidade do material, bem como do número de acionamentos e das condições de operação.

Os principais fatores que contribuem para a redução da eficiência de emissão de radiação incluem também, deposição de mercúrio nas paredes (escurecimento) e solarização do invólucro (GONÇALVES, 2003).

Outro fator que deve ser levado em consideração é que no início de operação das lâmpadas UV as intensidades de radiação são superiores havendo um decaimento acentuado nas primeiras horas de funcionamento (GONÇALVES, 2003).

De acordo com Di Bernardo & Dantas (2005), as lâmpadas UV funcionam de forma parecida à das lâmpadas fluorescentes. A radiação UV é emitida pelo fluxo de elétrons (em decorrência do arco voltáico aberto entre os eletrodos positivo e negativo) através de vapor de mercúrio ionizado na maioria das lâmpadas. A diferença entre os dois tipos de lâmpadas é que o bulbo da lâmpada fluorescente é recoberto com fósforo, que converte a radiação UV em luz visível. A lâmpada UV não é coberta e só transmite a radiação UV gerada pelo arco.

Os reatores controlam a potência das lâmpadas UV e devem funcionar em temperaturas inferiores a 60°C. Dois tipos de reatores são usados com as lâmpadas UV: eletrônico e eletromagnético. O reator eletrônico opera em uma freqüência bem mais elevada que o eletromagnético, resultando temperaturas maiores e vida útil mais longa (DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

A temperatura da lâmpada, isto é, do tubo da lâmpada, influencia pouco na eficiência da lâmpada. Entretanto, a ascensão na temperatura do tubo causa um aumento na pressão do mercúrio. Há uma pressão ótima para a eficiência máxima. Se a pressão for demasiado baixa existe a probabilidade de insuficientes colisões entre elétrons e átomos do mercúrio. Logo “*Starting*” torna-se difícil. Se a pressão for demasiado elevada, as perdas elásticas devido às

colisões do átomo do elétron-mercúrio tornam-se significativas. A pressão ótima de operação é aproximadamente 7.10^{-3} T, que corresponde a uma temperatura de 40°C no tubo (PHILLIPS, 1983).

A princípio, a lâmpada distribui radiação uniformemente em todas as direções perpendicularmente ao seu eixo; entretanto, na prática surgem áreas de maior incidência de emissão (BILLOTA, 2000).

WEF (1996) cita que, de modo geral, a quantidade de energia emitida é limitada pela temperatura da lâmpada, variações de tensão da rede elétrica e idade da lâmpada.

As lâmpadas de média pressão de vapor de mercúrio (ou outras como as lâmpadas de antimônio) produzem alta emissão de radiação UV, entretanto uma parte substancial dessa emissão é perdida na emissão de luz visível. As perdas de energia das lâmpadas de média pressão de vapor de mercúrio são superiores as perdas das lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio. Entretanto, há uma crescente popularização do uso das lâmpadas de média pressão de vapor de mercúrio devido ao fato de requererem reatores pequenos, o que é vantajoso em instalações maiores de desinfecção com radiação UV (HAVELAAR *et al.*, 1990).

3.4.6. Dosagem de radiação ultravioleta.

O produto da intensidade de radiação e tempo de exposição é definido como dose de radiação, expressa em mJ/cm^2 . A influência da dosagem de energia radiante na remoção de microrganismos pode ser observada graficamente plotando-se a fração de sobreviventes em relação à dose aplicada (WEF, 1996).

De acordo com Bilotta (2000), a eficiência de inativação microbiana está associada principalmente à uniformidade de distribuição da radiação na lâmina líquida. A dose de radiação UV requerida na remoção dos diversos grupos de microrganismos encontrados em esgoto sanitário varia de acordo com as características biológicas das diferentes espécies.

De acordo com Metcalf & Eddy (2003) baseando-se em outros autores para que seja atingido até 4 log de inativação de bactérias são necessários doses de irradiação que variam de 80 mWs/cm² a 100 mWs/cm², enquanto que para 4 log de inativação de vírus essa faixa cai para 70 mWs/cm² a 90 mWs/cm² e para que se atinja 3 log de inativação de cistos de protozoários são necessários de 15 mWs/cm² a 25 mWs/cm².

Gonçalves (2003) diz que, de modo geral, bactérias e vírus são muito sensíveis à radiação UV, bastando doses efetivas da ordem de 20 mWs/cm² para inativar a maioria das espécies, o que não pode ser dito de protozoários e os ovos de helmintos, dotados de proteções naturais que permitem sua sobrevivência em ambientes adversos. As formas encistadas dos protozoários e os ovos de helmintos são muito resistentes à radiação UV, exigindo doses extremamente elevadas e, na maioria dos casos, antieconômicas, para resultar em eficiente inativação. Esse fato faz com que esses organismos devam ser retidos ou eliminados nas etapas do tratamento que precedem a desinfecção UV, o que, em função das consideráveis proporções, geralmente ocorre por sedimentação ou filtração.

Segundo Gonçalves (2003), a resistência à inativação dos diferentes organismos patogênicos por radiações UV varia de acordo com a espécie, sendo este um dos principais parâmetros de dimensionamento dos reatores UV para desinfecção. A Tabela 4 apresenta uma compilação de doses de UV para inativação de diversos organismos (patogênicos ou não aos seres humanos), obtida por ensaios em colimadores.

Tabela 4 – Doses de radiação UV para inativação de bactérias, vírus, algas, protozoários, helmintos e leveduras.

Bactéria	Dose UV (mWs/cm ²)	Vírus	Dose UV (mWs/cm ²)
<i>Agrobacterium lumefaciens</i>	8,5	Adenovírus Tipo III 3	4,5
<i>Bacillus anthracis</i>	8,7	Bacteriófagos	6,6
<i>Bacillus anthracis</i> (esporos de Antrax)	46,2	Coxsackie	6,3
<i>Bacillus paratyphosus</i>	6,1	Hepatite A *	3,7
<i>Bacillus subtilis</i>	11	Hepatite infecciosa	8
<i>Clostridium tetani</i>	23,1	Influenza	6,6
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	6,5	Mosaico de tabaco	440
<i>Dysentery bacilli</i>	4,2	Poliovírus	7,5
<i>Eberthella typhosa</i>	4,1	Rotavírus	24
<i>Escherichia coli</i>	6,6	Rotavírus AS -11*	9,9
Espécies de <i>Salmonella</i>	15,2		
Esporos de <i>Bacillus subtilis</i>	22	Protozoários e helmintos	Dose UV (mWs/cm²)
<i>Legionella bozemanii</i>	3,5	Cistos de <i>Giardia lamblia</i>	100
<i>Legionella pneumophila</i>	12,3	<i>E. histolytica</i>	84
<i>Leptospira interrogans</i>	6	Ovos de nematodos	40
<i>Micrococcus candidus</i>	12,3		
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	1,0	Algas	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (cepas ambientais)	10,5	<i>Chorella vulgaris</i>	22
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (cepas laboratoriais)	3,9	Alga azul verde	420
<i>Salmonella enteritidis</i>	7,6		
<i>Salmonella paratyphi</i> (febre entérica)	6,1	Fungos	Dose UV (mWs/cm²)
<i>Salmonella typhi</i> (febre tifóide)	7	<i>Aspergillus amstelodami</i>	77
<i>Salmonella typhimurium</i>	15,2	<i>Aspergillus glaucus</i>	88
<i>Sarcina lutea</i>	26,4	<i>Aspergillus niger</i>	330
<i>Shigella dysenteriae</i> - disenteria	4,2	<i>Penicillium digitatum</i>	88
<i>Shigella flexneri</i> – disenteria	3,4	<i>Penicillium expansum</i>	22
<i>Shigella paradysenteriae</i>	3,4	<i>Rhizopus nigricans</i>	220
<i>Sthaphylococcus aureus</i>	6,6		
<i>Sthaphylococcus epidermidis</i>	5,8	Leveduras	Dose UV (mWs/cm²)
<i>Streptococcus faecaila</i>	10	Levedura do pão	8,8
<i>Streptococcus hemolyticus</i>	5,5	Levedura da cerveja	6,6
<i>Vibrio cholerae</i>	6,5	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	13,2
<i>Vibrio comma</i> (cólera)	6,5	<i>Saccharomyces ellipsoideus</i>	13,2

Fonte: Gonçalves (2003)

Segundo Blatchley III (1997), o melhor sistema para uso em determinação experimental de constantes de reações fotoquímicas é o reator de bancada. Os colimadores são ideais para a

medição da cinética de inativação de microrganismos por radiação UV. O autor destaca ainda que o colimador de 20 cm de comprimento é o ideal para esses tipos de medida.

Segundo Di Bernardo & Dantas (2005), com base nos dados de literatura, há evidências de que a radiação UV é eficaz na inativação de microrganismos (vírus e bactérias), porém, as dosagens requeridas para inativação de protozoários, como *Giardia* e *Cryptosporidium*, são várias vezes maiores que aquelas necessárias para inativação de vírus e bactérias.

Wallis & Campbell (2002) estudaram o efeito da radiação UV na inativação de cistos de *Giardia lamblia*. Os resultados obtidos por esses autores mostraram que dosagens de aproximadamente 10 mJ/cm² inativaram aproximadamente 2 log (99%) dos microrganismos. Enquanto que doses de 40 mJ/cm² inativaram aproximadamente 3 log (99,9%) dos cistos. Segundo os autores os dados mostraram que os cistos de *G. lamblia* são mais resistentes que os oocistos do *C. parvum* a radiação ultravioleta.

Linden *et al.* (2004) estudaram a inativação de esporos aeróbios naturais com lâmpadas UV de baixa intensidade. A inativação seguiu cinética de primeira ordem com coeficiente de inativação entre 0,013 cm²/mJ e 0,022 cm²/mJ. A concentração de esporos nativos examinada em águas não filtradas variou de 10² a 10⁴ esporos/100 mL

Hassen *et al.* (2000) estudaram a inativação de seis espécies de bactérias em laboratório e a eficiência de desinfecção em efluentes filtrados e não filtrados em escala piloto. Os estudos em escala piloto revelaram baixos níveis de coliformes e *streptococcus* (3 unidade logarítmicas de redução) quando a água residuária tinha transmitância de 45% e dose UV aplicada era de 100 mW.s.cm⁻². Por outro lado, a remoção de *Pseudomonas aeruginosa* foi insuficiente (< 1.1 unidade logarítmica).

Ko *et al.* (2005) avaliaram a inativação de adenovírus tipo 41. Adenovírus entéricos humanos que incluem os adenovirus serotipos 40 (Ad 40) e 41 (Ad 41) são patogênicos importantes. Eles são a segunda causa mais comum de gastroenterites pediátricas próximos do

rotavírus em muitos estudos. O estudo indicou que o adenovírus Ad 41 foi muito resistente a radiação UV 254 nm. Aproximadamente 222 mJ/cm² de dose UV foi requerida para atingir 4 log de inativação para as condições experimentais testadas.

3.4.7. Medida da intensidade de energia radiante.

A distribuição de energia radiante da lâmpada não é uniforme em toda sua extensão, entretanto, pode ser estimada através de técnicas que empregam princípios físicos ou químicos para determinação.

Segundo Gonçalves (2003), os principais métodos para estimativa da intensidade média em um reator UV são: a bioavaliação, a actinometria, a modelagem matemática e a medição direta (radiometria).

Na bioavaliação é utilizada uma cultura pura de organismo indicador sensível ao UV, geralmente constituída por esporos de *Bacillus subtilis*. Em ensaios cinéticos obtém-se o decaimento da densidade do indicador em função de doses específicas de radiação UV, gerando uma curva de calibração. A seguir o microrganismo é injetado na unidade em funcionamento contínuo e, em intervalos de tempo, alíquotas são coletadas para quantificação do indicador. A dose equivalente é estimada com a curva de calibração e, em um gráfico dose *versus* tempo, obtém-se a intensidade média pelo coeficiente angular da reta ajustada aos pontos obtidos (WEF, 1996). Entretanto conforme afirma Sommer *et al.* (1997), esse método de determinação requer trabalho de laboratório confiável e preciso, e pode ter alto custo quando comparado a outros métodos, podendo ser usado na calibração de instrumentos de medição direta.

No método químico são promovidas reações fotossensíveis, em geral irreversíveis, decorrentes da adição de substâncias actinométricas. A solução actinométrica é introduzida no reator e, em intervalos de tempo, alíquotas são coletadas para determinar a concentração de fotoprodutos (DANIEL, 1993). Essa técnica é muito sensível a variações de procedimentos e deve-se tomar muito cuidado em todos os passos, a fim de assegurar dados consistentes e confiáveis. Como no método da bioavaliação, a actinometria demanda aparato de laboratório e mão-de-obra qualificada, além de ser necessário pH baixo para execução dos ensaios. A actinometria possui muitas vantagens em comparação com sistemas instrumentais para a finalidade particular de medir a intensidade de radiação ultravioleta. A actinometria não requer nenhum equipamento especializado (PHILLIPS, 1983).

Na modelagem matemática a estimativa da intensidade média de um reator é feita por meio do modelo matemático PSS (Point Source Summation). No modelo PSS a lâmpada é simulada como uma série fontes de pontos de radiação colineares. A intensidade em qualquer ponto na zona irradiada é estimada somando-se as contribuições de intensidade de cada fonte pontual (PHILLIPS, 1983). Segundo Blatchley III (1997), a limitação do uso do modelo matemático PSS é a incerteza relativa ao número de pontos a serem medidos.

A radiometria é o método mais utilizado para estimativa da intensidade, devido a sua simplicidade. Segundo Phillips (1983), o radiômetro é um instrumento que mede a radiação em função do comprimento de onda. Consiste essencialmente em dois componentes, primeiramente um dispositivo seletivo o qual isola uma parte do espectro para a medida, e um detector fotossensível. O ajuste do seletor, que pode ser um filtro, permite a passagem do comprimento de onda de interesse e, por outro lado, rejeita os demais comprimentos de onda por absorção ou dispersão.

Segundo Daniel (1993), a precisão da medida realizada com radiômetros está associada à sensibilidade do equipamento e à quantidade de medidas feitas em diferentes pontos do

reator. Objetivando-se a confiabilidade das leituras obtidas alguns autores recomendam o limite mínimo de quatro centímetros entre a fonte de emissão e o ponto de medição.

3.4.8. Equacionamento da desinfecção por radiação ultravioleta.

A expressão cinética que descreve a taxa de microrganismos inativados pela ação da radiação UV de forma mais simples é a denominada lei de CHICK. Na forma diferencial pode ser dada pela seguinte equação:

$$\frac{dN}{dt} = -k \cdot I_m \cdot N \quad (16)$$

Integrando-se a equação 16 têm-se:

$$\ln \frac{N}{N_0} = -k \cdot I_m \cdot t \quad (17)$$

N : concentração de microrganismos após irradiação, em NMP/100 mL;

N_0 : concentração inicial de microrganismos, em NMP/100 mL;

K : constante de inativação, em $(\text{mW}^{-1} \text{s}^{-1} \cdot \text{cm}^2)$;

I : intensidade de radiação ultravioleta, em $\text{mW} \cdot \text{cm}^{-2}$;

t : tempo de exposição, em s.

A Equação (17) indica que aumentando o produto da intensidade de radiação e o tempo de exposição pode reduzir a sobrevivência dos microrganismos.

A inativação dos microrganismos também pode ser representada pelo modelo de HOM, dado por:

$$\frac{dN}{dt} = -k' \cdot (I_m \cdot t)^n \cdot t^m \cdot N \quad (18)$$

Integrando-se a Equação 17 obtém-se:

$$\ln \frac{N}{N_0} = -\frac{k' \cdot I_m \cdot t^{m+n+1}}{m+n+1} \quad (19)$$

Como k' , m e n são constantes empíricas, pode-se realizar as seguintes substituições:

$$m + n + 1 = M;$$

$$\frac{k'}{m + n + 1} = K$$

Portanto obtém-se a seguinte equação:

$$\ln \frac{N}{N_0} = -K \cdot I_m^n \cdot t^M \quad (20)$$

Onde K , n e M são coeficientes do modelo de Hom.

Os coeficientes do modelo de Hom (K , n e M) são obtidos por regressão múltipla pelo método dos mínimos quadrados a partir da Equação (21) em:

$$\ln \left(-\ln \frac{N}{N_0} \right) = \ln K + n \cdot \ln I_m + M \cdot \ln t \quad (21)$$

Segundo Koller (1952), quando um feixe paralelo da radiação passa através de um meio uma fração constante da radiação é absorvida em cada distância da unidade do meio

atravessado. Assim a intensidade da radiação no meio cai com espessura crescente de acordo com uma relação exponencial conhecida como lei de Lambert (Equação 22).

$$\frac{I}{I_0} = e^{-\alpha t} \quad (22)$$

I_0 : intensidade de radiação aplicada ao meio;

I : a intensidade da radiação após ter atravessado uma distância t no meio;

e : a base logarítmica natural;

t : que a espessura atravessada do meio nos centímetros;

α : coeficiente de absorção por centímetro;

I/I_0 é chamado de fator de transmitância;

O coeficiente de absorção α é a fração da radiação que é absorvida em cada unidade de distância atravessada.

A intensidade média de radiação I_M distribuída no meio líquido pode ser determinada pela Equação 23, que resulta da integração da lei de Beer-Lambert em relação a espessura de lâmina líquida L (MOROWITZ, 1948).

$$I_M = \frac{I_0}{\alpha \cdot L} \cdot (1 - e^{-\alpha \cdot L}) \quad (23)$$

I_0 : intensidade UV aplicada no meio líquido (mW/cm^2);

L : caminho ótico (cm);

α : coeficiente de absorvância, dado por: $\alpha = A \cdot \ln(10) = 2,303 A$;

A: absorvância a 254 nm (u.a./cm).

A Equação 16 permite prever a taxa de microrganismos sobreviventes à radiação quando obedecidas as seguintes condições (DANIEL, 1989):

- Distribuição uniforme de radiação na camada líquida;
- Reator descontínuo ou regime de escoamento de pistão;
- Inativação com lesão única;
- Inativação proporcional à dose de radiação aplicada;
- População homogênea de microrganismos na sensibilidade a radiação.

Como as condições citadas não são satisfeitas em sistemas reais é necessária uma adaptação da expressão de primeira ordem para um modelo cinético mais adequado.

Alguns autores avaliam a fração de microrganismos inativados em termos da Equação 24, a qual resulta da combinação da Equação 1 com o fator N_p (HO *et al.*, 1998).

$$N = N_0 \cdot e^{-K \cdot I \cdot t} + N_p \quad (24)$$

N_p : concentração de associação microrganismo partícula, em NMP/100mL.

A dosagem de radiação ultravioleta pode ser obtida através da Equação (25)

$$D = I \cdot t \quad (25)$$

D = dose (mJ/cm²);

I = intensidade (mW/cm²);

t = tempo (s).

A dose aplicada por volume pode ser calculada pela Equação (26).

$$D_{av} = \frac{I_o \cdot t}{L} 0,278 \quad (26)$$

I_o : intensidade UV aplicada no meio líquido (mW/cm²);

T: tempo em s;

L: espessura da lâmina líquida (cm);

0,278 = fator de conversão.

A dose recebida volumétrica pode ser descrita pela Equação (27)

$$D_{av} = \frac{I_m \cdot t}{L} 0,278 \quad (27)$$

3.4.9. Operação e Manutenção de Unidades de Radiação Ultravioleta

No que diz respeito a operação e manutenção de unidades de radiação UV existem duas características atraentes da desinfecção UV quando comparada à desinfecção por cloração ou ozonização: operação e mais baixas exigências de manutenção. Porém, os sistemas de desinfecção por UV para serem efetivos têm que receber a atenção de operador e manutenção (WHITE *et al.*, 1986).

Segundo White *et al.* (1986), a manutenção de uma unidade UV é o mais importante aspecto da operação dessas unidades e consiste basicamente em:

- a) Rotina de limpeza química do sistema;
- b) Reposição periódica ou reparos de lâmpadas e equipamentos elétricos, “*relays*” e indicadores de luz.
- c) Limpeza anual, revisão e reparos do sistema.

Em seus estudos White *et al.* (1996), avaliaram a manutenção de seis lugares que utilizavam à radiação ultravioleta para desinfecção. Os autores concluíram que: a limpeza química (ácido cítrico, ácido sulfúrico, hipoclorito de sódio e detergentes) nas lâmpadas submersas pode ser determinada pelo declínio do desempenho de remoção de indicadores; e que os problemas elétricos encontrados aparentemente foram causados por ventilação inadequada que promovia temperatura excessiva nos componentes elétricos.

3.4.10. Custos Operacionais e consumos de energia elétrica em unidades de radiação ultravioleta.

Gonçalves (2003) afirma que a desinfecção por UV apresenta alto custo, tanto de instalação como de energia, dificultando, pelo menos por enquanto, sua utilização em larga escala.

Venosa *et al.* (1986) relataram que nos Estados Unidos a maior instalação de desinfecção por ultravioleta operando na época com 47 300 m³/dia, tinha custos de operação da ordem de \$ 5,28/1 000 m³, que eram um meio a um quarto das estimativas de custo para o cloração/descloração.

Sampaio (1985) obteve consumos de energia elétrica da ordem de 0,028 kWh/m³, 0,033 kWh/m³ e 0,067 kWh/m³ para lâminas líquidas de 3,6 cm e 8 cm respectivamente para se obter eficiências de remoção de coliformes totais de 99,99%, operando uma instalação UV piloto com capacidade de tratar até 1,82 L/s.

Camacho (1995) obteve consumos energéticos médios de 0,25 kWh/m³ para tempos de residência médios de 7 s e 1,25 kWh/m³ para tempos médios de residência de 30 s atingindo 4 log de inativação de coliformes fecais operando um reator UV piloto de lâmpadas submersas.

Sampaio (1985) citando outros autores relata custos operacionais da ordem de 0,008 \$ por metro cúbico de esgoto desinfetado em reator UV.

O custo operacional médio para sistema de desinfecção por radiação ultravioleta estimado por Sant'Ana *et al.* (2003) foi de R\$ 0,08/m³.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. GENERALIDADES

A pesquisa foi realizada nas instalações de desinfecção por UV da ETE Água Vermelha no distrito de Água Vermelha, pertencente à cidade de São Carlos (SP) próxima a rodovia SP-318, que liga São Carlos à Ribeirão Preto. A ETE Água Vermelha trata esgoto sanitário do distrito de Água Vermelha e da empresa TAM (Transportes Aéreos Regionais). A vazão de esgoto da TAM corresponde a aproximadamente 30 % da vazão total afluente à ETE.

