

**DESINFECÇÃO DE EFLUENTES DE SISTEMAS DE  
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS POR  
MEIO DA RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA**

**PAULO ROGÉRIO RODRIGUES CAMACHO**

**Dissertação apresentada como parte dos  
requisitos para obtenção do Grau de  
Mestre em Ciências na Área de Tecnologia  
Nuclear.**

**Orientador:  
Dr. Leonardo Gondim de Andrade e Silva**

**São Paulo  
1995**

**INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES**  
**AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**

**DESINFECÇÃO DE EFLUENTES DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE**  
**ESGOTOS SANITÁRIOS POR MEIO DA RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA**

Paulo Rogério Rodrigues Camacho

Dissertação Apresentada como parte dos  
requisitos para a obtenção do grau de  
"Mestre na Área de Concentração em  
Tecnologia Nuclear Básica".

Orientador: Dr. Leonardo Gondim de Andrade e Silva



SÃO PAULO  
1995

A meus pais: Lourenço e Maria Eloiza  
A minha esposa: Angela  
A meu filho: Ivo

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Dr. Leonardo G. de Andrade e Silva, orientador e amigo, pelas sugestões, críticas, apoio e paciência na revisão da dissertação.

Nossos agradecimentos à CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), pelo valoroso suporte, tanto pessoal quanto material, na construção, operação e análise das amostras. Agradecimentos em particular às gerências da DT (Divisão de Pesquisas) e DTPP (Setor de Pesquisas em Efluentes Industriais) na figura de Dr. Pedro A. Sobrinho e Dra. Tânia M. T. Gasi.

Nossos agradecimentos ao IPEN (Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares) e ao pessoal do GEP (Supervisão de Pesquisas em Novas Aplicações) pela colaboração com sugestões e material para o estudo com traçadores, especialmente ao Técnico Samir e aos Químicos Edson Ghilardi e Lilian C. Lopérgolo.

Agradecimentos sinceros aos meus pais e minha esposa.

# SUMÁRIO

página

RESUMO, .....	i
ABSTRACT, .....	ii
LISTA DE TABELAS, .....	iii
LISTA DE FIGURAS, .....	v
GLOSSÁRIO DE SÍMBOLOS E ABREVIACÕES, .....	vii
1 INTRODUÇÃO, .....	1
2 DESINFECÇÃO, .....	3
2.1 JUSTIFICATIVAS PARA A DESINFECÇÃO, .....	3
2.2 DEFINIÇÃO E OBJETIVOS DA DESINFECÇÃO, .....	6
2.3 CARACTERÍSTICAS E TIPOS DE DESINFETANTES, .....	6
2.4. CLORAÇÃO, .....	9
2.4.1 Mecanismo da Desinfecção por Cloro, .....	9
2.4.2 Vantagens da Cloração, .....	9
2.4.3 Desvantagens da Cloração, .....	11

2.5 DIÓXIDO DE CLORO, .....	13
2.6 OZÔNIO, .....	13
2.7 RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA, .....	14
2.7.1 Definições, .....	14
2.7.2 Fontes de Radiação UV, .....	15
2.7.3 Mecanismo da Desinfecção por UV, .....	15
2.7.4 Reparação dos Danos Fotoquímicos, .....	18
2.7.5 Revisão Bibliográfica, .....	18
2.7.6 Sistemática para Avaliação de Sistemas UV, .....	25
2.7.6.1 Estimativa de $I_{méd.}$ pela Actinometria, .....	28
2.7.6.2 Estimativa de $I_{méd.}$ pelo Método Biológico, .....	29
2.7.6.3 Estimativa de $I_{méd.}$ por Cálculo, .....	30
2.7.7 Fatores que Influenciam na Desinfecção por Radiação UV, .....	33
2.7.7.1 Geometria do Reator, .....	33
2.7.7.2 Espectro de Absorção da Radiação UV pelos Materiais, .....	33
2.7.7.3 Espectro de Emissão da Lâmpada UV, .....	34
2.7.7.4 Intensidade da Radiação e Tempo de Exposição, .....	34
2.7.7.5 Número de Microorganismos Patogênicos Inicial, .....	35
2.7.7.6 Hidráulica do Reator, .....	35
2.7.7.7 Temperatura, .....	36
2.7.7.8 Voltagem das Lâmpadas, .....	36
2.7.7.9 Vida Útil das Lâmpadas, .....	36
2.7.7.10 Sólidos em Suspensão, .....	36
2.7.8 Vantagens na Utilização da Radiação UV, .....	37
2.7.9 Desvantagens da Radiação UV, .....	38