A ETE Água Vermelha (Figura 3) apresenta uma unidade de tratamento preliminar (grade fina e caixa de areia), unidade de medição de vazão, estação elevatória de esgoto, reator anaeróbio UASB, Biofiltro Aerado Submerso, unidade de desinfecção por ultravioleta, tubulação para condução do efluente até o córrego das Araras e escada hidráulica.

A Figura 4 demonstra o esquema de funcionamento da ETE Água Vermelha.

A seguir serão descritas as etapas de tratamento e o percurso do afluente a ETE Água Vermelha até o reator de desinfecção ultravioleta.



Figura 3 – Vista Panorâmica da ETE Água Vermelha.

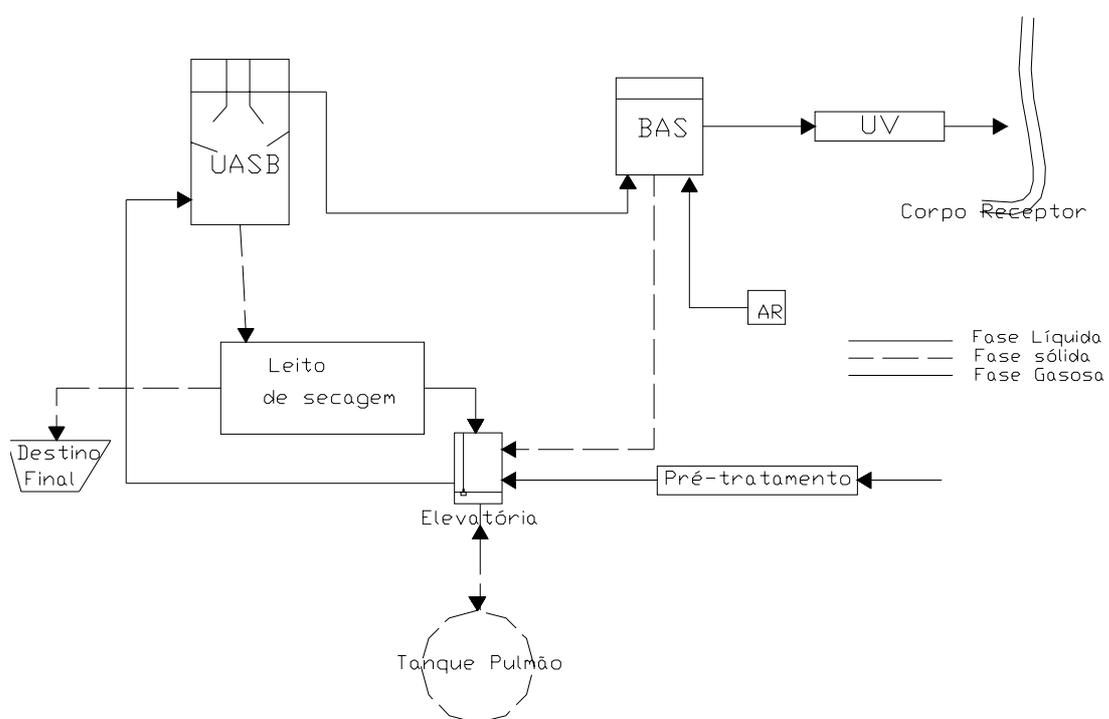


Figura 4 - Fluxograma de funcionamento da ETE Água Vermelha.

4.1.1. Gradeamento

O esgoto sanitário inicialmente passava por pré-tratamento com o objetivo de reter sólidos grosseiros. A grade fina de limpeza manual era constituída de 19 barras metálicas com seção retangular de 6 mm x 40 mm e espaçamento entre elas de 1,9 cm. O fundo e as paredes do canal onde se encontrava instalada essa grade era feito em aço revestido com fibra de vidro.

4.1.2. Caixa de Retenção de areia

A caixa de retenção de areia da ETE Água Vermelha era construída em estrutura metálica revestida por fibra de vidro sendo formada por duas câmaras de seção transversal retangular, com 0,40 m de largura e 3,90 m de comprimento. Foi dimensionada para remover no mínimo 95% de partículas com diâmetros maiores ou iguais a 0,2 mm.

4.1.3. - Medidor de vazão tipo Calha Parshall

Após passar pela caixa de areia o afluente da ETE passava por um medidor de vazão do tipo Calha Parshall. Esse medidor tinha garganta de 7,6 cm.

4.1.4. Estação elevatória de esgotos

Após ser gradeado e desarenado, o esgoto seguia para a estação elevatória, de onde podia tomar dois destinos: ser bombeado para o reator UASB ou ser armazenado no tanque pulmão. A estação elevatória da ETE Água Vermelha tinha ligação do tipo vaso-comunicante com o tanque pulmão, o que fazia com que em determinadas situações em que não se atingia

determinado nível no tanque pulmão o bombeamento não fosse acionado, ficando o esgoto armazenado nesse tanque. Esse tipo de acontecimento podia ser controlado, fechando-se o registro que existia entre o tanque pulmão e a elevatória, evitando-se assim que o esgoto fosse desviado para o tanque ao invés de ser diretamente bombeado para o reator UASB.

4.1.5. Tanque pulmão

O tanque pulmão era uma antiga lagoa anaeróbia da ETE que foi reaproveitada na ocasião da reforma da ETE a fim de funcionar como reservatório de esgoto em caso de falta de energia elétrica. Entretanto, em virtude da cota de fundo desse tanque ser mais baixa que a cota de fundo da elevatória, nas ocasiões em que o registro entre a elevatória e o tanque estava aberto o esgoto era transferido para esse tanque.

A Figura 5 ilustra o tanque pulmão e a ligação entre esse tanque e a estação elevatória.

Na Figura 5 :

N0 : Nível de fundo do Tanque Pulmão;

N1: Nível de fundo da Estação Elevatória;

N2: Nível de esgoto que permanecia no tanque mesmo após o bombeamento;

N3: Nível de esgoto antes da bomba ser acionada, quando o registro de gaveta (RG) estava aberto;

N4: Nível de extravasamento da estação elevatória para o tanque pulmão;

N5: Nível de entrada do esgoto vindo da caixa de areia;

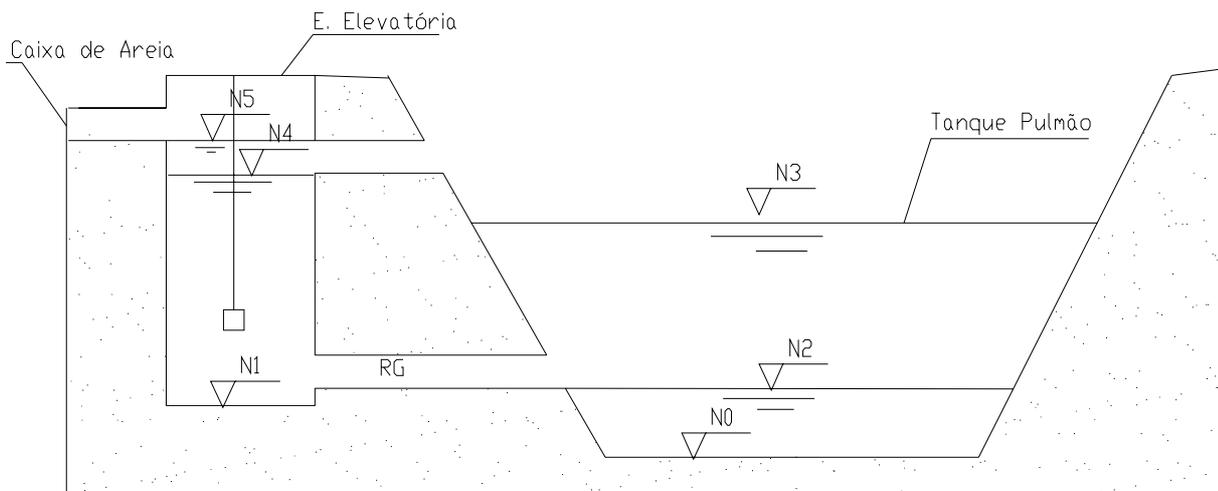


Figura 5 – Esquema ilustrativo do tanque pulmão.

4.1.6. Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB)

O esgoto recebia tratamento primário num reator do tipo UASB de 235 m³ com o objetivo de remoção de matéria orgânica (DBO) na ordem de 70%. Na primeira fase da pesquisa esse reator operou com TDH médio de 11 horas e de 6 horas quando se passou a utilizar apenas a metade do volume do reator em virtude da pesquisa de mestrado que estava sendo realizada nesse reator. Na segunda fase da pesquisa esse reator foi esvaziado e inoculado e o TDH médio foi de 4 horas, com mínimos de 2,6 horas e máximos de 8,0 horas.

4.1.7. Biofiltro Aerado Submerso

Após passar por tratamento anaeróbio o efluente era tratado em um Biofiltro Aerado Submerso de volume de 45 m³ com meio suporte constituído de brita de granulometria variando de 0 a 3. O BAS era responsável pelo polimento do efluente do UASB, através da remoção de compostos orgânicos e nitrogenados. O BAS possuía soprador com vazão de ar

de 86,3 m³/h até 198 m³/h. A distribuição de ar no fundo do BAS era feita por dispositivos com membrana de bolha grossa. Do BAS o efluente era conduzido para o reator de desinfecção ultravioleta, objeto da presente pesquisa.

4.2. DESCRIÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL

O dispositivo de desinfecção dos esgotos por UV foi instalado para reduzir o número de coliformes fecais para valores abaixo de 1 000 NMP/100 mL, a fim de atender ao padrão de lançamento para rios classe 2. A unidade UV (Figura 6) era constituída de dois canais independentes de 6 m x 1 m cada um, dotado de 75 lâmpadas germicidas, totalizando 150 lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio de 30 W cada uma delas. Na pesquisa foi adotado um único canal de desinfecção para realização dos testes.

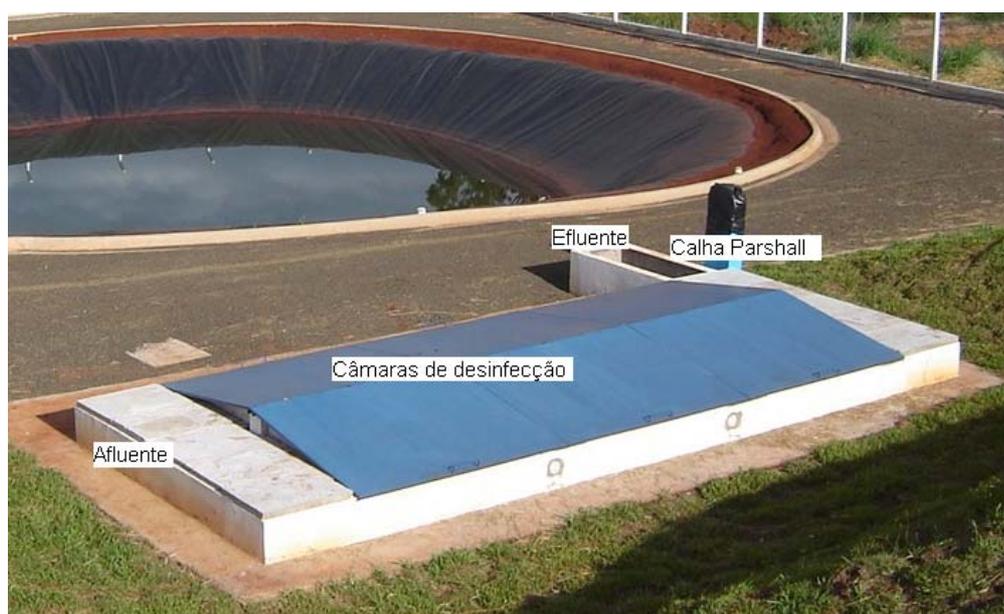


Figura 6 – Unidade de desinfecção ultravioleta

As lâmpadas germicidas usadas eram da marca PHILIPS modelo G30-T8 de fabricação holandesa, longa duração. Durante a primeira etapa da pesquisa cada lâmpada era ligada a um reator de 40 W. Junto a cada reator havia instalado um “LED” para informar sobre o funcionamento de cada uma das lâmpadas. Entretanto, esse sistema nunca funcionou corretamente, uma vez, que apenas dava indicativos de problemas nos reatores sendo que as lâmpadas podiam estar queimadas sem que o painel de “LEDs” indicasse qualquer anormalidade. A Figura 7 mostra os reatores utilizados na primeira etapa da pesquisa.



Figura 7 – Detalhe dos reatores da unidade UV na primeira etapa da pesquisa.

Em virtude de um incêndio ocorrido na unidade UV devido a um curto-circuito elétrico provocado por aquecimento do sistema elétrico da mesma, todos os reatores da unidade foram substituídos por reatores de baixa potência de 30 W cada um e o painel de “LEDs” foi retirado uma vez que não cumpria com sua função.

As paredes da câmara de desinfecção eram de alvenaria revestida com argamassa; já o seu fundo era em concreto revestido com argamassa. A argamassa de revestimento era lisa e revestida com pintura à base de tinta alumínio.

Os vertedores para controle do nível de esgoto e as comportas de entrada eram confeccionados com placas de teflon com controle para regulagem de altura de lâmina de esgoto e isolamento da unidade por ocasião de manutenção da mesma. Entretanto, o material não se mostrou adequado uma vez que apresentou deformações que praticamente inutilizaram os vertedores.

As lâmpadas germicidas eram emersas (acima do nível d'água), fixadas em refletores de alumínio polido. O sistema de lâmpadas era distribuído em seis módulos, cada qual com vinte e cinco lâmpadas germicidas de baixa pressão de vapor de mercúrio. A Figura 8 mostra um dos seis módulos de lâmpadas.



Figura 8 – Módulo (placa) de lâmpadas germicidas.

A vazão máxima adotada para o dimensionamento da unidade foi de $53,68 \text{ m}^3/\text{h}$ e a lâmina líquida foi de $4,0 \text{ cm}$ resultando numa dosagem nominal de projeto de $136,64 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ ou de $9,49 \text{ Wh}/\text{m}^3$ (SAAE, 2003).

Nas considerações de projeto foi adotado uma concentração de coliformes fecais de $2,0 \times 10^6 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ e $30 \text{ mg}/\text{L}$ de SST. Assim estimou-se que após a desinfecção o efluente final conteria em torno de $100 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ de coliformes fecais.

A Figura 9 mostra o corte da unidade de desinfecção utilizada no estudo. Deve-se ressaltar que a mesma não apresentava instalados vertedores e comportas de entrada na primeira etapa da pesquisa.

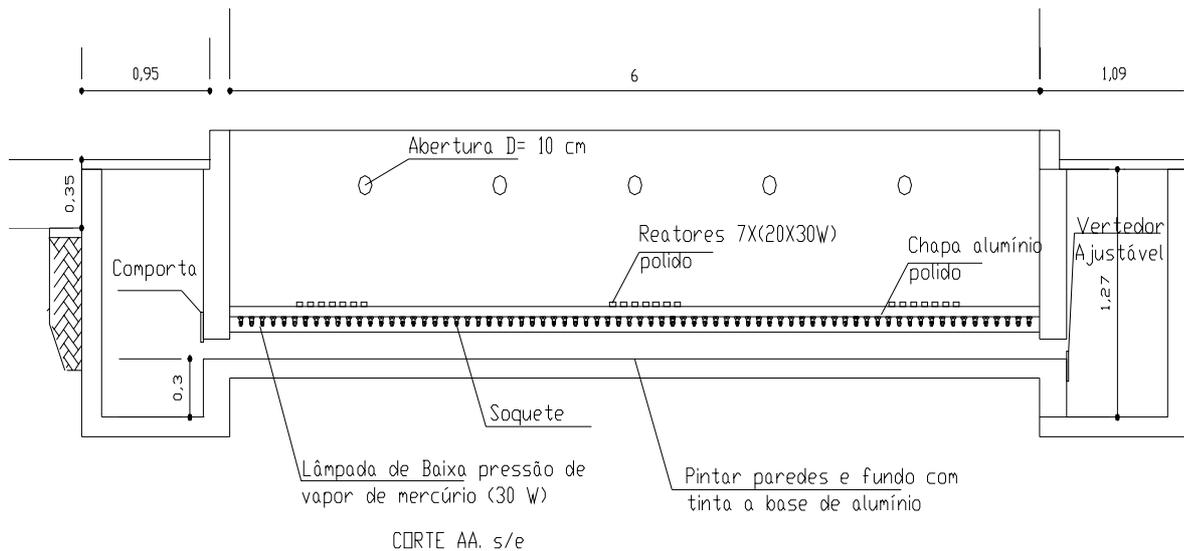


Figura 9 - Corte da unidade de desinfecção UV.
Fonte: SAAE, (2003).

4.3. PRIMEIRA ETAPA DA PESQUISA

Na primeira etapa da pesquisa no reator de desinfecção ultravioleta não se encontravam instalados os dispositivos de controle de altura de lâmina de esgoto, além do dispositivo de medição de energia. Em virtude desse fato optou-se por dar prioridade ao estudo das características operacionais da unidade. Foi dado destaque ao estudo da necessidade ou não de limpeza periódica das lâmpadas e da câmara de desinfecção. Nessa etapa da pesquisa também foram levantadas as opiniões dos operadores da unidade à respeito da manutenção da mesma. Paralelamente foram realizados ensaios de desinfecção com o efluente com lâmina de esgoto média de 3 cm, que era a lâmina de esgoto encontrada nos dias dos ensaios em função da vazão afluente à unidade.

A primeira etapa da pesquisa foi caracterizada também como período de partida do reator UASB e do BAS. Ambas as partidas foram realizadas sem inoculação, o que justificou durante todo o período de análises desta etapa (2 meses) as altas concentrações dos parâmetros físicos, químicos e biológicos medidos.

Nessa etapa as lâmpadas eram submetidas a temperaturas de até 60°C e os reatores a até 85°C, o que conforme já mencionado veio a provocar o incêndio na unidade que marcou o fim da primeira etapa de monitoramento.

4.3.1. Métodos analíticos, análises e exames.

A Figura 10 mostra os ensaios que foram realizados na primeira etapa da pesquisa e frequência de realização dos mesmos.

O afluente foi coletado à montante da unidade com auxílio de um “*bailer*” simulando a altura da lâmina de esgoto que estava afluindo a unidade e a jusante no final do canal de desinfecção. O efluente da unidade era coletado no final do canal de desinfecção.

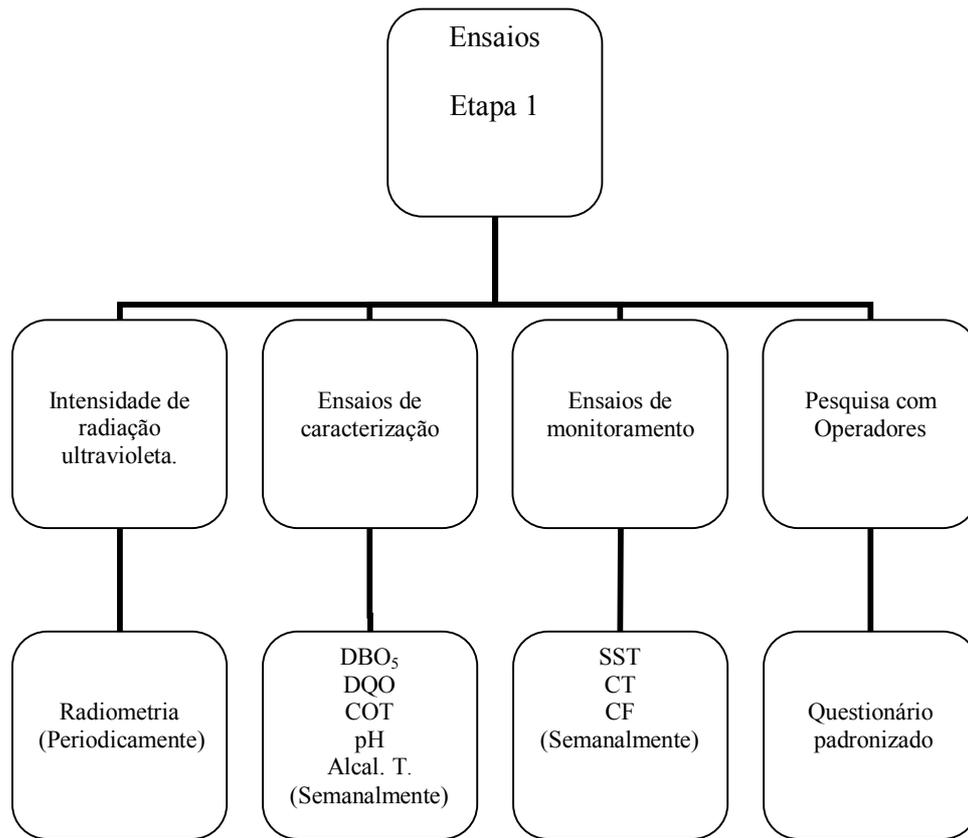


Figura 10 – Ensaio realizado na primeira etapa da pesquisa

Muito embora se saiba que parâmetros tais como: DQO, COT, DBO₅, pH, alcalinidade, SST, não sofram alterações ao serem submetidos à radiação UV (nas condições experimentais testadas) optou-se por medi-las a fim de testar se a variação da concentração desses parâmetros ao longo da câmara de desinfecção, provocada pelos sólidos que se depositavam no fundo do canal, poderia fornecer indicativos da necessidade da lavagem da câmara de desinfecção. Objetivava-se testar se a lavagem do canal de desinfecção poderia provocar alguma alteração na eficiência de desinfecção.

4.3.1.1. Determinação da intensidade média de radiação ultravioleta incidente

A determinação da radiação incidente teve dois objetivos: conhecer a distribuição da intensidade de radiação UV ao longo da câmara de desinfecção; e verificar a necessidade ou não de limpeza das lâmpadas em função da queda da intensidade média de radiação, e fornecer um indicativo do intervalo entre limpezas. Para a estimativa da intensidade média de radiação ultravioleta em 254 nm incidente na superfície irradiada foi utilizada radiometria. O radiômetro utilizado (Figura 11) possuía sensor de onda de 254 nm. Para cada módulo de lâmpadas (placa) foram adotados 8 pontos de leitura. Deve-se ressaltar que não foram adotados mais pontos em função do comprimento do cabo do equipamento que era relativamente curto em relação às dimensões da unidade. A precisão do radiômetro e do sensor era de $\pm 2,5\%$ e $\pm 5\%$, respectivamente.



Figura 11 - Radiômetro realizando medição da intensidade de radiação UV.

As lâmpadas estavam a uma distância de aproximadamente 20 cm do radiômetro.

No estudo da necessidade de limpeza e do intervalo de limpeza de lâmpadas foram utilizados dois módulos de lâmpadas (placas 1 e 2). Para cada placa foi feito radiometria em 3 momentos, variando-se as condições (lâmpadas sujas e lâmpadas limpas). As lâmpadas eram limpas com flanela de cor branca e álcool etílico de uso doméstico. O radiômetro era fixado em pontos previamente estabelecidos conforme ilustra a Figura 12.

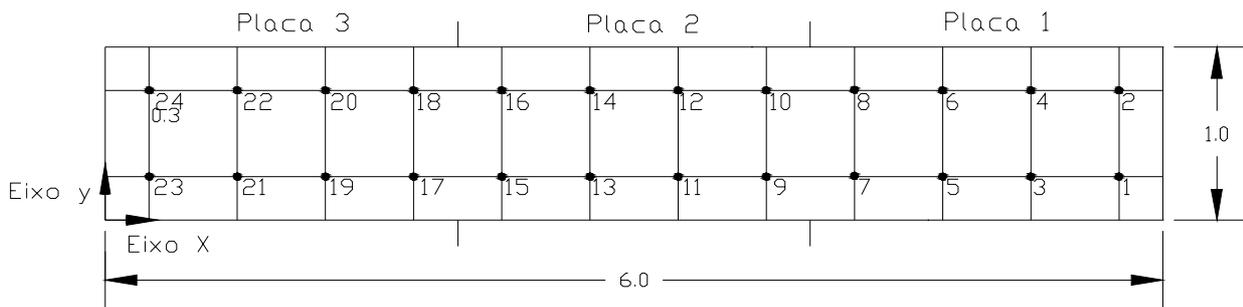


Figura 12 – Distribuição dos 24 pontos no reator UV que foram utilizados para leitura da intensidade pontual de radiação UV no ensaio de radiometria.

O estudo visando conhecer a distribuição de radiação incidente foi feito ao longo de toda a câmara de desinfecção para as mesmas condições (lâmpadas limpas, no mesmo tempo de operação das lâmpadas). A Tabela 5 fornece as coordenadas dos 24 pontos adotados nos ensaios de radiometria.

Tabela 5 - Coordenadas dos 24 pontos na câmara de desinfecção que foram utilizados para a leitura da intensidade pontual de radiação ultravioleta nos ensaios de radiometria.

Pontos Placa 1	X (m)	Y (m)	Pontos Placa 2	X (m)	Y (m)	Pontos Placa 3	X (m)	Y (m)
1	5,75	0,25	9	3,75	0,25	17	1,75	0,25
2	5,75	0,75	10	3,75	0,75	18	1,75	0,75
3	5,25	0,25	11	3,25	0,25	19	1,25	0,25
4	5,25	0,75	12	3,25	0,75	20	1,25	0,75
5	4,75	0,25	13	2,75	0,25	21	0,75	0,25
6	4,75	0,75	14	2,75	0,75	22	0,75	0,75
7	4,25	0,25	15	2,25	0,25	23	0,25	0,25
8	4,25	0,75	16	2,25	0,75	24	0,25	0,75

Deve-se destacar que o estudo iniciou-se após 1 000 horas de funcionamento das lâmpadas a fim de evitar possíveis quedas de intensidade, mais acentuadas no início do tempo de funcionamento das mesmas.

COLETTI (2003) observou grande oscilação e decaimento dos valores da potência radiante durante as 120 horas iniciais de funcionamento, especialmente nas primeiras 24 horas. O decaimento no restante da vida útil foi bem menos acentuado.

Os valores das intensidades pontuais foram modelados matematicamente através da utilização da equação geral da superfície $aX + bY + cXY + dX + eY + f$ (modelo quadrático) no programa STATÍSTICA para Windows da StarSoft de 1993, em que se utilizou o Método de Estimação Quasi-Newton para gerar os valores dos parâmetros a, b, c, d, e e f.

4.3.1.2 Ensaios de caracterização do efluente

Os ensaios de caracterização adotados na etapa 1 da pesquisa foram DQO, COT_f , DBO_5 , pH, alcalinidade, SST cujos métodos analíticos bem como os equipamentos utilizados na presente pesquisa estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Metodologias dos ensaios de caracterização utilizados.

Variável	Método
DQO (mg/L)	5220 – APHA <i>et al.</i> , 1998
COT _f (mg/L)	Analizador de carbono orgânico total.
DBO ₅ (mg/L)	5210 C – APHA <i>et al.</i> , 1998
pH	Potenciométrico
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	Titulométrico

4.3.1.3. Ensaio de Monitoramento

O microrganismo indicador de contaminação fecal utilizado na etapa 1 da pesquisa foi a *Escherichia coli*.

Os ensaios utilizados para verificar a eficiência do sistema testado foram os de desinfecção seguidos de análises da concentração de sólidos suspensos totais (SST) e exames coliformes de totais (CT) e E. Coli.

A metodologia adotada para a detecção dos coliformes totais e da *Escherichia coli* foi o uso do kit NKS Chromocult da SARTORIUS e a metodologia utilizada para quantificar os sólidos suspensos totais foi a gravimetria descrita por APHA *et al.*, 1998 (Método 2540 D).

4.3.1.4. Estudo das características operacionais da unidade UV

No estudo das características operacionais foi feito o acompanhamento da operação da unidade avaliando-se: necessidade de limpeza de canais e de lâmpadas. Nesse estudo foi avaliado também o grau de dificuldade encontrado pelos operadores da unidade UV na execução das atividades relacionadas. Foi feito um levantamento através de questionário padronizado em que os operadores avaliavam os quesitos pesquisados segundo quatro graus de dificuldade encontrados na execução de cada atividade: muito fácil, fácil, difícil, muito difícil. O questionário que foi utilizado é o mostrado na Figura 13.

Na avaliação da necessidade de limpeza ou não do canal de desinfecção, o canal era periodicamente lavado com água potável, quando notava-se o aumento da diferença entre a concentração afluente e efluente de parâmetros tais como DBO_5 , COT_f e DQO. Após a lavagem era feita a bacteriologia do efluente a fim de se comparar com os dias em que o canal era mantido sujo. A Figura 14 ilustra esse procedimento de lavagem.

QUESTIONÁRIO DE AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA UNIDADE DE DESINFECÇÃO ULTRAVIOLETA DA ETE ÁGUA VERMELHA

O presente questionário faz parte de uma pesquisa sobre manutenção e operação de unidades UV.

Para respondê-lo não é necessário se identificar.

Em relação à manutenção da unidade ultravioleta assinale a alternativa que representa sua opinião em relação ao grau de dificuldade encontrado na execução da atividade descrita:

Manuseio das tampas da unidade UV:

Muito fácil Fácil Difícil Muito difícil

Por quê? **Justifique:**

Manuseio das placas onde estão fixadas as lâmpadas da unidade UV:

Muito fácil Fácil Difícil Muito difícil

Por quê? **Justifique:**

Limpeza do canal de desinfecção:

Muito fácil Fácil Difícil Muito difícil

Por quê? **Justifique:**

Limpeza das lâmpadas:

Muito fácil Fácil Difícil Muito difícil

Por quê? **Justifique:**

Limpeza da caixa que recebe o efluente do BAS e distribui para a unidade UV:

Muito fácil Fácil Difícil Muito difícil

Por quê? **Justifique:**

Substituição e aquisição de lâmpadas e demais equipamentos eletrônicos da unidade UV:

Muito fácil Fácil Difícil Muito difícil

Por quê? **Justifique:**

Comparativamente a manutenção das demais partes da ETE (Caixa de areia , adutora, tanque pulmão, BAS, UASB) você considera a manutenção da unidade UV:

Mais fácil

Igual dificuldade

Mais difícil.

Figura 13 – Questionário utilizado na pesquisa com operadores da ETE Água Vermelha.



Figura 14 – Lavagem do canal de desinfecção.

Para a análise dos resultados da necessidade da lavagem da câmara de desinfecção, foi utilizada a ferramenta análise de variância (ANOVA – Analyses of Variance), a fim de analisar a significância da lavagem da câmara de desinfecção na eficiência de desinfecção.

Neste teste, que objetivou observar a significância de lavagem da câmara de desinfecção na qualidade efluente, as variáveis utilizadas foram sólidos suspensos totais, coliformes totais e fecais, obtidos na etapa 1, para câmara lavada ou não.

Nestes testes de significância, com auxílio da ANOVA, quando o valor de *Wilks' Lambda* foi menor que 0,05 a variável testada (coleta, lâmina de água ou lavagem) foi considerada significativa e pouco significativa quando apresentou valor maior que 0,05. O programa utilizado para os testes de significância foi o SYSTAT 9.0.

4.4. SEGUNDA ETAPA DA PESQUISA

A segunda etapa da pesquisa teve seu início com inoculação do UASB e do BAS e com o término da reforma da unidade ultravioleta que havia sofrido um incêndio que culminou

com o encerramento da primeira etapa de testes. Esperava-se que com a inoculação dos reatores UASB e BAS houvesse melhoria na qualidade do afluente a unidade UV.

Nesta etapa da pesquisa foram testadas 3 alturas de lâmina de esgoto diferentes. Optou-se por testar a altura de lâmina de projeto 4 cm e as imediatamente superior e inferior a mesma, 5 cm e 3 cm respectivamente. A regulagem da altura dessas lâminas era feita com o auxílio de vertedor triangular. As lâminas 4 cm e 5 cm ocorriam nos momentos em que a bomba de recalque era acionada.

Nesta etapa da pesquisa foi instalado também um watímetro através do qual foi feito o controle do consumo de energia elétrica da unidade ultravioleta.

4.4.1. Ensaios realizados na segunda etapa da pesquisa

A Figura 15 mostra os ensaios que foram realizados na segunda etapa da pesquisa assim como, a frequência da realização dos mesmos.

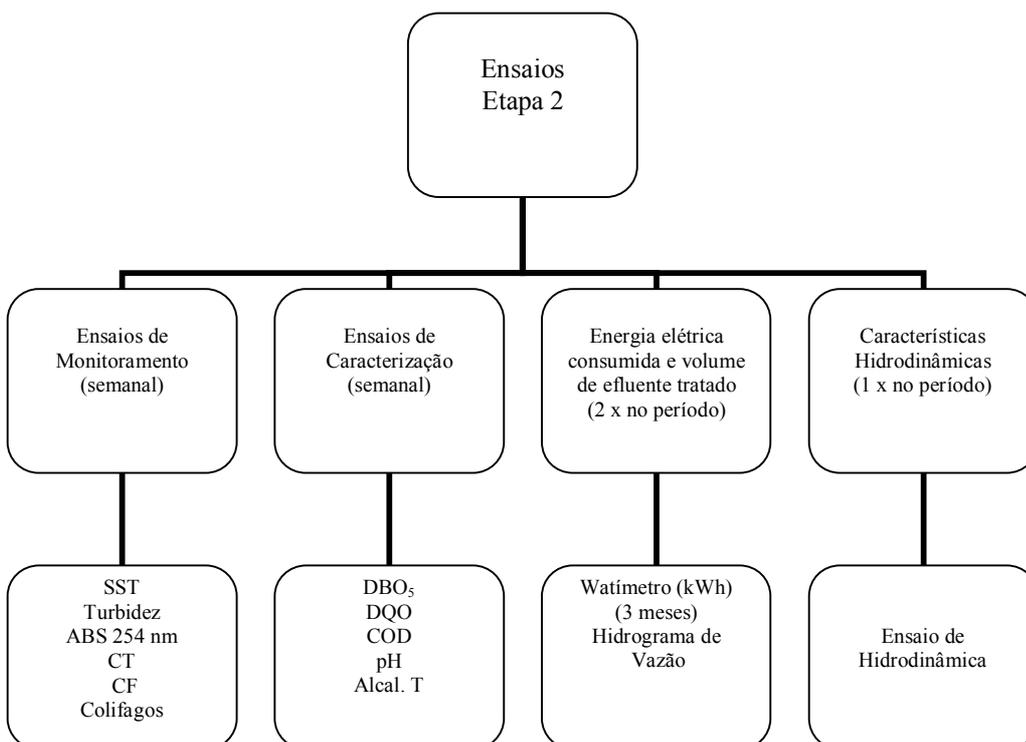


Figura 15 - Frequência de realização dos ensaios.

4.4.1.1 Caracterização da água residuária.

A caracterização da água residuária foi feita a montante e a jusante da unidade de desinfecção com ultravioleta. A montante o afluente era coletado com o auxílio de um *bailer* na caixa distribuidora de efluente do BAS, mergulhando-se o bailer de modo a simular a altura da lâmina de esgoto que estava sendo submetida a desinfecção (Figura 16). A jusante o efluente era coletado na nos vertedores na saída da unidade UV (Figura 17).

Os ensaios de caracterização adotados foram os mesmos da etapa 1 da pesquisa e sua metodologia segue a mostrada na Tabela 6.



Figura 16 - Ponto de coleta de afluente



Figura 17 - Vertedores de saída-ponto de coleta de efluente

4.4.1.2 Ensaio de monitoramento

Os microrganismos indicadores de contaminação fecal utilizados na segunda etapa de testes foram os colifagos e a *Escherichia coli*.

Os ensaios utilizados para verificar a eficiência do sistema testado foram os de desinfecção seguidos de análises e exames da concentração de sólidos suspensos totais (SST), coliformes totais (CT), ABS_{254 nm} (bruta) e turbidez.

As concentrações de SST foram obtidas pelo método gravimétrico (Método 2540 D, APHA, 1998) e são resultado das médias das concentrações afluentes e efluentes à unidade a fim de minimizar possíveis erros experimentais ocasionados pela coleta com o “*bailer*” e nos vertedores.

A absorvância bruta foi feita em espectrofotômetro UV visível. A turbidez foi medida em turbidímetro. Nas médias de ABS_{254 nm} e turbidez foi adotado o mesmo procedimento de coleta de amostra para realização da gravimetria.

Para a detecção dos coliformes totais e da *Escherichia coli* foi utilizado o kit NKS Chromocult, sendo que as amostras eram agitadas em agitador automático a fim de garantir a homogeneidade da amostra.

Para a detecção dos colifagos foi adotada a metodologia da contagem das placas de lise onde seu crescimento é indicado pelo aparecimento de placas opacas no crescimento transparente da bactéria hospedeira. Foi utilizada como hospedeira a cepa de *E. coli* (CCT 0549 CIP 55.30), conservada em TSA (Agar Triptona Soja) adquirida da Fundação André Tosello de Campinas, SP.

4.4.1.3. Medição do consumo de energia elétrica e do volume de esgoto desinfetado.

Para medir a energia elétrica consumida pelo sistema foi utilizado watímetro marca Schlumberger, modelo FY 202 3 fases, 4 fios 3 elementos, instalado na entrada da unidade de desinfecção UV. As Figuras 18 e 19 mostram esse equipamento.



Figura 18 -Detalhe Watímetro.



Figura 19 - Watímetro medindo energia elétrica consumida na Unidade UV.

4.4.1.4. Volume de esgoto sanitário tratado

O volume de esgoto sanitário desinfetado diário variava em função da utilização ou não do tanque pulmão. Durante o período de monitoramento o tanque pulmão funcionava nas segundas, quartas e sextas feiras. Nos demais dias o mesmo permanecia fechado. Na condição em que esse tanque permanecia fechado o esgoto era diretamente bombeado da rede coletora para o reator UASB de onde seguia para o BAS e para o reator de desinfecção ultravioleta.

A quantificação do volume de esgoto sanitário desinfetado foi feita através de hidrograma de vazão – com média horária de leituras realizadas a cada 30 minutos - obtido através de leitura na Calha Parshall localizada a jusante da unidade de desinfecção. Foram realizados levantamentos para as duas situações de operação da ETE – com o uso do tanque pulmão e sem o uso do mesmo.

4.4.1.5. Custos operacionais.

Os custos operacionais foram levantados durante aproximadamente um mês através da quantificação das horas trabalhadas na manutenção da unidade UV durante esse período (22 de março de 2006 e 26 de abril de 2006). Deve-se destacar que nesse custo não são consideradas as horas trabalhadas nos reparos realizados na unidade em função do incêndio ocorrido, razão pela qual, o monitoramento foi feito apenas no período citado. A fim de se obter dados mais precisos seria necessário mais tempo de monitoramento.

4.4.1.6. Características hidrodinâmicas do Reator.

A fim de se conhecer as características hidrodinâmicas da unidade de desinfecção foi feito um estudo com traçador salino (cloreto de sódio) com concentração da solução aplicada de 5 000 mg/L. No em questão foi feita medida da condutividade do esgoto e feita a correlação entre o teor de cloreto e a condutividade.

A aplicação do traçador foi feita na forma de pulso sendo que a solução de sal foi preparada num tambor utilizando esgoto para a diluição do sal, sendo seu conteúdo introduzido no menor tempo possível com o auxílio do dispositivo esquematizado na Figura 20. O dispositivo tinha volume de 1,650 L o que resultou numa quantidade de cloreto de sódio aplicada de 8 250 mg.

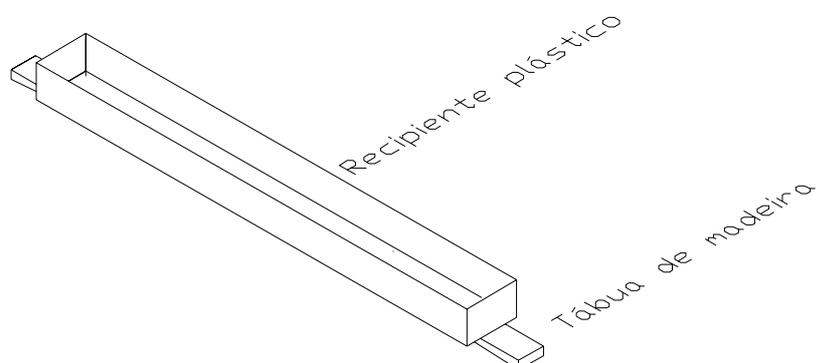


Figura 20 – Esquema do dispositivo utilizado para aplicação de traçador na forma de pulso.

Os dados foram coletados com o auxílio de sonda de condutividade e de calculadora que armazenava os dados, na posição central do vertedor de saída da unidade. As leituras foram feitas em intervalos de 0,5 s e os resultados foram coletados por 150 s, ou seja, mais de 3 vezes o tempo de detenção teórico da unidade que era de 40 s. No estudo em questão o tempo teórico de detenção era de 40 s.

O procedimento de tratamento de dados de ensaios hidrodinâmicos pode ser encontrado em Levenspiel (1974), De Nardi (1997), Povinelli (1999) entre outros autores.

O equacionamento utilizado para o tratamento de dados foi previamente apresentado no item 3.4.2.1.1 da revisão bibliográfica deste trabalho.

4.5. TESTES DE SIGNIFICÂNCIA DA VARIAÇÃO DE ALTURAS DE LÂMINA DE ESGOTO TESTADAS - TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS.

A fim de analisar a representatividade da coleta de dados, primeiramente, foi utilizada a ferramenta análise de variância (ANOVA – Analyses of Variance), a fim de verificar a

significância de diferentes lâminas de água e de diferentes qualidades de afluentes na eficiência de desinfecção das águas residuárias.

Para o primeiro teste, que visou a observar a significância de variação de diferentes lâminas de águas e diferentes qualidades de afluentes na desinfecção, as variáveis utilizadas foram SST, ABS $_{254\text{ nm}}$, turbidez e eficiência de inativação de coliformes totais e fecais, obtidos na etapa 2, para diferentes coletas e lâminas de água.

Nestes testes de significância, com auxílio da ANOVA, quando o valor de *Wilks' Lambda* foi menor que 0,05 a variável testada (coleta, lâmina de água ou lavagem) foi considerada significativa.

Para as variáveis coletas em diferentes dias e com diferentes lâminas de água, utilizou-se a ferramenta estatística análise do componente principal (PCA – Principal Component Analyse), a fim de obter agrupamentos de coletas semelhantes, já que esta variável foi significativa. Além disso, foram obtidas variáveis significativas, ou seja, aquelas que mais variaram nas diferentes coletas. Para determinação destas variáveis, consideraram-se significativas aquelas variáveis cujos fatores foram maiores que 0,7.

O programa utilizado para os testes de significância e para o PCA foi o SYSTAT 9.0. Os gráficos com os agrupamentos foram gerados a partir dos *scores* gerados nas PCA's e a ferramenta utilizada foi o programa STATISTICA.

5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. ETAPA 1.

Na etapa 1 da pesquisa não havia dispositivo controle da altura da lâmina de esgoto instalado (vertedor). Devido à vazão afluyente, a altura média da lâmina de esgoto nos dias das coletas de dados foi de aproximadamente 3 cm. Nesta etapa observou-se também o superaquecimento da câmara de desinfecção provocada especialmente por ventilação insuficiente. A temperatura do ar na câmara de desinfecção era de aproximadamente 60°C.

O sistema de recalque da ETE mostrou-se inadequado à operação da ETE. O poço de sucção da estação elevatória instalada na ETE possuía volume inferior ao especificado em projeto, o que ocasionou partidas da bomba em intervalos menores que o projetado. Os dados coletados por Pierotti (2007) indicaram também que a bomba instalada pode não corresponder à especificada em projeto, visto que esta deveria ter capacidade máxima de recalque de 16 L/s e foram aferidas vazões de até 40 L/s com picos de 1 minuto de duração no reator UASB. Nestes momentos notava-se o extravasamento das caixas distribuidoras de vazão do BAS direto para as tulipas coletoras do efluente final que era destinado ao reator UV. Assim, muitos sólidos e algas encontradas no tanque pulmão e UASB eram carregadas diretamente para o reator de desinfecção.

As Figuras 21 e 22 mostram respectivamente o extravasamento do BAS no momento de acionamento do sistema de bombeamento e a grande quantidade de algas que se formavam no tanque pulmão e eram carregadas para os reatores UASB, BAS e UV.



Figura 21 - Caixas distribuidoras de efluente do BAS extravasando no momento de acionamento da bomba.



Figura 22 – Algas depositadas no tanque pulmão que eram carregadas para os reatores.

5.1.1. Ensaios de caracterização.

Na Tabela 7 são mostrados os resultados de caracterização do afluente e efluente à unidade UV. O parâmetro pH não apresentou variação expressiva ao longo dos ensaios mantendo-se em torno de 7,4. Embora o pH não corresponda a fator limitante no desempenho da radiação UV, seus resultados auxiliaram no acompanhamento das condições do meio reacional, o mesmo podendo ser dito da alcalinidade. A alcalinidade apresentou grande variabilidade em virtude das transformações ocorridas no BAS (processos de nitrificação) ou mesmo da pequena estabilidade do reator UASB e BAS provocada principalmente pela condição de stress que esses reatores eram submetidos em virtude das condições hidráulicas desfavoráveis (regime de batelada).

Tabela 7 - Resultados da caracterização físico-química do efluente desinfetado por radiação UV na primeira etapa da pesquisa: alcalinidade e pH.