<b>3 MATERIAIS E MÉTODOS,</b> .....	40
<b>3.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DAFA + LAGOA AERADA,</b> .....	40
3.1.1 Características Físico-Químicas dos Efluentes dos Sistemas DAFA e DAFA+Lagoa Aerada, .....	42
3.1.2 Características Microbiológicas dos Efluentes dos Sistemas DAFA e DAFA+Lagoa Aerada, .....	42
<b>3.2 DESCRIÇÃO DA UNIDADE DE DESINFECÇÃO POR UV,</b> .....	43
3.2.1 Tanque de Acumulação de Efluente do Sistema de Desinfecção, ..	44
3.2.2 Bomba de Alimentação do Sistema de Desinfecção, .....	45
3.2.3 Reator de Desinfecção por Radiação UV, .....	45
3.2.4 Conjunto de Partida e Alimentação Elétrica da Lâmpada UV, .....	47
3.2.5 Caracterização Hidráulica do Sistema de Desinfecção por Radiação UV, .....	48
<b>3.3 EXPERIÊNCIAS COM EFLUENTE DO SISTEMA     DAFA+LAGOA AERADA,</b> .....	51
3.3.1 Parâmetros Microbiológicos, .....	51
3.3.2 Parâmetros Físico-Químicos, .....	52
3.3.3 Parâmetros Operacionais e Manutenção do Sistema UV, .....	52
<b>3.4 EXPERIÊNCIAS COM EFLUENTE DO SISTEMA DAFA,</b> .....	54
<b>3.5 CONSUMO DE ENERGIA DO SISTEMA UV,</b> .....	54

<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO, .....</b>	<b>55</b>
4.1 PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS, .....	55
4.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS, .....	63
4.3 DETERMINAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DO TEMPO DE RESIDÊNCIA (DTR), .....	65
4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS OBTIDOS, .....	69
4.5 CORRELAÇÃO DOS DADOS, .....	71
4.6 COMPARAÇÃO ENTRE OS SISTEMAS DESINFECÇÃO POR UV E POR CLORAÇÃO, .....	77
4.7 MEDIDA DO CONSUMO DE ENERGIA DO SISTEMA UV, .....	81
<b>5 CONCLUSÕES, .....</b>	<b>82</b>
<b>APÊNDICE 1, .....</b>	<b>83</b>
<b>APÊNDICE 2, .....</b>	<b>85</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS, .....</b>	<b>87</b>

# **DESINFECÇÃO DE EFLUENTES DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS POR MEIO DA RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA**

Paulo Rogério Rodrigues Camacho

## **RESUMO**

Neste trabalho estudou-se a desinfecção de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, tipo Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente (DAFA) e DAFA com pós-tratamento via lagoa aerada, utilizando a radiação ultravioleta.

Para avaliar a eficiência do sistema na remoção de microorganismos patogênicos, utilizou-se as contagens de coliformes totais, coliformes fecais e colifagos, como parâmetros biológicos.

Os parâmetros físico-químicos medidos no efluente foram Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Sólidos em Suspensão Totais, cor e turbidez.

Também, obtiveram-se dados de tempo de residência hidráulico e de consumo de energia elétrica no sistema.

Finalmente, mostrou-se a eficiência da desinfecção com ultravioleta fazendo-se uma comparação com um sistema hipotético de desinfecção com cloro.

# **EFFLUENTS DISINFECTION OF SANITARY WASTEWATER TREATMENT SYSTEMS BY ULTRAVIOLET RADIATION**

Paulo Rogério Rodrigues Camacho

## **ABSTRACT**

In this work the study of effluents disinfection of sanitary wastewater treatment systems of Upflow Anaerobic Sludge Biodigestor (UASB) and UASB with aerated lagoon post-treatment by ultraviolet radiation is presented.

The efficiency evaluation of the pathogenic microorganisms removal system was made by measurement of the total coliforms, fecal coliforms and coliphages.

The physical chemical parameters such as Chemical Oxygen Demand, Biochemical Oxygen Demand, Total Suspended Solids, color and turbidity were measured in the effluent.

Furthermore, the hydraulic retention time and the electrical energy consumption were evaluated.

Finally, the ultraviolet disinfection efficiency was compared with a hypothetic chlorine disinfection system.