Idade da lâmpada (h)	Afluente pH	Efluente pH	Afluente Alcal. Total (mgCaCO ₃ /L)	Efluente Alcal. Total (mgCaCO ₃ /L)	Afluente Alcal. Parcial (mgCaCO ₃ /L)	Efluente Alcal. Parcial (mgCaCO ₃ /L)
48	7,6	7,4	151	160	41	39
216	7,5	7,0	213	265	167	234
384	7,5	7,2	193	240	166	175
552	7,4	7,3	320	302	252	243
720	7,4	7,2	264	286	210	232
888	7,3	7,3	255	246	198	187
1176	7,4	7,3	252	248	195	167
1536	7,5	7,4	252	276	187	190
Média	7,4	7,3	238	253	177	183
Desvio Padrão	0,08	0,12	51	43	61	65

A Tabela 8 mostra os resultados dos ensaios de caracterização DBO₅²⁰, DQO e COT_f. Observou-se grande variabilidade de dados, provocada principalmente pelo fato do reator UASB não ter atingido seu equilíbrio pelos problemas já relatados no sistema de bombeamento da ETE.

As variações observadas nesses ensaios de caracterização identificadas entre o afluente e efluente à unidade UV se devem possivelmente a desvios experimentais, decorrentes dos métodos de coleta e análise.

A coleta na posição central do vertedor de saída pode ter provocado possíveis erros experimentais provocados por eventuais caminhos preferenciais e na coleta na entrada da unidade também pode ter sofrido alterações pela dificuldade de coletar com o “*bailer*” exatamente a espessura da lâmina de esgoto que estava sendo desinfetada – no tanque que distribuía o efluente do BAS para o reator UV haviam muitos sólidos sedimentados que

eventualmente eram coletados por esse dispositivo. Estas informações são procedentes, visto que a radiação incidente (nas condições experimentais adotadas) não promove reações de oxidação de substâncias particuladas. Assim sendo, a análise desses resultados indicou que o controle das variáveis DBO_5^{20} , DQO e COT_f no afluente e efluente da ETE Água Vermelha não se constituiu numa ferramenta útil de controle da necessidade de limpeza ou não da câmara de desinfecção.

Tabela 8 - Resultados da caracterização físico-química do efluente desinfetado por radiação UV na primeira etapa da pesquisa: DBO_5 , DQO e COT_f

Idade da lâmpada (h)	Afluente DBO_5^{20} (mg/L)	Efluente DBO_5^{20} (mg/L)	Afluente DQO (mg/L)	Efluente DQO (mg/L)	Afluente COT_f (mg/L)	Efluente COT_f (mg/L)
48	178±18	178±18	267±24	265±24	24±2	26±2
216	200±21	203±21	143±13	109±10	16±1	21±2
384	214±22	234±24	139±13	151±14	15±1	37±3
552	260±27	276±28	227±20	230±21	36±3	60±5
720	294±30	300±31	369±33	380±34	26±2	28±2
888	404±41	450±46	503±45	480±43	57±5	72±6
1176	NR	NR	487±44	490±44	33±3	56±5
1536	281±29	278±28	370±33	391±35	27±2	26±2
Média	262	274	313	312	29	40
Desvio Padrão	76	89	141	145	13	19

NR: Não realizado

5.1.2. Ensaios de monitoramento.

5.1.2.1 Concentrações de sólidos suspensos totais

Pode-se observar pela Figura 23 o comportamento da concentração de SST ao longo do período de testes. A média das concentrações obtidas nessa etapa da pesquisa foi de 78mg/L com desvio padrão de 24,5 mg/L, ou seja, as concentrações foram muito superiores à

concentração adotada para projeto da unidade 30 mg/L. Este fato pode ser explicado pela baixa eficiência de remoção de SST dos reatores anteriores e pelos constantes extravasamentos que ocorriam no BAS quando do acionamento da bomba de recalque.

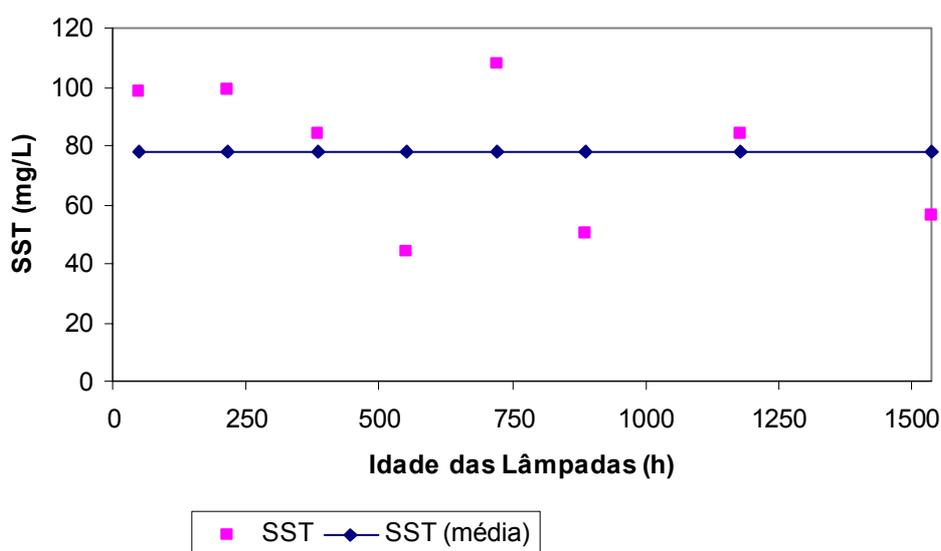


Figura 23 – Variação da concentração de sólidos suspensos totais.

Deve-se ressaltar que a radiação ultravioleta só é efetiva no processo de desinfecção quando esta atinge diretamente os microrganismos. Dessa forma, o esgoto a ser desinfetado deve se apresentar com baixas concentrações de sólidos suspensos, para que esses não atuem na absorção da energia ultravioleta e na proteção dos microrganismos contra a radiação UV.

5.1.2.2 Eficiência de inativação de Coliformes Totais e Coliformes Fecais

Pode-se observar pelos dados mostrados na Tabela 9 que as maiores eficiências de inativação de coliformes totais (4 log) ocorreram nas primeiras horas de funcionamento das

lâmpadas germicidas, quando as intensidades de radiação são maiores, conforme reportam Coletti, 2003; Gonçalves, 2003; entre outros.

Tabela 9 - Eficiências de inativação obtidas para coliformes totais nos ensaios de desinfecção na primeira etapa da pesquisa.

Idade Lâmpada (h)	Lâmina (cm)	t (s)	Dav (Wh/m ³)	N0 (NMP/100 mL)	N (NMP/100 mL)	Log (N/No)	E (%)
48	3	71	26,101	$2,40 \cdot 10^8$	$1,00 \cdot 10^4$	-4,380	99,9958
216	3	71	26,101	$7,90 \cdot 10^8$	$5,00 \cdot 10^4$	-4,199	99,9937
384	3	71	26,101	$5,90 \cdot 10^7$	$6,00 \cdot 10^3$	-3,993	99,9898
552	3	71	26,101	$4,60 \cdot 10^6$	$4,20 \cdot 10^3$	-3,040	99,9087
720	3	71	26,101	$7,10 \cdot 10^7$	$8,30 \cdot 10^3$	-3,932	99,9883
888	3	71	26,101	$1,57 \cdot 10^7$	$1,40 \cdot 10^4$	-3,050	99,9108
1176	3	71	26,101	$6,40 \cdot 10^7$	$1,22 \cdot 10^4$	-3,720	99,9809
1536	3	71	26,101	$3,80 \cdot 10^7$	$5,50 \cdot 10^4$	-2,839	99,8553

A Figura 24 mostra a variação da eficiência de inativação de coliformes totais em função do tempo de funcionamento das lâmpadas. Destaca-se que nas primeiras 250 horas de funcionamento das lâmpadas as eficiências de desinfecção foram superiores conforme esperado.

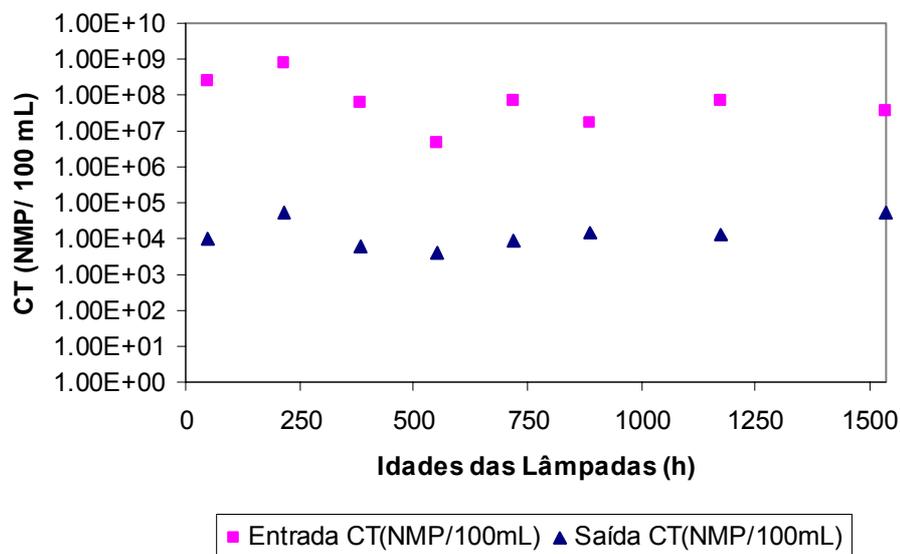


Figura 24 – Variação da eficiência de inativação de coliformes totais.

A literatura mostra que efluentes de UASB e BAS tem concentrações de coliformes fecais da ordem de 10^6 a 10^5 NMP/100 mL. (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2000; GONÇALVES, 2000; SANT'ANA *et al.*, 2003). Os dados mostrados na Tabela 10 e ilustrados na Figura 25 indicaram que na maioria das situações as concentrações previstas pela literatura foram superadas em virtude provavelmente das baixas eficiências de remoção de SST e matéria orgânica e conseqüentemente de coliformes associados aos sólidos observadas no reator UASB e no BAS que estavam sob condições hidráulicas desfavoráveis, provocadas pelos picos de vazão causados pelos problemas no sistema de recalque da ETE.

Muito embora tenha havido alta eficiência de inativação de coliformes fecais, devido às altas concentrações afluentes os padrões de lançamento exigidos pela legislação em vigor só foram atingidos quando as concentrações afluentes tinham densidades de organismos próximas a 10^6 NMP/100 mL.

Tabela 10 - Eficiências de inativação obtidas para coliformes fecais nos ensaios de desinfecção.

Idade Lâmpada (h)	Lâmina (cm)	t (s)	Dav (Wh/m³)	NO (NMP/100 mL)	N (NMP/100 mL)	Log (N/No)	E (%)
48	3	71	26,101	$1,80 \cdot 10^8$	$5,00 \cdot 10^3$	-4,556	99,997
216	3	71	26,101	$3,30 \cdot 10^8$	$1,80 \cdot 10^4$	-4,263	99,995
384	3	71	26,101	$4,20 \cdot 10^7$	$3,00 \cdot 10^3$	-4,146	99,993
552	3	71	26,101	$1,80 \cdot 10^6$	$8,00 \cdot 10^2$	-3,352	99,956
720	3	71	26,101	$2,90 \cdot 10^7$	$2,10 \cdot 10^3$	-4,140	99,993
888	3	71	26,101	$4,90 \cdot 10^6$	$9,00 \cdot 10^2$	-3,736	99,982
1176	3	71	26,101	$4,00 \cdot 10^6$	$4,60 \cdot 10^3$	-2,939	99,885
1536	3	71	26,101	$1,30 \cdot 10^7$	$2,00 \cdot 10^3$	-3,813	99,985

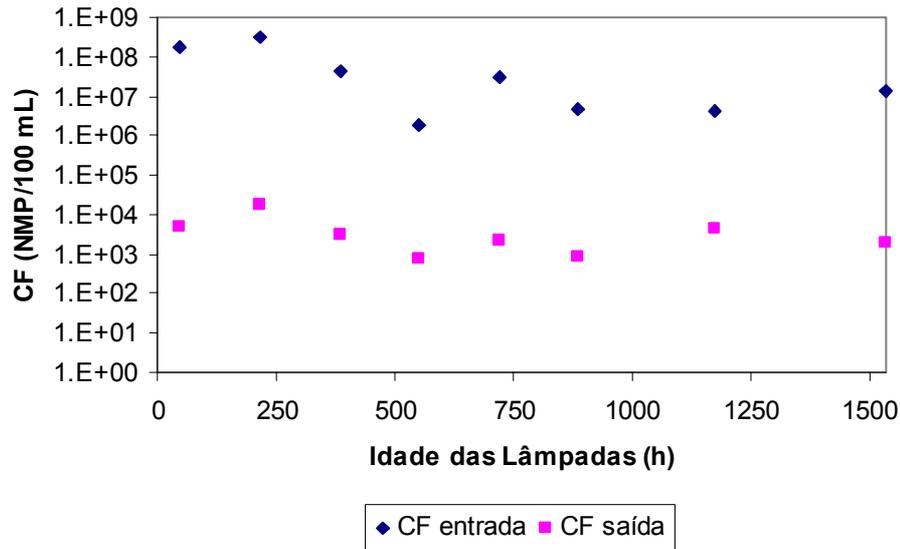


Figura 25 – Variação da eficiência de inativação de coliformes fecais.

5.1.3. Intensidade de radiação ultravioleta incidente

As Tabelas 11 e 12 apresentam resultados da influência da limpeza de lâmpadas emersas na intensidade média de radiação UV. Os resultados forneceram indicativos de que as perdas devido à deposição de sólidos são relativamente pequenas chegando a 6% em 834 horas de operação e que a limpeza adequada das lâmpadas germicidas pode promover a recuperação de intensidade de radiação UV perdida devido à deposição de sólidos nas mesmas.

Nos dois primeiros ensaios a temperatura do ar na câmara de desinfecção era de aproximadamente 60 °C enquanto que no último ensaio essa temperatura era de 38 °C. No último ensaio já havia sido realizada a reforma na unidade UV e os problemas com superaquecimento solucionados.

Os resultados obtidos indicam que conforme esperado a recuperação de intensidade UV na placa 1 de lâmpadas, mantida sem limpeza por um período de 1 890 horas, (4,38%) foi

maior que a recuperação do placa 2 que foi limpa no início do período de testes (2,65%) em virtude da maior deposição de sólidos na placa 1. Pode-se observar que na placa 1 a diferença entre a perda de intensidade UV e a recuperação da mesma foi de aproximadamente 1,5% enquanto que na placa que era limpa periodicamente essa diferença foi maior atingindo 3%. Essas constatações sugerem que embora as perdas de energia sejam semelhantes em ambos os casos, a limpeza periódica das lâmpadas com álcool etílico é mais efetiva na remoção da sujeira.

Em função dos resultados obtidos pode-se inferir que a limpeza das lâmpadas pode ser feita em períodos superiores a dois meses. Na decisão da necessidade de limpeza das lâmpadas germicidas deve-se levar em consideração também a fragilidade do sistema para que no procedimento de limpeza não se provoquem avarias que venham a prejudicar a eficiência da desinfecção.

Tabela 11 – Placa 1: Influência da limpeza de lâmpadas na intensidade média de radiação ultravioleta incidente na superfície irradiada no interior da câmara de desinfecção.

Ponto de amostragem	I ₀₁ (mW/cm ²)	I ₀₂ (mW/cm ²)	I ₀₃ (mW/cm ²)	% perdas em 834 h.	% recuperação após limpeza
1	3,87 ± 0,29	3,74 ± 0,28	3,75 ± 0,28	3,36	0,26
2	3,67 ± 0,26	2,99 ± 0,22	3,44 ± 0,26	18,53	12,26
3	4,39 ± 0,33	4,3 ± 0,32	4,4 ± 0,33	2,05	2,28
4	4,26 ± 0,32	3,87 ± 0,29	4,02 ± 0,30	9,15	3,52
5	4,46 ± 0,34	4,2 ± 0,32	4,16 ± 0,31	5,83	-0,90
6	4,1 ± 0,31	3,84 ± 0,29	4,13 ± 0,31	6,34	7,07
7	3,95 ± 0,30	3,93 ± 0,29	4,08 ± 0,30	0,51	3,80
8	3,69 ± 0,28	3,59 ± 0,27	3,84 ± 0,29	2,71	6,78
			Média	6,06	4,38
			Desvio Padrão	5,74	4,23

I₀₁: Lâmpadas com 1056 horas de funcionamento sem limpeza

I₀₂: Lâmpadas com 1890 horas de funcionamento sem limpeza

I₀₃: Lâmpadas com 1890 horas de funcionamento após limpeza

Tabela 12 - Placa 2: Influência da limpeza de lâmpadas na intensidade média de radiação ultravioleta incidente na superfície irradiada no interior da câmara de desinfecção.

Ponto de amostragem	I₀₁ (mW/cm²)	I₀₂ (mW/cm²)	I₀₃ (mW/cm²)	% perdas 834 h.	% recuperação após limpeza
9	3,97 ± 0,30	3,84 ± 0,29	3,77 ± 0,28	3,27	-1,76
10	3,99 ± 0,30	3,76 ± 0,28	3,73 ± 0,28	5,76	-0,75
11	3,96 ± 0,30	3,55 ± 0,27	3,94 ± 0,30	10,35	9,84
12	3,92 ± 0,29	3,9 ± 0,29	3,92 ± 0,29	0,51	0,51
13	4,44 ± 0,33	4,03 ± 0,30	4,14 ± 0,31	9,23	2,47
14	4,31 ± 0,32	4,01 ± 0,30	4,13 ± 0,31	6,96	2,78
15	4,06 ± 0,30	3,91 ± 0,29	4,06 ± 0,30	3,69	3,69
16	4,51 ± 0,34	4,24 ± 0,32	4,44 ± 0,33	5,99	4,43
			Média	5,72	2,65
			Desvio Padrão	3,22	3,61

I₀₁: Lâmpadas com 1056 horas de funcionamento com limpeza

I₀₂: Lâmpadas com 1890 horas de funcionamento sem limpeza

I₀₃: Lâmpadas com 1890 horas de funcionamento após limpeza

A Figura 26 mostra a distribuição da intensidade de radiação ultravioleta ao longo da câmara de desinfecção. Pode-se observar uma variação de intensidade resultante principalmente do fato do módulo 1 ter sido mantido por mais tempo sujo em virtude dos testes realizados no mesmo.

A intensidade média encontrada na câmara de desinfecção foi de 3,97 (mW/cm²).

Na Figura 26 o eixo x representa a dimensão 6 m e o eixo y a dimensão de 1 m do canal de desinfecção.

A equação gerada pelo programa STATÍSTICA para representar distribuição da intensidade de radiação UV na câmara de desinfecção foi: $I_0 = 4,455 - 0,1103 \cdot X + 0,0133 \cdot y$

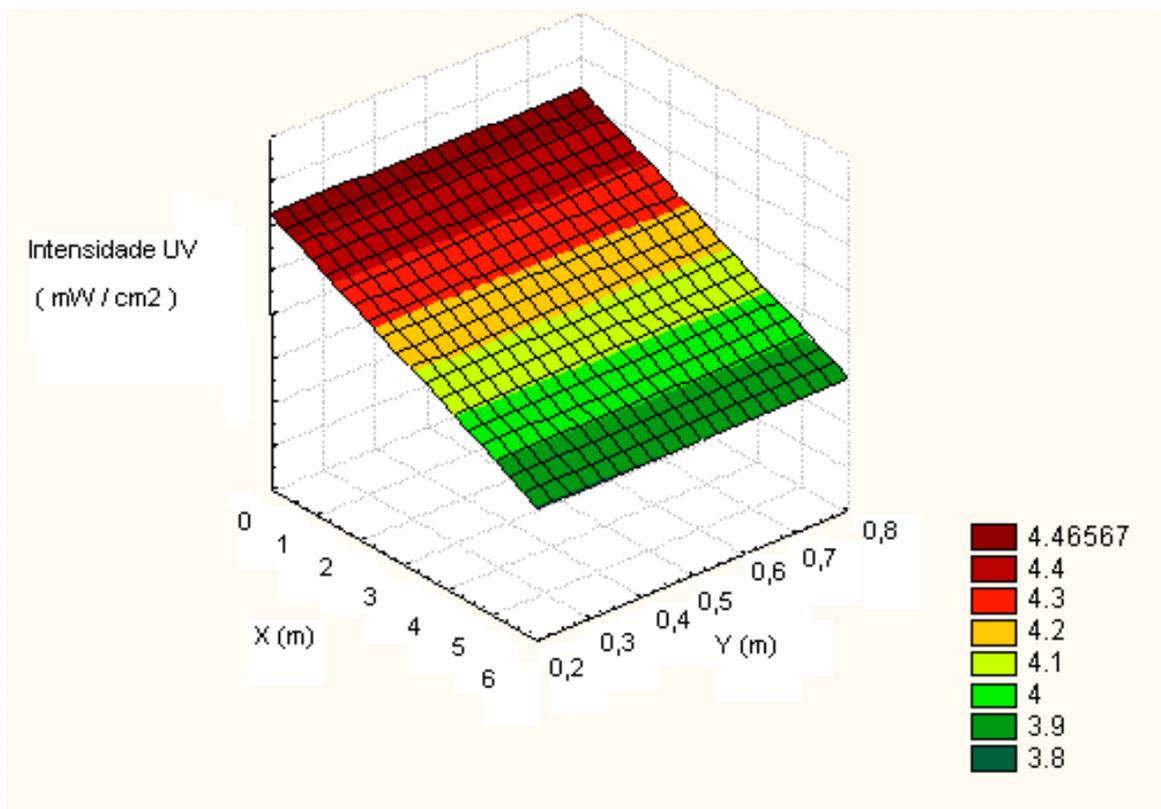


Figura 26 - Distribuição da intensidade de radiação UV ao longo da câmara de desinfecção.

5.1.4. Estudo qualitativo das características operacionais da unidade UV.

Durante o período de levantamento de dados periodicamente a câmara de desinfecção era lavada com água potável a fim de eliminar a grande quantidade de sólidos que era carregada do biofiltro aerado submerso e se depositava no fundo do canal de desinfecção. A unidade UV foi projetada para operar com uma concentração máxima de SST de 30 mg/L. Entretanto, em virtude das condições hidráulicas desfavoráveis dos reatores (UASB e BAS) essa concentração de SST apresentou durante todo o período valores maiores que 30 mg/L conforme mostrado na Figura 23.

Os dados coletados (Tabela 13) indicaram que não houve relação entre o aumento da eficiência de inativação de microrganismos e a limpeza do canal, uma vez que os sólidos

depositados no fundo do mesmo pouco interferiram nas características do esgoto que passava sobre ele. Observa-se que na hora 720 de funcionamento da lâmpada mesmo sem a lavagem a remoção de CF foi superior a hora 888, onde previamente a coleta, a câmara foi lavada. O mesmo fenômeno se repetiu em outros momentos o que leva a concluir que a lavagem da câmara não interferiu na eficiência de inativação no reator de desinfecção da ETE AV.

A análise mais aprofundada desses dados correlacionando lavagem, turbidez, SST e eficiência de desinfecção foi feita com auxílio da ANOVA e mostrou que a lavagem não foi considerada significativa no aumento da eficiência de desinfecção, visto que o valor de *Wilks' Lambda* foi maior que 0,05.

Os resultados fornecidos pela ferramenta ANOVA podem ser vistos no Apêndice B.

Tabela 13 – Influência da limpeza da câmara de desinfecção na eficiência de inativação de microrganismos.

Idade Lâmpada (h)	Lavagem Câmara	CF E (%)	CT E (%)
48	Sim	99,997	99,9958
216	Sim	99,995	99,9937
384	Não	99,993	99,9898
552	Não	99,956	99,9087
720	Não	99,993	99,9883
888	Sim	99,982	99,9108
1176	Não	99,885	99,9809
1536	Não	99,985	99,8553

A Figura 27 mostra o resultado da pesquisa realizada com operadores da unidade de desinfecção ultravioleta que avaliou a operação e manutenção do sistema de desinfecção segundo quatro graus de dificuldade.

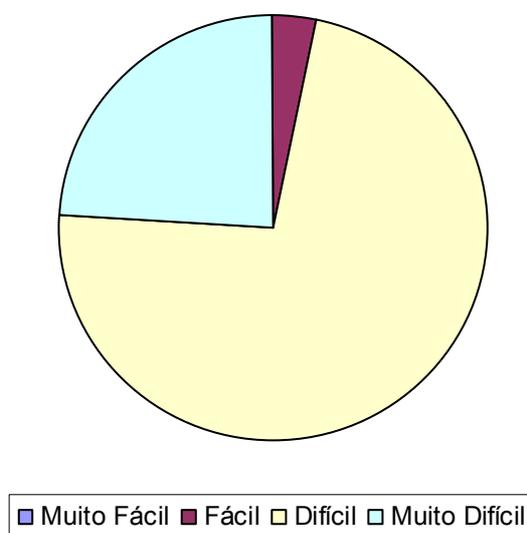


Figura 27 – Opiniões dos operadores da ETE Água Vermelha quanto à dificuldade da operação da unidade de desinfecção com ultravioleta

A maioria dos operadores pesquisados julgou as atividades de manutenção da unidade ultravioleta difíceis.

A pesquisa realizada com esses operadores da ETE Água Vermelha indicou que os maiores problemas encontrados na manutenção da unidade UV relacionaram-se a dificuldade de manuseio das placas e tampas da unidade que são pesadas, a falta de espaço para a movimentação desses operadores, a falta de apoio dos módulos de lâmpadas e a ausência de equipamento para identificação de lâmpadas queimadas o que dificulta a execução das atividades de limpeza e manutenção da unidade de desinfecção.

Dos operadores que responderam ao questionário fornecido, a maioria considerou que o grau de dificuldade encontrado na execução das atividades de manutenção da unidade UV é o mesmo encontrado na manutenção e operação das demais unidades da ETE (Caixa de areia, adutora, UASB, BAS, tanque pulmão).

5.2. ETAPA 2.

Na etapa 2 da pesquisa foram testadas 3 alturas diferentes de lâmina de esgoto (3,0 cm, 4,0 cm e 5,0 cm). A etapa foi marcada pela inoculação do reator UASB e do Biofiltro Aerado Submerso, já que ambos os reatores eram objeto de pesquisa e necessitavam ter seu desempenho melhorado. Nesta etapa também foi feita uma adaptação no sistema de bombeamento da ETE já que a vazão recalçada era superior à demanda ocasionando regime de escoamento de batelada e conseqüente carregamento de sólidos dos reatores. Com essa adaptação esse problema foi amenizado, o extravasamento dos vertedores do BAS tornou-se menos freqüente e o regime de escoamento passou a ser semi-contínuo.

A Tabela 14 mostra resultados de caracterização físico-química do efluente do BAS realizado em coleta composta do dia 15 de agosto de 2006.

Essa caracterização mostra a baixa qualidade do efluente do BAS que afluía a unidade de desinfecção ultravioleta. As médias de CF encontradas no BAS durante a fase de monitoramento situaram-se na faixa de 17×10^7 e as de CT 39×10^7 .

Tabela 14- Características do efluente do Biofiltro Aerado Submerso

SST	pH	Alc.T.	DQO	DBO ₅	NAT	N- org	NTK	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	P- Total	P- PO ₄ ⁻³	COT _f
mg/L		mg CaCO ₃ /L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
61	7,5	293	217	105	43	10	53	0,2	3	2	7	26

A caracterização do efluente do BAS revelou também a presença das seguintes concentrações de metais: zinco (1,57 mg/L), Ferro (19,96 mg/L), manganês (0,47 mg/L) e cobre (0,06 mg/L).

Pode-se observar a presença de alta concentração de ferro que pode explicar as altas absorvâncias mostradas no apêndice A e encontradas no efluente do reator ultravioleta durante o período de monitoramento da unidade.

5.2.1. Ensaio de Caracterização.

As Tabelas 15 e 16 apresentam os resultados dos ensaios de caracterização realizados na segunda etapa da pesquisa. As altas concentrações dos parâmetros DBO_5 ,²⁰ DQO e COT_f são resultado do período de inoculação e ausência da estabilização do reator UASB e do Biofiltro Aerado Submerso. Durante todo o período de testes da segunda etapa, apesar de ter havido uma pequena melhoria na qualidade do efluente, não se atingiu estabilização desses reatores.

Tabela 15 - Resultados dos ensaios de caracterização físico-química do efluente desinfetado por radiação UV na segunda etapa da pesquisa.

Data Coleta	Ensaio	Afluente DBO_5,²⁰ (mg/L)	Efluente DBO_5,²⁰ (mg/L)	Afluente DQO (mg/L)	Efluente DQO (mg/L)	Afluente COT_f (mg/L)	Efluente COT_f (mg/L)
31/08/06	1	371 ± 37	325 ± 33	342 ± 31	241 ± 22	35 ± 3	52 ± 4
4/9/06	2	216 ± 22	280 ± 29	257 ± 23	371 ± 33	17 ± 2	20 ± 2
12/9/06	3	183 ± 19	142 ± 15	319 ± 29	297 ± 27	36 ± 3	46 ± 4
27/09/06	4	242 ± 25	243 ± 25	201 ± 18	204 ± 18	25 ± 2	27 ± 2
9/10/06	5	161 ± 17	223 ± 23	383 ± 34	366 ± 33	29 ± 3	43 ± 4
17/10/06	6	90 ± 9	91 ± 9	162 ± 15	191 ± 17	20 ± 2	19 ± 2
26/10/06	7	270 ± 38	243 ± 25	293 ± 26	254 ± 23	23 ± 2	22 ± 2
31/10/06	8	NR	NR	259 ± 32	239 ± 22	21 ± 2	21 ± 2
	Média	233	221	289	270	26	31
	Desvio Padrão	105	80	78	68	7	14

As concentrações das variáveis DBO_5 ,²⁰ DQO, COT_f mostraram a baixa qualidade do esgoto desinfetado, assim a qualidade do efluente com vistas à desinfecção foi considerada ruim.

As variações observadas nos ensaios de caracterização identificadas entre o afluente e efluente a unidade UV se devem possivelmente a desvios experimentais, decorrentes dos métodos de coleta e análise.

A variável pH apresentou pouca variação com médias em torno de 7,4. O parâmetro alcalinidade sofreu pequeno aumento quando comparado a primeira etapa da pesquisa, fornecendo indicativos do início da estabilização do BAS.

Tabela 16 - Resultados da caracterização físico química do efluente desinfetado por radiação UV na segunda etapa da pesquisa.

Data	Ensaio	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Coleta		pH	pH	Alcal.	Alcal.	Alcal.	Alcal.
				Total	Total	Parcial	Parcial
				(mgCaCO ₃ /L)	(mgCaCO ₃ /L)	(mgCaCO ₃ /L)	(mgCaCO ₃ /L)
31/08/06	1	7,6	8,0	442	436	344	331
4/9/06	2	6,5	7,2	261	271	170	187
12/9/06	3	7,7	7,9	423	415	261	271
27/09/06	4	7,5	7,5	293	289	220	213
9/10/06	5	7,7	7,7	474	485	345	357
17/10/06	6	7,3	7,2	266	251	170	166
26/10/06	7	7,2	7,2	333	333	217	215
31/10/06	8	7,2	7,3	288	285	192	193
	Média	7,3	7,5	348	346	240	242
	Desvio						
	Padrão	0,4	0,31	86	88	71	71

5.2.2. Ensaio de Monitoramento

5.2.2.1. Concentrações de Sólidos Suspensos Totais.

Os resultados dos ensaios de monitoramento mostrados na Figura 28 indicaram que o afluente a unidade UV teve grande variação de valores de SST. Semelhantemente a 1ª etapa da pesquisa as concentrações de SST previstas no projeto da unidade - 30 mg/L - foram superadas. Entretanto, essa concentração foi superada na maior parte do período o que justifica, em algumas situações, baixa eficiência de desinfecção.

Observou-se também durante o período de monitoramento alta concentração de algas que geradas no tanque pulmão, eram carregadas para os reatores quando do acionamento do sistema de bombeamento.

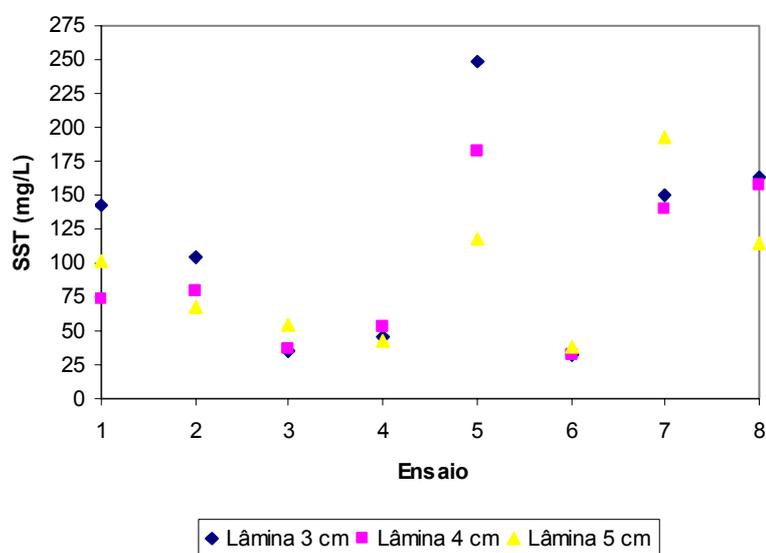


Figura 28 – Concentração de SST no esgoto submetido a desinfecção.

5.2.2.2. Variação da absorvância a 254 nm e da turbidez

Conforme indica a Figura 29, o afluente a unidade de desinfecção UV apresentou altos valores de absorvância durante todo o período de monitoramento. Observa-se em especial que no ensaio 5 houve um pico de absorvância provocado provavelmente pelo crescimento da bactéria *Beggiatoa sp* que conferiu aspecto turvo ao efluente.

A absorvância pode ser entendida como a “demanda” de radiação UV pelo esgoto, exercida por compostos orgânicos e inorgânicos específicos. A absorvância do esgoto afeta a intensidade efetiva de radiação dentro do reator UV.

Os altos valores da absorvância podem ser explicados também pelas altas concentrações de ferro (Tabela 14) que a caracterização do efluente do BAS mostrou assim como pelas altas concentrações de matéria orgânica encontradas no afluente a unidade UV e pela presença constante de algas no efluente do reator UASB.

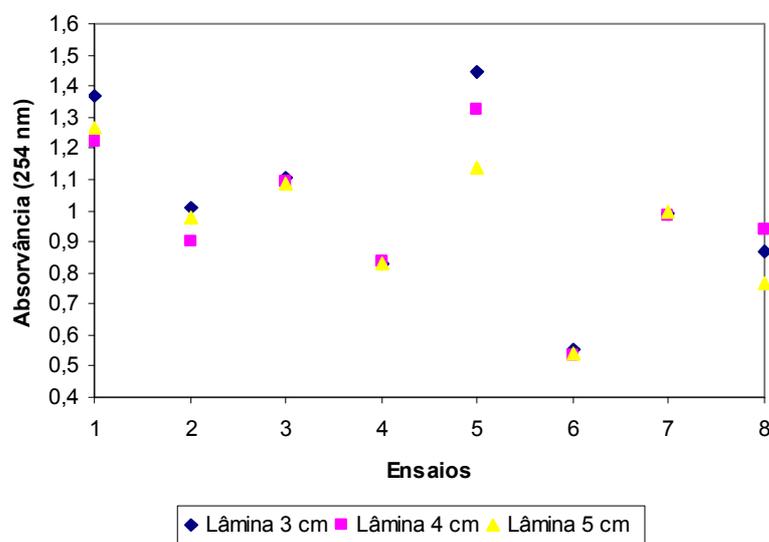


Figura 29 - Variação da absorvância a 254 nm no efluente desinfetado na segunda etapa da pesquisa.

A turbidez, cujos resultados são mostrados na Figura 30, também apresentou grande variação ao longo do período e assim como a absorvância apresentou um pico de crescimento conforme mostrado na Figura 31 provocado provavelmente pela bactéria *Beggiatoa sp.*

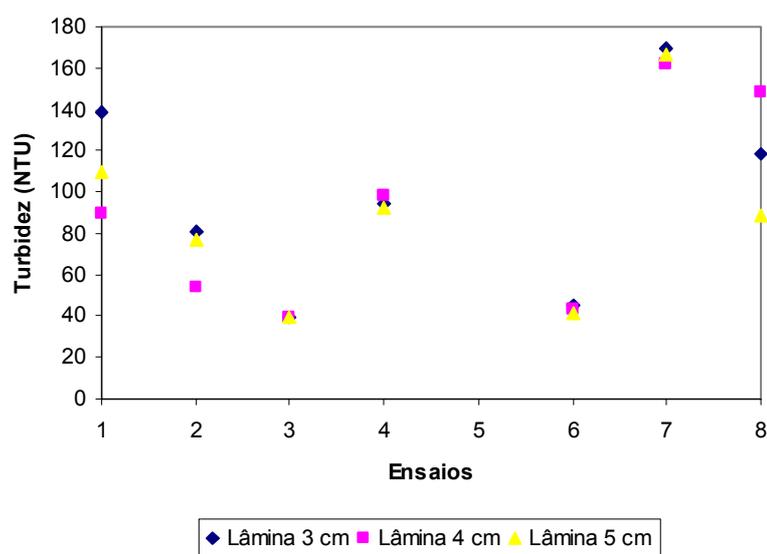


Figura 30 – Variação da turbidez.

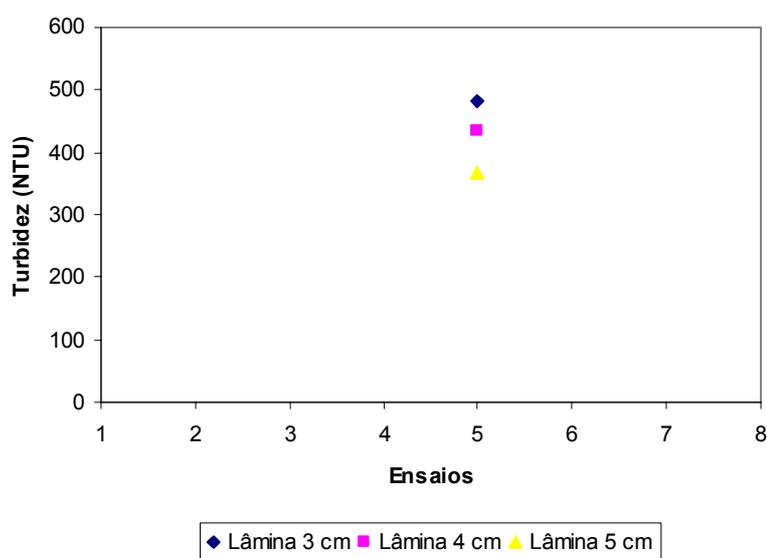


Figura 31 - Pico de turbidez provocado provavelmente pelo crescimento da bactéria *Beggiatoa sp*

Na Figura 32 é mostrada a microscopia do efluente do Biofiltro Aerado Submerso onde foi encontrada grande quantidade de indivíduos da bactéria *Beggiatoa sp.*



Figura 32 - Microscopia da bactéria *Beggiatoa sp*

As Figuras 33 e 34 mostram, respectivamente, as correlações encontradas entre a turbidez e a absorvância e a turbidez e os sólidos suspensos totais durante o período de testes nas lâminas 3 cm, 4 cm e 5 cm. Observou-se pelos dados que a turbidez apresentou altas correlações com as variáveis SST e $ABS_{254\text{ nm}}$. Esses resultados indicaram que a turbidez foi apropriada para o monitoramento da qualidade do afluente a unidade ultravioleta da ETE AV que conforme mostrado apresentava alto teor de SST. O controle dessa variável pode simplificar o procedimento de controle da qualidade do efluente com vistas à desinfecção.

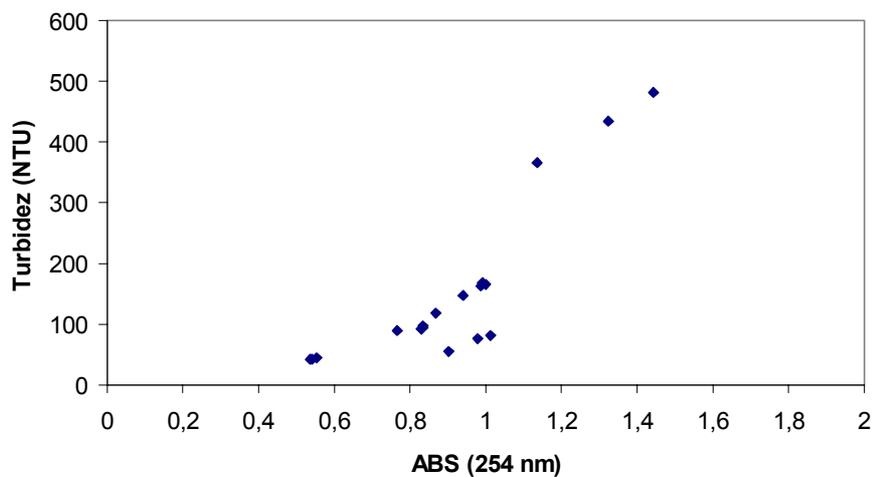


Figura 33 - Relação entre as médias de ABS_{254 nm} e médias de turbidez durante o período de testes no efluente submetido à desinfecção ultravioleta.

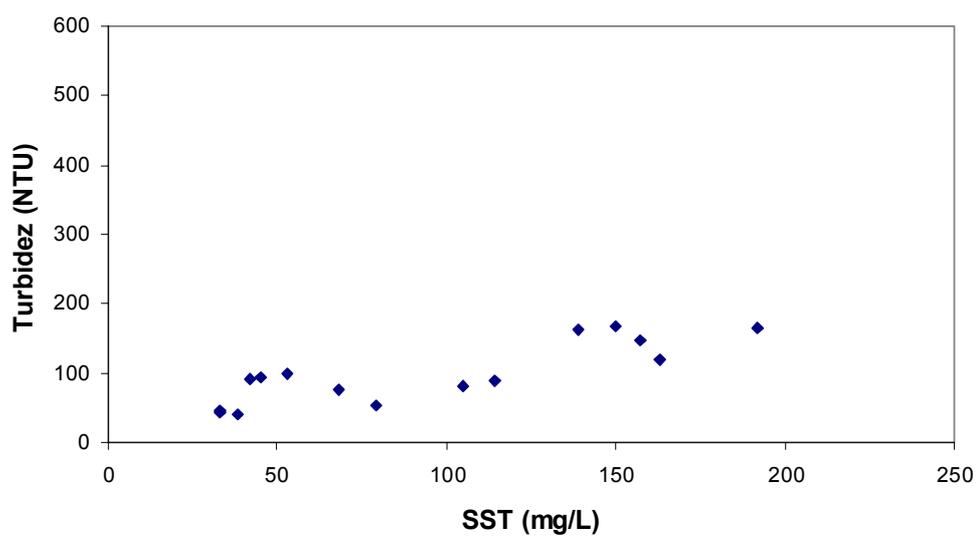


Figura 34 - Relação entre as médias de Turbidez e SST durante o período de testes no efluente submetido a desinfecção ultravioleta.

No apêndice A encontram-se as tabelas que deram origem às curvas de turbidez, absorvância a 254 nm e SST. Destaca-se que essas curvas representam a média entre o afluente e efluente da unidade.

5.2.2.3. Eficiências de inativação dos microrganismos indicadores.

As Tabelas 17, 18 e 19 mostram resultados de eficiências de inativação obtidas durante a segunda etapa do monitoramento.

As eficiências máximas de desinfecção encontradas foram 100%, 99,999% e 99,993% para Colifagos, CF (*Escherichia coli*) e CT (Coliformes Totais), respectivamente, o que demonstra que a ordem decrescente de resistência desses organismos é CT > CF > Colifagos.

Embora as eficiências de remoção de microrganismos indicadores pareçam elevadas, de acordo com as Tabelas 17, 18, 19, deve-se ressaltar que, em se tratando de coliformes, estes estão presentes em quantidades muito elevadas (ver Tabelas 17 e 18) e, portanto, são necessárias eficiências de remoção também muito altas, usualmente na faixa de 99,99% a 99,999%, para o atendimento aos padrões de qualidade microbiológica. Vale ressaltar que a concentração de microrganismos sobreviventes – ou remanescentes ativos – é mais importante que a eficiência em termos percentuais.

Os valores das concentrações de coliformes fecais nos efluente do BAS da ordem de 10^6 e 10^5 NMP/100 mL. (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2000) As eficiências de inativação para as alturas de lâminas de esgoto testadas (3 cm, 4 cm e 5 cm) mostradas nas Figuras 35, 36 e 37 foram semelhantes para os três indicadores testados o que indicou que os aumentos de vazão testados, (faixa de vazão de 8,6 m³/h a 41 m³/h) não prejudicariam a eficiência de desinfecção desde que a concentração de SST, mantenha-se compatível com os dados assumidos no projeto da unidade (SST em torno de 30 mg/L) assim como a concentração afluente dos microrganismos.