**LISTA DE TABELAS**

	página
TABELA 1 - Remoção de Bactérias, Helmintos, Vírus e Cistos de Protozoários por meio de vários Sistemas de Tratamento de Esgotos, .....	5
TABELA 2 - Resultados Microbiológicos - Coliformes Totais no Sistema UV (Efluente DAFA+Lagoa Aerada), .....	56
TABELA 3 - Resultados Microbiológicos - Coliformes Fecais no Sistema UV (Efluente DAFA+Lagoa Aerada), .....	57
TABELA 4 - Resultados Microbiológicos - Colifagos no Sistema UV (Efluente DAFA), .....	58
TABELA 5 - Resultados Microbiológicos - Coliformes Totais no Sistema UV (Efluente DAFA), .....	59
TABELA 6 - Resultados Microbiológicos - Coliformes Fecais no Sistema UV (Efluente DAFA), .....	60
TABELA 7 - Resultados Microbiológicos - Colifagos no Sistema UV (Efluente DAFA), .....	61
TABELA 8 - Parâmetros Físico-Químicos e Temperaturas para o Efluente do Sistema DAFA+Lagoa Aerada, .....	63
TABELA 9 - Parâmetros Físico-Químicos e Temperaturas para o Efluente do Sistema DAFA, .....	64
TABELA 10 - Números de Dispersão ( $d$ ) do Reator de Desinfecção, .....	65

**LISTA DE TABELAS**

	página
TABELA 11 - Análise Estatística para o Descarte de Dados Microbiológicos e Físico-Químicos na Desinfecção por UV dos Efluentes dos Sistemas DAFA+Lagoa Aerada e DAFA, 69	69
TABELA 12 - Estatísticas Básicas dos Parâmetros Microbiológicos na Desinfecção por UV dos Efluentes dos Sistemas DAFA+Lagoa Aerada e DAFA, .....	69
TABELA 13 - Estatísticas Básicas dos Parâmetros Físico-Químicos na Desinfecção por UV dos Efluentes dos Sistemas DAFA+Lagoa Aerada e DAFA, .....	73
TABELA 14 - Constantes $a$ , $b$ , $c$ e Coeficiente de Correlação Linear ( $r^2$ ) no Ajuste dos Dados de $t$ , $N_0$ e $N$ à Equação 21, .....	74
TABELA 15 - Constantes de Inativação ( $k$ ) e Coeficiente de Correlação Linear ( $r^2$ ) no Ajuste dos Dados de $t$ , $N_0$ e $N$ à Equação 22, 75	75
TABELA 16 - Tempos de Residência Hidráulico (s) para Remoção de 3 e 4un.log. nos Efluentes dos Sistemas DAFA e DAFA + Lagoa aerada por Radiação UV, .....	79

## LISTA DE FIGURAS

	página
Figura 1 - Diagrama Simplificado do Processo de Tratamento de Águas Residuárias por Lodos Ativados, .....	7
Figura 2 - Diagrama Simplificado do Processo de Tratamento de Águas Residuárias por DAFA, .....	7
Figura 3 - Diagrama Simplificado Processo de Tratamento de Águas Residuárias por Lagoa Aerada, .....	8
Figura 4 - Efeito Germicida Relativo em Função do Comprimento de Onda, .....	16
Figura 5 - Exemplo de Parte de uma Hipotética Fita de DNA Danificada pela Radiação UV, .....	17
Figura 6 - Fluxograma da Planta Piloto de Tratamento de Esgotos - Sistema DAFA+Lagoa Aerada, .....	40
Figura 7 - Representação Esquemática do Sistema de Desinfecção por Radiação UV, .....	44
Figura 8 - Esquema de Construção do Reator de Desinfecção por Radiação UV do Tipo Lâmpada Submersa ("shell tube"), .....	46
Figura 9 - Diagrama das Ligações Elétricas para Partida e Alimentação da Lâmpada UV, .....	48
Figura 10 - Variação da Condutividade na saída do Sistema UV - Curva da DTR - (Vazão de 7,2L/min), .....	66

## LISTA DE FIGURAS

	página
Figura 11 - Variação da Condutividade na saída do Sistema UV - Curva da DTR - (Vazão de 0,7L/min), .....	67
Figura 12 - Representação do Modelo de Escoamento Proposto para o Sistema UV, .....	68
Figura 13 - Contagens de Coliformes Totais e Log <sub>10</sub> das Contagens Agrupadas em Classes de Freqüência (Efluente DAFA+Lagoa Aerada) .....	72
Figura 14 - Contagens de Coliformes Totais e Log <sub>10</sub> das Contagens Agrupadas em Classes de Freqüência (Efluente DAFA).....	72
Figura 15 - Contagens de Coliformes Fecais e Log <sub>10</sub> das Contagens Agrupadas em Classes de Freqüência (Efluente DAFA+Lagoa Aerada) .....	73
Figura 16 - Contagens de Coliformes Fecais e Log <sub>10</sub> das Contagens Agrupadas em Classes de Freqüência (Efluente DAFA).....	73
Figura 17 - Contagens de Colifagos e Log <sub>10</sub> das Contagens Agrupadas em Classes de Freqüência (Efluente DAFA+Lagoa Aerada).....	74
Figura 18 - Contagens de Colifagos e Log <sub>10</sub> das Contagens Agrupadas em Classes de Freqüência (Efluente DAFA).....	74