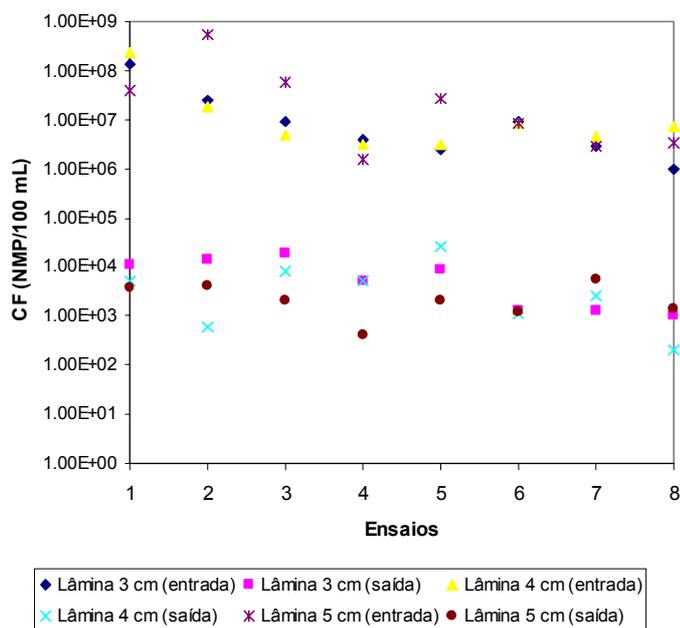


Figura 35 – Variação da eficiência de inativação de coliformes fecais.

Tabela 17 - Eficiências de inativação obtidas para coliformes fecais nos ensaios de desinfecção.

Ensaios	Lâm. (cm)	t (s)	Dav (Wh/m ³)	Drv (Wh/m ³)	No (NMP/100 mL)	N (NMP/100 mL)	Log (N/No)	E (%)
1	3	71	26,101	2,763	1,31.10 ⁸	1,10.10 ⁴	-4,076	99,916
2	3	71	26,101	3,736	2,40.10 ⁷	1,40.10 ⁴	-3,234	99,9417
3	3	71	26,101	3,407	9,00.10 ⁶	1,90.10 ⁴	-2,675	99,7889
4	3	71	26,101	4,524	4,00.10 ⁶	5,00.10 ³	-2,903	99,8750
5	3	71	26,101	2,620	2,50.10 ⁶	8,90.10 ³	-2,449	99,6440
6	3	71	26,101	6,687	9,10.10 ⁶	1,30.10 ³	-3,845	99,9857
7	3	71	26,101	3,815	2,80.10 ⁶	1,30.10 ³	-3,333	99,9536
8	3	71	26,101	4,350	1,00.10 ⁶	1,00.10 ³	-3,000	99,9000
1	4	29	7,996	0,712	2,28.10 ⁸	5,10.10 ³	-4,650	99,9978
2	4	29	7,996	0,964	1,80.10 ⁷	6,00.10 ²	-4,477	99,9967
3	4	29	7,996	0,793	5,10.10 ⁶	8,00.10 ³	-2,804	99,8431
4	4	29	7,996	1,040	3,20.10 ⁶	5,00.10 ³	-2,806	99,8438
5	4	29	7,996	0,656	3,10.10 ⁶	2,70.10 ⁴	-2,060	99,1290
6	4	29	7,996	1,612	8,70.10 ⁶	1,10.10 ³	-3,898	99,9874
7	4	29	7,996	0,881	4,70.10 ⁶	2,50.10 ³	-3,274	99,9468
8	4	29	7,996	0,925	7,40.10 ⁶	2,00.10 ²	-4,568	99,9973
1	5	26	5,735	0,393	3,80.10 ⁷	3,90.10 ³	-3,989	99,9897
2	5	26	5,735	0,509	5,30.10 ⁸	4,00.10 ³	-5,122	99,9992
3	5	26	5,735	0,458	5,70.10 ⁷	2,00.10 ³	-4,455	99,9965
4	5	26	5,735	0,602	1,50.10 ⁶	4,00.10 ²	-3,574	99,9733
5	5	26	5,735	0,439	2,70.10 ⁷	2,00.10 ³	-4,130	99,9926
6	5	26	5,735	0,919	8,50.10 ⁶	1,20.10 ³	-3,850	99,9859
7	5	26	5,735	0,499	2,80.10 ⁶	5,40.10 ³	-2,715	99,8071
8	5	26	5,735	0,650	3,40.10 ⁶	1,40.10 ³	-3,385	99,9588

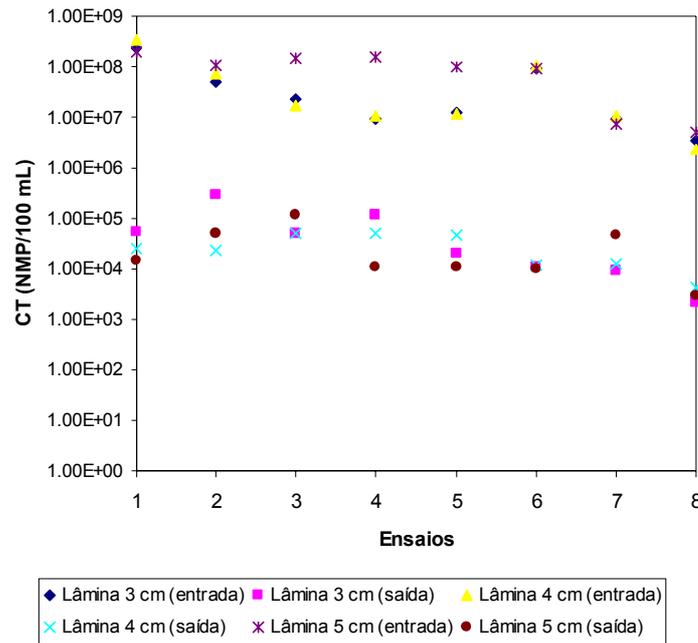


Figura 36 – Variação da eficiência de inativação de coliformes totais.

Tabela 18 – Eficiências de inativação obtidas para coliformes totais nos ensaios de desinfecção.

Ensaio	Lâm. (cm)	t (s)	Dav (Wh/m ³)	Drv (Wh/m ³)	No (NMP/100 mL)	N (NMP/100 mL)	Log (N/No)	E (%)
1	3	71	26,101	2,763	2,38.10 ⁸	5,40.10 ⁴	-3,644	99,977
2	3	71	26,101	3,736	5,20.10 ⁷	2,93.10 ⁵	-2,249	99,437
3	3	71	26,101	3,407	2,28.10 ⁷	5,00.10 ⁴	-2,659	99,781
4	3	71	26,101	4,524	9,60.10 ⁶	1,20.10 ⁵	-1,903	98,750
5	3	71	26,101	2,620	1,24.10 ⁷	2,05.10 ⁴	-2,782	99,835
6	3	71	26,101	6,687	9,50.10 ⁷	1,09.10 ⁴	-3,940	99,989
7	3	71	26,101	3,815	9,40.10 ⁶	9,40.10 ³	-3,000	99,900
8	3	71	26,101	4,350	3,40.10 ⁶	2,20.10 ³	-3,189	99,935
1	4	29	7,996	0,712	3,50.10 ⁸	2,60.10 ⁴	-4,129	99,993
2	4	29	7,996	0,964	7,50.10 ⁷	2,39.10 ⁴	-3,497	99,968
3	4	29	7,996	0,793	1,71.10 ⁷	5,00.10 ⁴	-2,534	99,708
4	4	29	7,996	1,040	1,06.10 ⁷	5,00.10 ⁴	-2,326	99,528
5	4	29	7,996	0,656	1,21.10 ⁷	4,50.10 ⁴	-2,430	99,628
6	4	29	7,996	1,612	1,04.10 ⁸	1,13.10 ⁴	-3,964	99,989
7	4	29	7,996	0,881	1,07.10 ⁷	1,26.10 ⁴	-2,929	99,882
8	4	29	7,996	0,925	2,30.10 ⁶	4,20.10 ³	-2,738	99,817
1	5	26	5,735	0,393	2,01.10 ⁸	1,45.10 ⁴	-4,142	99,993
2	5	26	5,735	0,509	1,06.10 ⁸	5,20.10 ⁴	-3,309	99,951
3	5	26	5,735	0,458	1,49.10 ⁸	1,17.10 ⁵	-3,105	99,921
4	5	26	5,735	0,602	1,61.10 ⁸	1,11.10 ⁴	-4,162	99,993
5	5	26	5,735	0,439	9,80.10 ⁷	1,04.10 ⁴	-3,974	99,989
6	5	26	5,735	0,919	9,20.10 ⁷	9,90.10 ³	-3,968	99,989
7	5	26	5,735	0,499	7,10.10 ⁶	4,80.10 ⁴	-2,170	99,324
8	5	26	5,735	2,763	5,00.10 ⁶	3,00.10 ³	-3,222	99,940

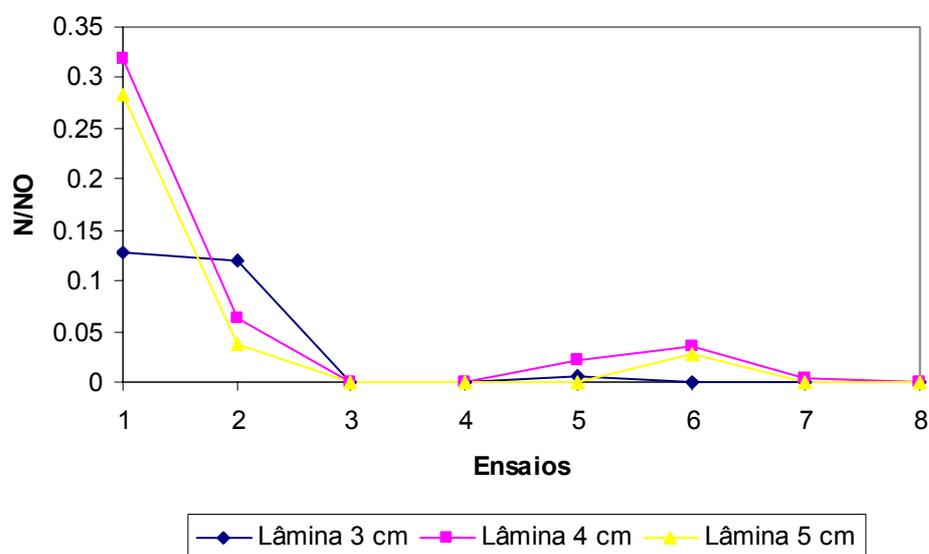


Figura 37 - Fração remanescente de colifagos submetidos a radiação ultravioleta

Tabela 19 - Eficiências de inativação obtidas para Colifagos nos ensaios de desinfecção.

Ensaio	Lâm	t (s)	Dav (Wh/m ³)	Drv (Wh/m ³)	NO (NMP/100 mL)	N (NMP/100 mL)	Log (N/No)	E (%)
	(cm)							
1	3	71	26,101	2,763	1,10.10 ⁴	1,41.10 ³	-0,890	87,123
2	3	71	26,101	3,736	2,22.10 ⁴	2,67.10 ³	-0,920	87,973
3	3	71	26,101	3,407	1,35.10 ⁴	ND	Indeterminado	100,000
4	3	71	26,101	4,524	8,65.10 ³	ND	Indeterminado	100,000
5	3	71	26,101	2,620	2,08.10 ⁴	1,25.10 ²	-2,221	99,399
6	3	71	26,101	6,687	2,86.10 ⁴	ND	Indeterminado	100,000
7	3	71	26,101	3,815	6,00.10 ²	ND	Indeterminado	100,000
8	3	71	26,101	4,350	8,25.10 ³	5,00	-3,217	99,939
1	4	29	7,996	0,712	1,13.10 ⁴	3,60.10 ³	-0,497	68,142
2	4	29	7,996	0,964	1,48.10 ⁴	9,45.10 ²	-1,195	93,615
3	4	29	7,996	0,793	1,56.10 ⁴	ND	Indeterminado	100,000
4	4	29	7,996	1,040	1,15.10 ⁴	ND	Indeterminado	100,000
5	4	29	7,996	0,656	1,76.10 ⁴	3,85.10 ²	-1,660	97,813
6	4	29	7,996	1,612	3,05.10 ³	1,10.10 ²	-1,443	96,393
7	4	29	7,996	0,881	1,55.10 ³	5,00	-2,491	99,677
8	4	29	7,996	0,925	8,80.10 ³	ND	Indeterminado	100,000
1	5	26	5,735	0,393	9,80.10 ³	2,78.10 ³	-0,547	71,633
2	5	26	5,735	0,509	2,57.10 ⁴	9,70.10 ²	-1,422	96,218
3	5	26	5,735	0,458	1,57.10 ⁴	5,00	-3,496	99,968
4	5	26	5,735	0,602	1,02.10 ⁴	ND	Indeterminado	100,000
5	5	26	5,735	0,439	1,19.10 ⁴	ND	Indeterminado	100,000
6	5	26	5,735	0,919	3,60.10 ³	1,00.10 ²	-1,556	97,222
7	5	26	5,735	0,499	2,95.10 ³	ND	Indeterminado	10,000
8	5	26	5,735	2,763	7,52.10 ³	ND	Indeterminado	10,000

5.2.2.4. Ajuste dos dados coletados aos modelos de Chick e Hom

As Figuras 38, 39 e 40 mostram o ajuste obtido entre as inativações de coliformes fecais nas lâminas 3 cm, 4 cm e 5 cm e a modelação obtida pela lei de Chick.

Os equacionamentos encontrados para as lâminas 3 cm, 4 cm e 5 cm foi respectivamente $N/N_0 = e^{-1,71777 \cdot D_{vr}}$, $N/N_0 = e^{-8,11467 \cdot D_{vr}}$ e $N/N_0 = e^{-14,7597 \cdot D_{vr}}$.

As constantes K , obtidas por regressão linear usando o método dos mínimos quadrados, resultaram em 1,71777, 8,11467 e 14,7597 m^3/wh , respectivamente para as lâminas 3 cm, 4 cm e 5 cm.

Os valores de R^2 mostrados nas Figuras 41, 42 e 43 indicam que os resultados obtidos no reator de desinfecção da ETE Água Vermelha não se ajustaram bem ao modelo de Chick. Esse fato pode ser explicado pela má qualidade do efluente que apresentava grande quantidade de SST e por desvios no regime de escoamento do reator ultravioleta

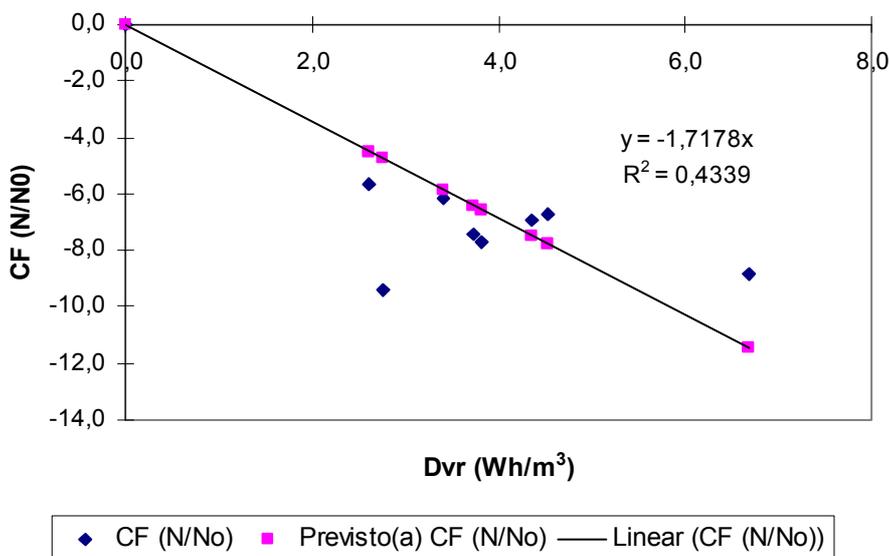


Figura 38 - Inativação de CF na lâmina 3 cm – Ajuste pela lei de Chick.

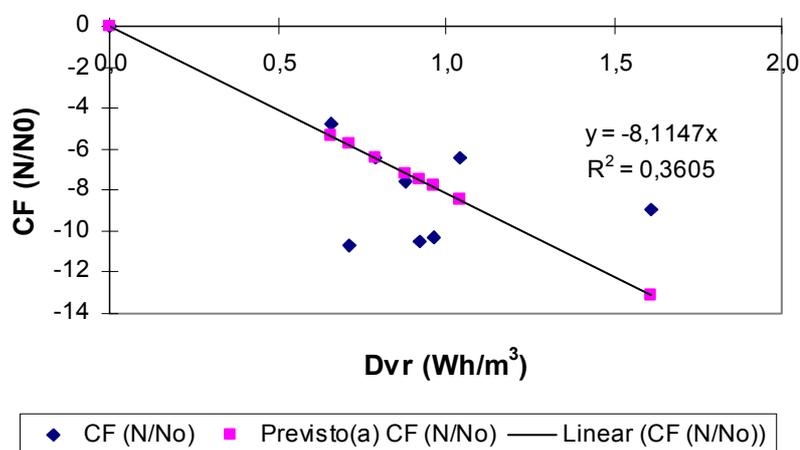


Figura 39 - Inativação de CF na lâmina 4 cm - Ajuste pela lei de Chick.

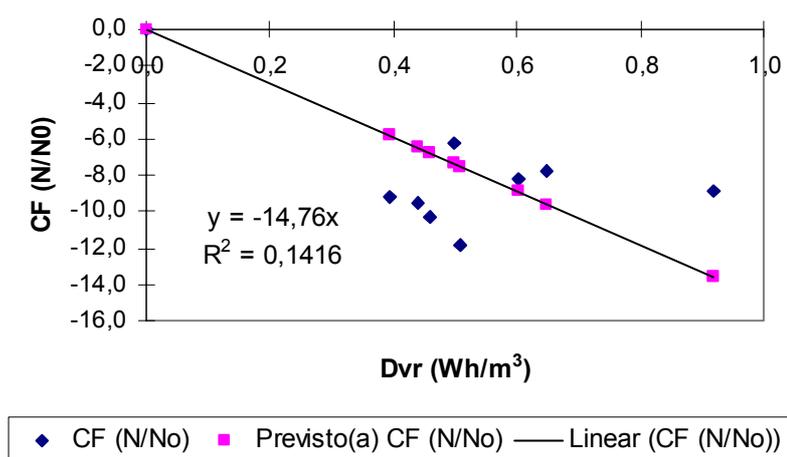


Figura 40 - Inativação de CF na lâmina 5 cm - Ajuste pela lei de Chick.

As Figuras 41, 42 e 43, mostram o ajuste obtido entre as inativações obtidas de coliformes fecais nas lâminas 3 cm, 4 cm e 5cm e a modelação obtida pela lei de Hom.

A equação obtida para a lei de Hom foi: $\ln(N/N_0) = -8,780532 \cdot Dvr^{0,054526} \cdot t^{-0,25932}$ para as três lâminas testadas. As constantes da equação e o valor de $R^2 = 0,11$ foram obtidos por regressão múltipla pelo método dos mínimos quadrados. A modelação de Hom não apresentou bom ajuste aos dados coletados.

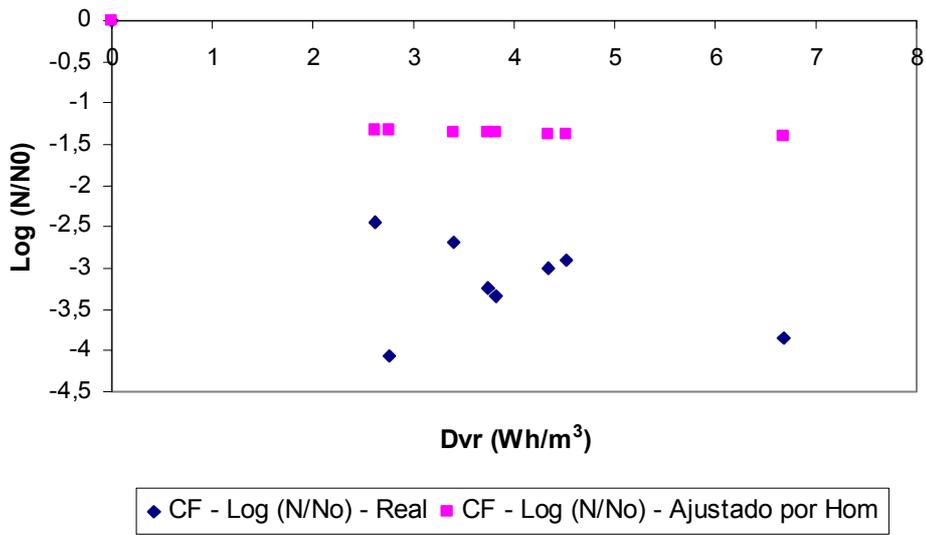


Figura 41 – Inativação de CF na lâmina 3 cm – Ajuste pela lei de Hom.

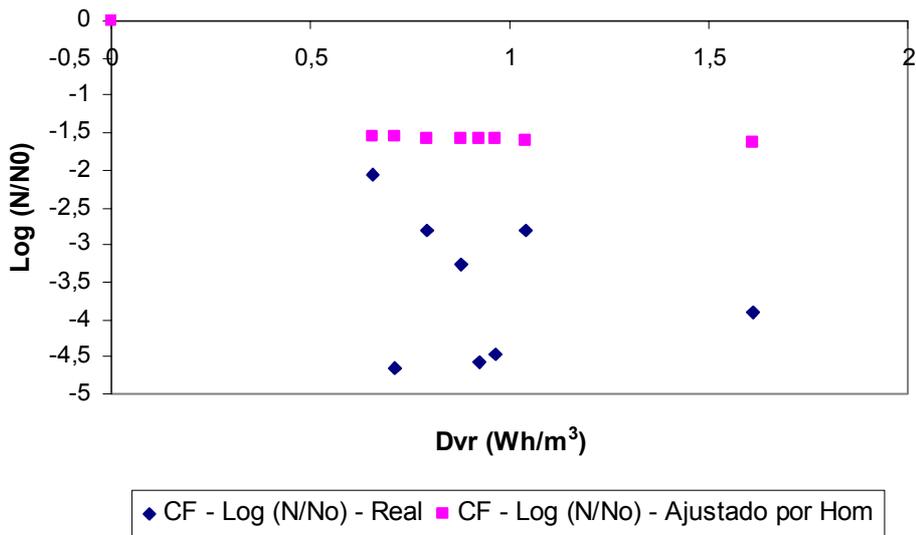


Figura 42 - Inativação de CF na lâmina 4 cm – Ajuste pela lei de Hom.

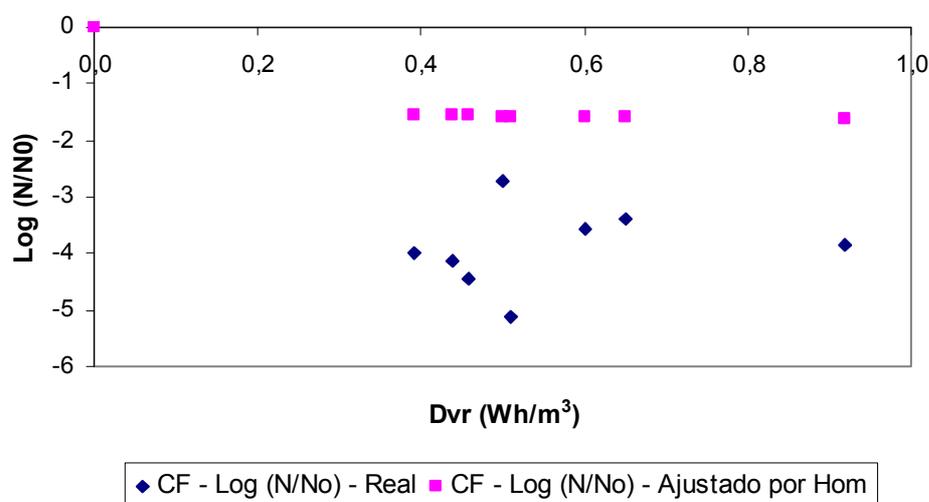


Figura 43 - Inativação de CF na lâmina 5 cm – Ajuste pela lei de Hom.

5.2.3. Verificação da influência da variação da altura de lâmina d'água na eficiência de inativação de CT e CF: Análise Estatística dos Resultados

Nestes testes de significância, com auxílio da ANOVA, o valor de *Wilks' Lambda* foi menor que 0,05, para a variável coleta e maior que 0,05 para a variável lâmina de esgoto (Apêndice B). Esse fato indicou que a variável coleta foi considerada significativa enquanto a variável altura de lâmina de esgoto pareceu não ter influenciado na eficiência de desinfecção.

Os resultados gerados com o auxílio das ferramentas estatísticas devem ser entretanto interpretados com cuidado. Muito embora a variável altura de lâmina de esgoto pareça não ter influenciado na eficiência de desinfecção deve-se ressaltar que essa falta de correlação se deve provavelmente a grande variação da qualidade do esgoto encontrada durante as oito coletas realizadas.

Esse fato demonstra que a variação da qualidade do efluente pode trazer problemas na interpretação dos resultados e que para se testar a influência da variação da altura de lâmina de esgoto seria necessária padronização da qualidade do efluente a fim de evitar tais distorções.

5.2.4. Volume de esgoto sanitário tratado e quantidade de energia elétrica consumida na desinfecção.

A Tabela 20 mostra os dados de dois hidrogramas de vazão realizados nas situações de tanque pulmão em uso e tanque pulmão fora de uso.

O volume de esgoto sanitário desinfetado diário variava em função da utilização ou não do tanque pulmão. O tanque pulmão era utilizado nas segundas-feiras, quartas-feiras e sextas-feiras, sendo que nos demais dias o mesmo permanecia fechado.

Durante os dias de funcionamento do tanque pulmão foi desinfetado um volume de esgoto de aproximadamente 360 m^3 , enquanto que nos dias em que a vazão de esgoto sanitário foi diretamente conduzida da rede coletora para o tratamento o volume foi desinfetado aproximadamente $425 \text{ m}^3/\text{dia}$. Para o período de monitoramento o consumo de energia elétrica foi de aproximadamente $0,236 \text{ kWh/m}^3$ de esgoto desinfetado. Caso as lâmpadas UV fossem desligadas no período em que o tanque pulmão é utilizado (4 horas) e, portanto, a unidade permanece sem efluente, poderia haver uma economia de até 240 kWh por mês. Segundo dados fornecidos pela Companhia Paulista de Força e Luz (CPFL) no dia 23/01/2007 o custo do kWh era de R\$ 0,29499 o que resulta num custo de aproximadamente $0,07 \text{ R\$/m}^3$ de esgoto desinfetado.

Tabela 20 - Dados de hidrogramas de vazão realizados com o uso do tanque pulmão e sem o uso do mesmo realizados nos dias 15/08/2006 e 11/09/2006

Horário	Vazão 1 (m³/h)	Vazão 2 (m³/h)
18	25	25
19	22	22
20	15	15
21	25	25
22	25	25
23	10	10
0	17	17
1	9	9
2	18	18
3	7	7
4	7	7
5	8	8
6	8	8
7	8	8
8	0	15
9	0	25
10	0	17
11	0	23
12	0	25
13	30	15
14	35	25
15	35	22
16	31	27
17	25	27
Total	360 m³/dia	425 m³/dia

Vazão 1: Hidrograma de vazão com o uso do tanque pulmão
Vazão 2: Hidrograma de vazão sem o uso do tanque pulmão

5.2.5. Custos operacionais

Considerando que o volume médio desinfetado por dia na unidade UV foi de 392,5m³, o custo operacional médio obtido na ETE Água Vermelha foi estimado em 0,002 horas. homem/m³ de esgoto tratado, desconsiderando-se as obras de reforma resultado do incêndio

ocorrido na unidade. Durante os 36 dias de monitoramento foram trabalhadas aproximadamente 25 horas em serviços tais como limpeza de lâmpadas e limpeza de câmara de desinfecção. Considerando que um operador de ETE ganha em média R\$ 3,50/h, - com base nos principais editais de concursos abertos para a referida função -, esse custo resulta em 0,006 R\$/m³ de esgoto desinfetado. Assim sendo, o custo operacional total resulta da soma dos custos com operadores e custos de energia, totalizando 0,076 R\$/m³ de esgoto desinfetado. Deve-se ressaltar que conforme dito na metodologia desse trabalho, é necessário mais tempo de monitoramento das atividades desses operadores a fim de se obter índices mais precisos.

5.2.6. Características hidrodinâmicas.

As Figuras 45, 46, 47 mostram as curvas resposta da injeção de traçador salino na unidade ultravioleta nas situações de lâminas de esgoto de 3 cm, 4 cm e 5 cm.

Os tempos médios de detenção hidráulica foram calculados de acordo com a Equação 2 resultando em aproximadamente 26 s, 29 s e 71 s para as lâminas 5 cm, 4 cm e 3 cm respectivamente. Pode-se observar uma diferença considerável entre o tempo médio de detenção teórico previsto no projeto da unidade ultravioleta que é era de 40 s.

As vazões medidas na calha parshal no momento do ensaio hidrodinâmico foram de 8,6 m³/h, 30,9 m³/h e 40,5 m³/h respectivamente para as lâminas 3 cm, 4 cm e 5 cm.

Lâmina 3 cm

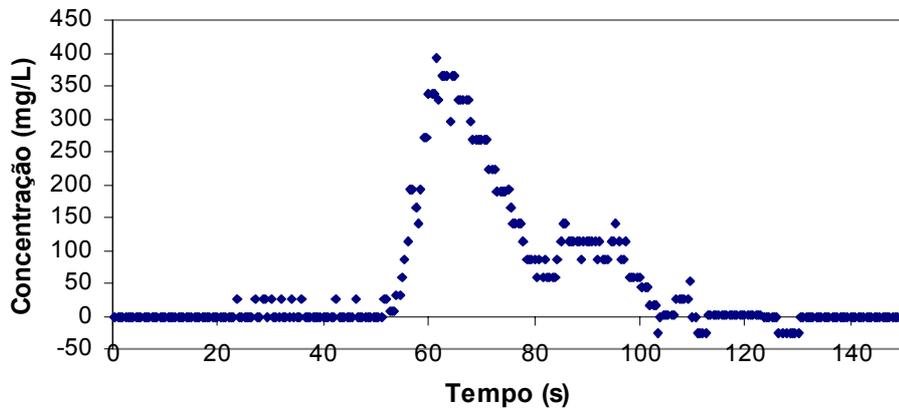


Figura 45 – Curva DTR- Lâmina 3 cm- Vazão 8, 6 m³/h

Lâmina 4 cm

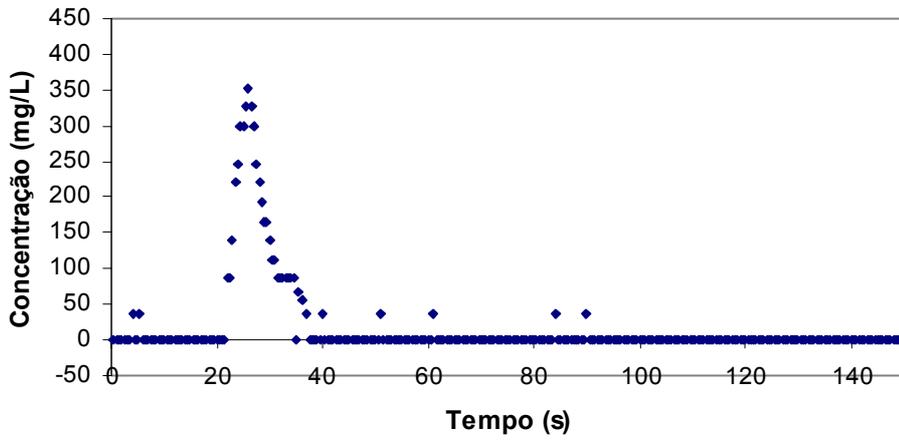


Figura 46 - Curva DTR – Lâmina 4 cm – Vazão 30, 9 m³/h

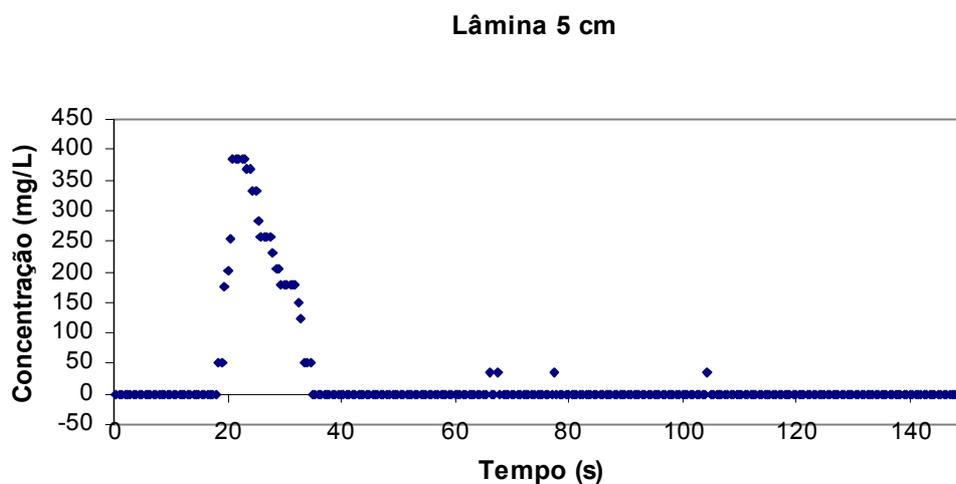


Figura 47 – Curva DTR - Lâmina 5 cm – Vazão 41, 5 m³/h

A Tabela 21 mostra os resultados de avaliações baseadas nos tempos de detenção hidráulica encontrado no reator UV.

Tabela 21 – Avaliações do comportamento hidráulico do reator ultravioleta baseadas no tempo de detenção hidráulico.

Vazão (m ³ /s)	Lâmina (cm)	V (m ³)	TDH (s)	\bar{t}/TDH	t_f/TDH	t_p/TDH	t_{90}/t_{10}	t_{50}/\bar{t}
0,0024	3	0,18	75,35	0,94	0,31	0,82	1,00	0,97
0,0086	4	0,24	27,96	1,02	0,14	0,93	1,44	0,93
0,0115	5	0,3	26,02	1,02	0,71	0,83	1,54	0,94

Na Tabela 21 o TDH representa o tempo médio de detenção hidráulico resultado da divisão do volume do reator pela vazão medida no momento em que era realizado o ensaio.

A relação \bar{t}/TDH indicou que o volume do reator e a vazão medida durante o ensaio nas lâminas testadas estão corretos uma vez que os valores obtidos foram muito próximos a 1 conforme mencionam Kreft *et al.* (1986).

As relações t_f/TDH e t_p/TDH mostraram que o reator ultravioleta apresenta curtos circuitos uma vez que os valores obtidos para as lâminas 3, 4 e 5 cm foram menores que 1. O número 1 indicaria condição de escoamento pistonado ideal.

Os números obtidos na relação t_{90}/t_{10} indicaram que o reator UV tem escoamento do tipo pistonado com desvio da idealidade, uma vez que apresentou valores superiores a 1. Kreft *et al.* (1986) recomendam que valores dessa relação até 2 caracterizem escoamento do tipo pistonado.

Os valores obtido na relação t_{50}/\bar{t} indicaram que o reator ultravioleta não apresenta zonas mortas que possam ser consideradas significativas.

A Tabela 22 mostra os resultados do tratamento dos dados do ensaio hidrodinâmico:

Tabela 22: Valores dos parâmetros de ajuste dos modelos de dispersão de pequena intensidade (Pep), dispersão de grande intensidade (Peg) considerando-se recipiente aberto e recipiente fechado e tanques em série (N), às curvas experimentais.

	Lâmina 3cm	Lâmina 4 cm	Lâmina 5 cm
Massa recuperada (S)	8026,97	2530,54	3832,77
% massa recuperada	97,30	30,67	46,46
\bar{t}	71	29	26
σ^2	128,78	82,10	73,51
$\sigma\theta^2$	0,026	0,101	0,105
D/uL (Dispersão Pequena Intensidade)	0,013	0,050	0,053
D/uL (Dispersão Grande Intensidade, tanque aberto)	0,012	0,043	0,045
D/uL (Dispersão Grande Intensidade, tanque fechado)	0,013	0,053	0,056
Pep (Dispersão Pequena Intensidade)	78,130	19,858	19,041
Peg (Dispersão Grande Intensidade, tanque aberto)	81,94	23,27	22,44
Peg (Dispersão Grande Intensidade, tanque fechado)	77,12	18,80	17,98
Número de Tanques em Série	39,06	9,93	9,52

Os valores de D/uL obtidos mostraram que nas situações de lâmina 4 cm e 5 cm (situações de acionamento da bomba) o reator UV apresenta maior desvio do escoamento pistonado, evidenciando a necessidade de regularização da vazão de bombeamento da ETE.

O modelo uniparamétrico de dispersão de pequena intensidade (Pep) e o modelo de tanques em série não apresentaram bom ajuste aos dados experimentais das lâminas 4cm e 5cm.

Os percentuais de massa recuperada indicaram que o ensaio da lâmina 3cm foi o mais representativo, uma vez que 97,30% do sal aplicado foi recuperado. Esse dado pode ser explicado pelo fato do ensaio ter sido realizado com o próprio esgoto e as lâminas 4cm e 5cm serem lâminas que ocorrem na situação de acionamento da bomba e conseqüentemente revolvimento do esgoto e mudança na condutividade que podem ter provocado erros na leitura das concentrações de NaCl. Pode-se observar pelos dados da Tabela 22 que o percentual de recuperação de sal foi muito superior na lâmina 3 cm (onde existe escoamento sem acionamento da bomba) que nas demais lâminas. Recomenda-se, portanto, para evitar tal problema o uso de outro tipo de traçador.

O modelo que melhor se ajustou aos dados foi o modelo de tanques em série. No modelo de tanques em série quanto maior a quantidade de tanques em série maior a aproximação do escoamento do fluxo pistonado. Logo, pelos resultados obtidos a lâmina de esgoto que mais se aproximou do escoamento pistonado é a de 3 cm.

O modelo uniparamétrico de dispersão de grande intensidade (tanque aberto) não se ajustou a nenhuma lâmina testada, talvez por não ser uma boa representação da condição testada. Em virtude desse fato a modelação de dispersão de grande intensidade (tanque fechado) também foi realizada e os valores de D/uL calculados.

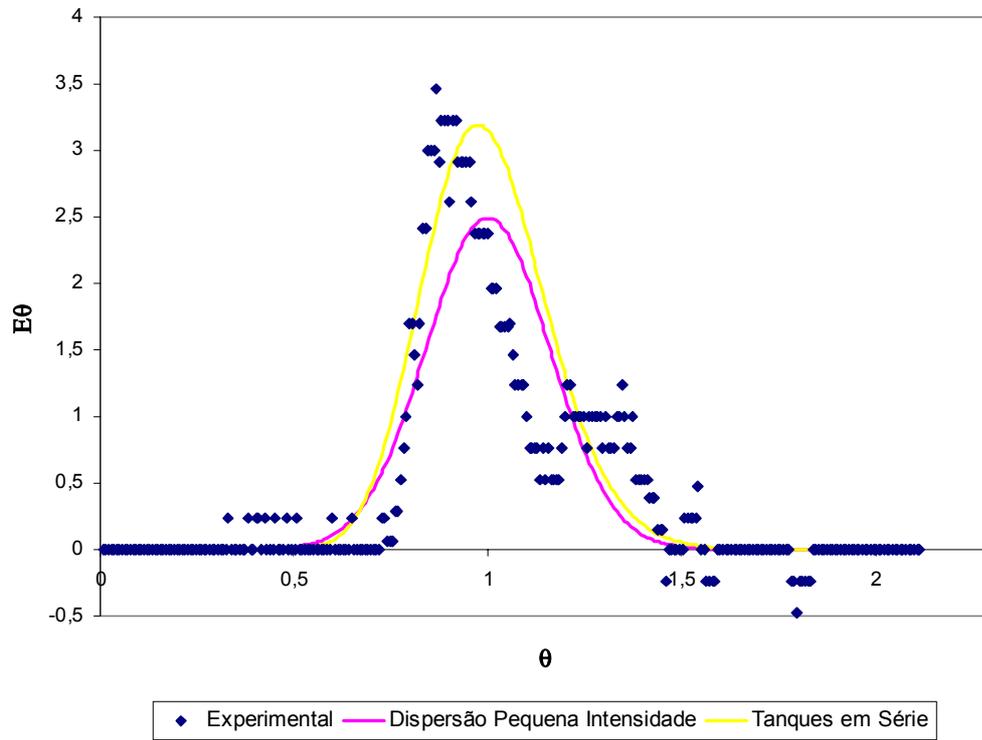


Figura 48 – Curva de DTR da lâmina 3 cm obtida experimentalmente e modelos teóricos ajustados.

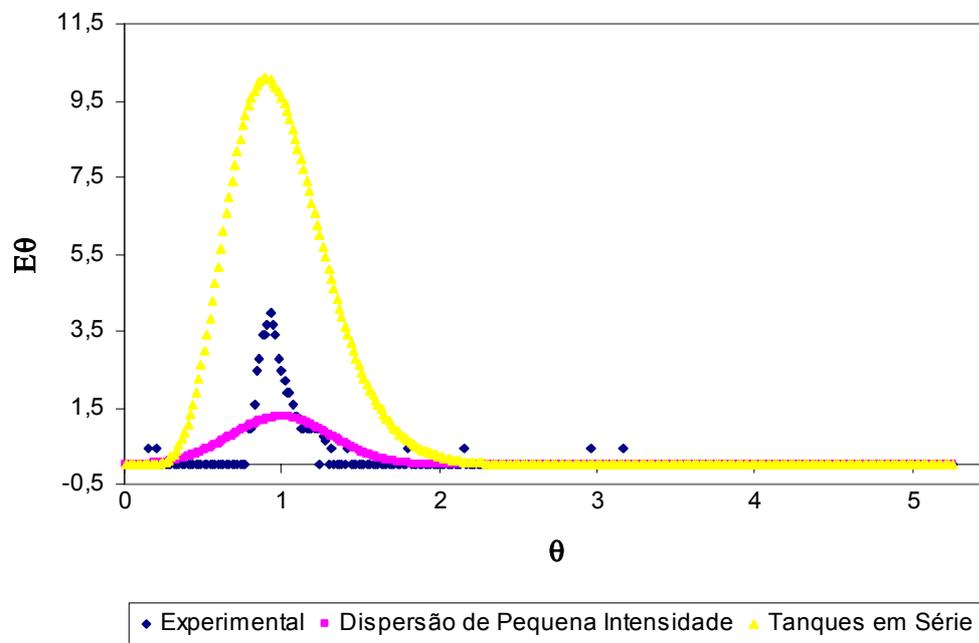


Figura 49 – Curva DTR da lâmina 4 cm obtida experimentalmente e modelos teóricos ajustados.

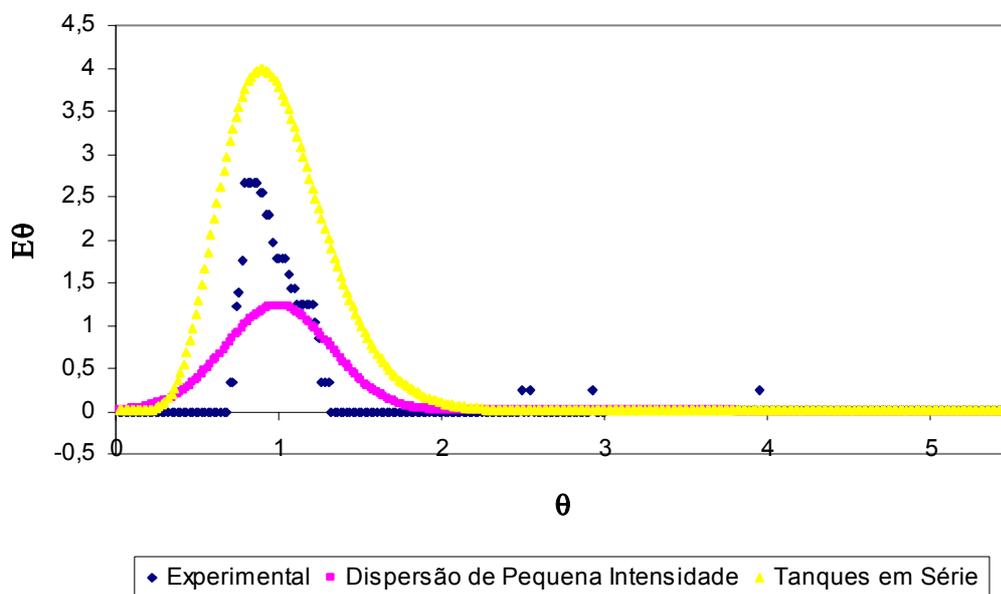


Figura 50 – Curva DTR da lâmina 5 cm obtida experimentalmente e modelos teóricos ajustados

Os resultados indicados nas curvas de distribuição do tempo de residência (Figuras 48, 49 e 50) para o reator em questão mostraram diversos picos secundários que não são apenas explicados por simples oscilações na condutividade de fundo do esgoto ou do equipamento em si. Tais oscilações podem indicar que existe certo reciclo interno no fluxo do líquido no reator, isto é, parcelas do fluido que deveriam sair, retornam e se misturam com o líquido que está entrando.

A presença de curtos circuitos no reator UV pode ter provocado perda de eficiência de desinfecção uma vez que nem todos os microrganismos foram submetidos ao mesmo tempo de exposição.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1. CONCLUSÕES

Tendo como base os estudos realizados pode-se concluir que:

O efluente da associação UASB e Biofiltro Aerado Submerso não apresentou qualidade compatível com esgotos destinados a desinfecção em virtude do mau funcionamento desses reatores provocado pelas condições hidráulicas desfavoráveis que a ETE era submetida.

A variação das lâminas testadas parece ter provocado pouca influência na eficiência de desinfecção. Esse fato sugere que o reator UV testado pode suportar aumentos moderados de vazão e conseqüentemente acréscimos de altura de lâmina de esgoto. Deve-se ressaltar que grande variabilidade da qualidade do efluente trouxe problemas na interpretação dos resultados. A fim de se testar a influência da variação da altura de lâmina de esgoto seria necessária padronização da qualidade do efluente a fim de evitar eventuais distorções nos resultados.

A unidade ultravioleta, apesar de estar submetida a uma grande concentração de SST, alta turbidez e absorvância apresentou um bom desempenho. É provável que quando as concentrações afluentes de microrganismos indicadores associadas aos SST, os SST, ABS_{254nm} e turbidez decrescerem em função da estabilização do reator UASB e do Biofiltro Aerado Submerso se atinja as concentrações de microrganismos efluentes previstas no projeto da unidade.

A turbidez mostrou-se como um bom parâmetro para avaliação da qualidade do efluente com vistas à desinfecção na ETE AV, uma vez que apresentou correlação com os SST, ABS_{254nm} e eficiência de desinfecção.

A limpeza das lâmpadas pode ser feita em períodos superiores a 2 meses. Deve-se levar em consideração também a fragilidade do sistema para que no procedimento de limpeza das mesmas não se provoquem avarias que venham a prejudicar a eficiência da desinfecção.

A operação de unidades UV é relativamente simples desde que haja treinamento dos operadores e condições ergonômicas favoráveis ao trabalho dos mesmos. A maioria dos problemas relatados pelos operadores da unidade UV relacionaram-se a condições ergonômicas inadequadas.

O reator UV comporta-se como um reator pistonado com presença de curtos circuitos hidráulicos que podem ter prejudicado a eficiência de desinfecção.

A melhoria das condições hidráulicas da ETE com a compatibilização da vazão recalçada e a capacidade do reator UASB e Biofiltro Aerado Submerso pode trazer melhorias à qualidade do afluente a unidade UV e conseqüente melhoria na eficiência de inativação de microrganismos no reator ultravioleta.

6.2. PROPOSTAS PARA FUTURAS PESQUISAS

a) Avaliar o sistema de desinfecção testado quando da estabilização dos reatores UASB e BAS a fim de minimizar a variabilidade dos dados

b) Quantificar o tempo de trabalho gasto em manutenção de unidades UV em função da quantidade de esgoto desinfetado, levando-se em conta um tempo maior de monitoramento.

c) Utilizar outros microrganismos indicadores mais resistentes à radiação ultravioleta tais como helmintos, giárdia e *Cryptosporidium parvum*;

d) Efetuar estudos da cinética de desinfecção com o efluente da ETE em escala de bancada e compará-la aos resultados obtidos em escala real.

6.3. SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES.

a) Recomenda-se para caixas distribuidoras de efluentes para unidades UV, canalização para descarga de fundo (ladrão) e limpeza periódica da mesma a fim de evitar o aumento de SST afluente a unidade UV.

b) Unidades UV necessitam de algum dispositivo que forneça indicativos de lâmpadas queimadas para que as mesmas sejam substituídas, uma vez que não se recomenda a exposição dos operadores às mesmas ligadas.

c) Recomenda-se a utilização de outro tipo de traçador além do NaCl a fim de evitar possíveis erros experimentais no estudo hidrodinâmico da unidade UV.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA; AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20^a.ed. Washington, 1999.

BILOTTA, P (2000). **Estudo comparativo da ação do ozônio e radiação UV na desinfecção de esgoto sanitário**. 2000. 96 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

BLATCHLEY III, E. R. Numerical Modelling of UV intensity: Application to collimated-beam reactors and continuous-flow systems. **Water Researchs**, V. 31, n.9, p. 2205-2217, 1997.

BORREGO, J.J.; CORNAX, R.; MORIÑIGO, M.A. Coliphages as an indicator of faecal pollution in water. Their survival and productive infectivity in natural aquatic environments. **Water Research**, V.24, n.1, p. 111-116, 1990.

BRASIL. Resolução 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 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 efluente, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 de março de 2005.

BRASIL (2000). Resolução 274, de 29 de novembro de 2000, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, DF.

CAMACHO, P. R. R. **Desinfecção de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários por meio da radiação ultravioleta.** 1995. 94 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

CAMPOS, J.R., PIZZIRANI, J. A.(1977). **Desinfecção com radiação ultravioleta.** 9º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Belo Horizonte, 19 p.

COLETTI, F.J. **Inativação de microorganismos indicadores presentes em efluentes secundários de esgoto sanitário com radiação ultravioleta.** 2003. 239 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2003.

DANIEL, L.A. **Desinfecção de esgotos com radiação ultravioleta: fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos.** 1993. 164 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1993.

DANIEL, L. A. **Processos de desinfecção e Desinfetantes Alternativos na Produção de água potável.** Rio de Janeiro: ABES, PROSAB 2, 2001. 139 p.

DANIEL, L. A. **Desinfecção de efluentes de esgoto sanitário pré-decantado empregando radiação ultravioleta.** 1989. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1989.

DE NARDI, I. R. **Influência das características do traçador nas curvas de distribuição de tempos de residência em reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF).** 1997. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1997.

DI BERNARDO, L & DANTAS, A D. B.. **Métodos e técnicas de tratamento de Água.** Volume 1. São Carlos: RIMA, 2005. 784 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY **Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual.** EPA, 1999. 346 p.

GADGIL, A. Drinking water in developing countries. **Annual Review of Energy Enviromental**, v. 23, p. 253-286, 1998.

GONÇALVES, R.F. et al. Associação de um reator UASB e Biofiltros aerados submersos para tratamento de esgoto sanitário. In: **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Coletânea de Trabalhos Técnicos-Volume 1. Vitória: PROSAB, 2000.

GONÇALVES, R.F. (Org.). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Vitória: PROSAB, 2003. 422 p.

HADAS, O.; CORRADINI, M.G.; PELEG, M. Statistical analysis of the fluctuating counts of fecal bacteria in the water of lake Kinneret. **Water Research**, n.38, p. 78-88, 2004.

HARRIS, G. D.; ADAMS, D. SORENSEN, D.L. DUPONT, R. R. The influence of the photoreactivation and water quality on ultraviolet disinfection of secondary municipal wastewater. **J. Water Pollution Control Federation**, EUA, V. 59, n.8, p.781-787, aug.1987

HASSEN, A., MAHROUK, M., OUZARI, H., CHERIF, M., BOUDABOUS, A., DAMELIN COURT, J.J. (2000). UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device. **Bioresource Technology**, n.74, p. 141-150, 2000.

HAVELLAR, A.H.; MEULEMANS, C.C.E., POT-HOGEBOOM, W. M.; KOSTER, J. Inactivation of bacteriophage MS2 in wastewater effluent with monochromatic and polychromatic ultraviolet light. **Water Research**, V.24, n.11, p. 1387-1990, jun 1990.

HO C. H. et al. Evaluation of UV disinfection systems for large-scale secondary effluent. **Water Environmental Research**, V.6, n. 70, p. 1142-1150, 1998

KEEFE, B; GREEN, J.. Coliphages as indicators of faecal pollution at three recreational beaches on the firth of forth. **Water Research**, V.23, n.8, p. 1027-1030, feb, 1989.

KO G., CROMEANS T. L., SOBSEY M. D. UV inactivation of adenovirus type 41 measured by cell culture mRNA RT-PCR. **Water Research** n.39, p. 3643-3649, 2005.

KOLLER, L. R. . **Ultraviolet radiation**. New York: John Wiley & Sons, 1952.

KREFT P. SCHEIBLE O. K. VENOSA, A. Hydraulic studies and cleaning evaluations of ultraviolet disinfection units. **J. Water Pollution Control Federation**, EUA, V. 58, n.12, p.1129-1137, dec. 1986.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas - Cinética química aplicada**. Volume 1. São Paulo: Edgard Blücher, 1974.

LILTVED, H., LANDFALD, B. Effects of high intensity light on ultraviolet-irradiated and non-irradiated fish pathogenic bacteria. **Water Research**, V. 34, n.2, p. 481-486, 2000.

LINDEN, K.G., MAMANE-GRAVETZ, H. UV disinfection of indigenous aerobic spores: implications for UV reactor validation in unfiltered waters. **Water Research**, n.38, p. 2898-2906, março, 2004.

LUCAS FILHO, M. et al (2000). Disposição Controlada de esgotos em solo preparado com cobertura vegetal através de escoamento sub-superficial In: **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Coletânea de Trabalhos Técnicos-Volume 1. Vitória: PROSAB.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering**. 4ª.Ed., New York: MacGraw-Hill, 2003.

OKUNO, E & VILELA, M.A. C. **Radiação Ultravioleta: Características e Efeitos**. São Paulo: Editora Livraria da Física, 2005. 78 p.

OLIVER, B.G.; COSGROVE, E.G. (1975). The disinfection of sewage treatment plants effluents using ultraviolet light. **Canadian Journal of Chemical Engineering**. v. 53, n.4, p.170 -174, abril 1975.

PELCZAR, M.; CHAN, E.C.S. **Microbiologia**. São Paulo: Mac Graw-Hill do Brasil, 1981.

PHILLIPS, R. (1983). **Sources and applications of ultraviolet radiation**. New York: Academic Press Inc.(London) LTD.

POVINELLI, S. C. S. **Cinética, hidrodinâmica e biomassa em reator anaeróbio compartimentado alimentado com esgoto sanitário**. 1999. 137 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1999.

QUALLS, R.G., M.P. FLYNN e J.D.JOHNSON. The role of suspended particles in ultraviolet Desinfection. **J. Water Pollution Control Federation**, EUA, n.55, p.1280-1285, out. 1983.

QUALLS, R.G., J.D. JOHNSON. Modeling and efficiency of ultraviolet disinfection systems. **Water Research**, Inglaterra, n.19, p. 1039-1046, ag.1985.

SAMPAIO, A. O. **Desinfecção de esgotos sanitários com radiação ultravioleta**. 1985 96 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1985.

SANT`ANA, T.D.C. , OLIVEIRA, F.F., RUBIM, K.T., ZANDONADE, E., KELLER, R., GONÇALVES, R.F. Desempenho de um reator UV simplificado com lâmpadas emersas na desinfecção de efluente de ETES pequenas. IN: SEMINÁRIO ESTADUAL SOBRE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE. **Anais**. Joinville, 2003.

SHABAN, A. M.; EL-TAWEEL, G.E.; ALI, G.H. (1997). UV ability to inactive microorganisms combined with factors affecting radiation. **Water Science and Tecnology**, V.35, n. 11-12, p. 107-112. 1997.

SANTOS, H. R. **Coagulação/precipitação de efluentes de reator anaeróbio de leito expandido e de sistema de lodo ativado precedido de reator UASB, com remoção de partículas por sedimentação ou flotação**. 2006. 216 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006.

SÃO PAULO (Estado) .DECRETO Nº 8.468, DE 8 DE SETEMBRO DE 1976.Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. **Diário Oficial do Estado**. São Paulo, 1976

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO. **Projeto Básico para ampliação e reforma da E.T.E. de Água Vermelha**. São Carlos, SAAE, 2003, 105 p.

SCHIRCH, F. T.; RODRIGUES, L.M. (1993). Desinfecção de esgotos para disposição no mar. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL - DESINFECÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO E RESIDUÁRIAS EM PAÍSES EM DESENVOLVIMENTO, Belo Horizonte, 1993. **Anais**. ABES: Belo Horizonte: 1993. p. 313-322.

SEVERIN, B. (1980). Disinfection of Municipal Wastewater effluents with ultraviolet light. **Journal Water Pollution Control Federation**. n. 52, 1980.

SILVA, C. A. S. Evaluation of ultraviolet radiation of to control microorganisms adhering to low-density polyethylene films. **Brazilian Journal of Microbiology** ., 2003

SOMMER, R. Influence of lamp intensity and water transmittance on the UV disinfection of water. **Water Research**, v. 35, n. 11-13, p. 113-118, 1997.

SOUZA, J. B. **Desinfecção de águas com cor e turbidez elevadas: comparação técnica de processos alternativos ao cloro empregando radiação ultravioleta e ácido peracético**. 2000. 130 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

TOSA, K.; HIRATA, T. Photoreactivation of enterohemorrhagic Escherichia Coli following UV disinfection. **Water Research** V. 33, n.2, p. 361-366, mai 1998.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Ultraviolet disinfection – Wastewater technology fact sheet**. Washington, D.C., EPA 832-F-99-064, setembro, 1999.

VAN HAANDEL et al (2000). Pós Tratamento de efluente anaeróbio através de sistemas wetlands construídos In:**Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Coletânea de Trabalhos Técnicos-Volume 1, Vitória:..PROSAB.

VENOSA, A.D., RUSSELL, I. Disinfection. **Journal Water Pollution Control Federation**. V. 58, n.6, p. 518-527, jun 1986.

VIEIRA, L.G.T. **Desenvolvimento de sistema misto (aeróbio/anaeróbio) de leito fixo para remoção de nitrogênio de esgoto sanitário pré-tratado em reator anaeróbio**. 2000.144 f. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C.A.L. A comparison between wastewater treatment processes in terms of compliance with effluent quality standards. In: ANAIS, XXVII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, AIDIS, Porto Alegre, 3-8 Dezembro 2000. **Anais eletrônicos**.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Wastewater disinfection**, FD-10. Alexandria, USA,1996.299 p

WALLIS, P. CAMPBELL, A.T. (2002). The effect of UV irradiation on human-derived Giardia lamblia cysts. **Water Research**, n.36, p. 963-969, jun 2001.

WHITE, S.C; JERNIGAN, B; VENOSA, A. D. A study of operational ultraviolet disinfection equipment at secondary treatment plants. **Journal Water Pollution Control Federation**, n. 3, p. 181-192, mar. 1986.

APÊNDICE A – DADOS DOS ENSAIOS DE MONITORAMENTO DA ETAPA 2

Apêndice A

Lâmina 3 cm							
Data	Ponto de coleta	CT (NMP/100 mL)	CF (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)	ABS (254 nm)	Turbidez (NTU)	SST (mg/ L)
31/08	Afluente	238.10 ⁶	131.10 ⁶	1095.10 ¹	1,578	184	195
31/08	Efluente	54.10 ³	11.10 ³	141.10 ¹	1,158	95,8	92
04/09	Afluente	52.10 ⁵	24.10 ⁶	222.10 ²	0,827	31,7	41
04/09	Efluente	293.10 ³	14.10 ³	267.10 ¹	1,195	130	170
12/09	Afluente	228. 10 ⁵	9.10 ⁶	135.10 ²	1,122	39,3	34
12/09	Efluente	5.10 ⁴	19.10 ³	ND	1,096	39,2	36
27/09	Afluente	96.10 ⁵	4.10 ⁶	865.10 ¹	0,846	99,8	55
27/09	Efluente	12.10 ⁴	5.10 ³	ND	0,82	88,2	36
09/10	Afluente	124.10 ⁵	25.10 ⁵	208.10 ²	1,563	564	301
09/10	Efluente	205.10 ²	8900	125	1,323	401	197
17/10	Afluente	95.10 ⁶	91.10 ⁵	33.10 ²	0,507	35,8	34
17/10	Efluente	109.10 ²	13.10 ²	125	0,599	54,4	31
26/10	Afluente	94.10 ⁵	28.10 ⁵	6.10 ²	1,02	189	162
26/10	Efluente	94.10 ⁶	13.10 ²	ND	0,961	149	138
31/10	Afluente	34.10 ⁵	1.10 ⁶	825.10 ¹	0,991	170	201
31/10	Efluente	22.10 ²	1.10 ³	5	0,742	66,5	125

Lâmina 4 cm							
Data	Ponto de coleta	CT (NMP/100 mL)	CF (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)	ABS (254 nm)	Turbidez (NTU)	SST (mg/ L)
31/08	Afluente	35.10 ⁷	228.10 ⁶	113.10 ²	1,191	88	67
31/08	Efluente	26.10 ³	51.10 ²	36.10 ²	1,249	91,2	79
04/09	Afluente	75.10 ⁶	18.10 ⁶	148.10 ²	0,817	35,9	66
04/09	Efluente	239.10 ²	6.10 ²	945	0,985	72,5	93
12/09	Afluente	171.10 ⁵	51.10 ⁵	156.10 ²	1,117	41,1	38
12/09	Efluente	5.10 ⁴	8.10 ³	ND	1,073	37,6	36
27/09	Afluente	106.10 ⁵	32.10 ⁵	1145.10 ¹	0,838	103	61
27/09	Efluente	5.10 ⁴	5.10 ³	ND	0,831	93,4	44
09/10	Afluente	121.10 ⁵	31.10 ⁵	176.10 ²	1,227	407	152
09/10	Efluente	45.10 ³	27.10 ³	385	1,42	463	214
17/10	Afluente	104.10 ⁶	87.10 ⁵	305.10 ¹	0,5	33,4	33
17/10	Efluente	113.10 ²	11.10 ²	110	0,569	52,4	32
26/10	Afluente	107.10 ⁵	47.10 ⁵	155.10 ¹	1,022	175	143
26/10	Efluente	12600	25.10 ²	5	0,95	149	134
31/10	Afluente	23.10 ⁵	74.10 ⁵	88.10 ²	1,124	213	188
31/10	Efluente	42.10 ²	2.10 ²	ND	0,754	84,2	126

Lâmina 5 cm							
Data	Ponto de coleta	CT (NMP/100 mL)	CF (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)	ABS (254 nm)	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)
31/08	Afluente	201.10 ⁶	38.10 ⁶	98.10 ²	1,294	117	123
31/08	Efluente	145.10 ²	39.10 ²	278.10 ¹	1,244	102	80
04/09	Afluente	106.10 ⁶	53.10 ⁷	2565.10 ¹	1,077	103	85
04/09	Efluente	52.10 ³	4.10 ³	97.10 ¹	0,88	51,8	50
12/09	Afluente	149.10 ⁶	57.10 ⁶	1565.10 ¹	1,148	43,4	69
12/09	Efluente	117000	2000	5	1,027	36	38
27/09	Afluente	161.10 ⁶	15.10 ⁵	102.10 ²	0,821	96,6	46
27/09	Efluente	111.10 ²	4.10 ²	ND	0,835	87,4	37
09/10	Afluente	98.10 ⁶	27.10 ⁶	119.10 ²	1,286	425	171
09/10	Efluente	104.10 ²	2.10 ³	ND	0,985	308	65
17/10	Afluente	92.10 ⁶	85.10 ⁵	36.10 ²	0,502	30,7	44
17/10	Efluente	99.10 ²	12.10 ²	1.10 ²	0,579	52,7	31
26/10	Afluente	71.10 ⁵	28.10 ⁵	295.10 ¹	1,043	186	208
26/10	Efluente	48.10 ³	54.10 ²	ND	0,954	147	176
31/10	Afluente	5.10 ⁶	34.10 ⁵	752.10 ¹	0,756	91,3	103
31/10	Efluente	3.10 ³	14.10 ²	ND	0,778	86,2	124

Apêndice B

Influência de lavagem da câmara de desinfecção

Lavagem

Multivariate Test Statistics

Wilks' Lambda =	0.619				
F-Statistic =	0.821	df =	3, 4	Prob =	0.546
Pillai Trace =	0.381				
F-Statistic =	0.821	df =	3, 4	Prob =	0.546
Hotelling-Lawley Trace =	0.616				
F-Statistic =	0.821	df =	3, 4	Prob =	0.546

Influência da variação da altura de lâmina no esgoto desinfetado.

Test for effect called: LAMINA

Univariate F Tests

Effect	SS	df	MS	F	P
SST	0.020	2	0.010	0.122	0.886
Error	1.747	21	0.083		
CT	1.485	2	0.742	1.554	0.235
Error	10.031	21	0.478		
CF	2.037	2	1.018	1.719	0.204
Error	12.441	21	0.592		
ABS	0.001	2	0.000	0.126	0.882
Error	0.069	21	0.003		
TUR	0.012	2	0.006	0.053	0.949
Error	2.323	21	0.111		

Multivariate Test Statistics

Wilks' Lambda =	0.799				
F-Statistic =	0.404	df =	10, 34	Prob =	0.935

Influência da variação da coleta no esgoto desinfetado.

Test for effect called: COLETA

Univariate F Tests

Effect	SS	df	MS	F	P
SST	1.602	7	0.229	22.220	0.000
Error	0.165	16	0.010		
CT	5.506	7	0.787	2.094	0.105
Error	6.009	16	0.376		
CF	6.067	7	0.867	1.649	0.193
Error	8.411	16	0.526		
ABS	0.067	7	0.010	46.050	0.000
Error	0.003	16	0.000		
TUR	2.266	7	0.324	75.962	0.000
Error	0.068	16	0.004		

Multivariate Test Statistics

Wilks' Lambda =	0.000				
F-Statistic =	19.529	df = 35, 52	Prob =	0.000	
Pillai Trace =	3.475				
F-Statistic =	5.211	df = 35, 80	Prob =	0.000	
Hotelling-Lawley Trace =	168.979				
F-Statistic =	50.211	df = 35, 52	Prob =	0.000	
THETA =	0.993	S = 5, M = 0.5, N = 5.0	Prob =	0.000	

Latent Roots (Eigenvalues)

1	2	3	4	5
2.618	1.336	0.529	0.385	0.131

Component loadings

	1	2	3
TUR	0.870	0.294	0.305
SST	0.855	0.343	0.191
CT	0.539	-0.720	-0.220
CF	0.555	-0.714	0.185
ABS	0.730	0.322	-0.564

Variance Explained by Components

1	2	3
2.618	1.336	0.529

Percent of Total Variance Explained

1	2	3
52.367	26.725	10.587

Component loadings

	1	2
TUR	0.870	0.294
SST	0.855	0.343
CT	0.539	-0.720
CF	0.555	-0.714
ABS	0.730	0.322

Variance Explained by Components

	1	2
	2.618	1.336

Percent of Total Variance Explained

	1	2
	52.367	26.725

7 26.725

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)