## GLOSSÁRIO DE SÍMBOLOS E ABREVIações

UV	= Ultravioleta
DBO	= Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
DQO	= Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
SS	= Sólidos em Suspensão (mg/L)
SST	= Sólidos em Suspensão Totais (mg/L)
SSv	= Sólidos em Suspensão Voláteis (mg/L)
NKT	= Nitrogênio Kjeldal Total (mg/L)
DAFA	= Digestor Anaeróbico de Fluxo Ascendente
ETE	= Estação de Tratamento de Esgotos
THM	= Trihalometano
NMP	= Número Mais Provável
NTU	= Unidade Nefelométrica de Turbidez
UFP	= Unidade Formadora de Placa
DTR	= Distribuição do Tempo de Residência
PFR	= Reator Pistonado Ideal
CSTR	= Reator de Mistura Ideal
DNA	= Ácido Desoxiribonucleico
RNA	= Ácido Ribonucleico
PTFE	= Politetrafluoroetileno
PVC	= Policloreto de Vinila
A	= Adenina
G	= Guanina
C	= Citosina
T	= Timina
U	= Uracila
$E_q$	= Energia do Quantum de Radiação (ergs)
$\lambda$	= Comprimento de Onda (nm)
$\sigma^2$	= Variância ( $s^2$ )
$\sigma^2_\theta$	= Variância Adimensional
$h$	= Constante de Planck ( $4,345 \times 10^5$ ergs/s)
$c$	= Velocidade da Luz no Vácuo ( $3 \times 10^8$ m/s)
$f$	= Frequência de Vibração ( $s^{-1}$ )

$N$	= Número de Microorganismos Sobreviventes (NMP/100mL)
$N_0$	= Número de Microorganismos Inicial (NMP/100mL)
$N'_0$	= Número de Microorganismos Inicial Não Oclusos (NMP/100mL)
$N_p$	= Número de Microorganismos Oclusos pelo Material Particulado (NMP/100mL)
$I$	= Intensidade da Radiação ( $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ )
$I_0$	= Intensidade Inicial da Radiação ( $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ )
$I_{\text{méd.}}$	= Intensidade Média da Radiação ( $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ )
$k$	= Constante de Inativação do Microorganismo ( $\text{s}^{-1}$ )
$x$	= Comprimento do Reator (m)
$u$	= Velocidade do Efluente (m/s)
$V$	= Volume Efetivo do Reator (L)
$V_d$	= Volume Morto (L)
$Q$	= Vazão Total (L/s)
$p$	= Profundidade (m)
$d$	= Número de Dispersão (adimensional)
$E$	= Coeficiente de Dispersão ( $\text{m}^2/\text{s}$ )
$t, \theta$	= Tempo de Residência Hidráulico (s)
u.a.	= Unidade de Absorbância ( $\text{cm}^{-1}$ )
un. log.	= Unidade Logarítmica
$D$	= Dose ( $\mu\text{W}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ )
$D_{UV}$	= Densidade de Potência UV (W/L)
$P$	= Potência Nominal Total (W)
$F_p$	= Fator de Correção para a Vida Útil da Lâmpada
$F_t$	= Fator de Correção para a Transmitância do Tubo de Quartzo ou de Politetrafluoroetileno

# CAPÍTULO 1

## INTRODUÇÃO

A utilização da radiação ultravioleta (UV) como agente desinfetante é conhecida desde o século passado quando se observou a destruição de microorganismos expostos à essa radiação<sup>[1]</sup>. Alguns estudos iniciais, conduzidos principalmente na França, foram direcionados para o uso dessa radiação na desinfecção de águas para abastecimento público. Mas com o aparecimento do cloro como agente desinfetante, tendo uma aplicação mais barata e um controle mais fácil pela presença do residual ativo, foi abandonado o emprego da radiação UV para essa finalidade.

Entretanto, como no uso da radiação UV para desinfecção de águas residuárias não é necessária a manutenção de um residual ativo, como aquele que se obtém com o uso do cloro, esse tipo de tecnologia está tornando-se cada vez mais comum. Isto acontece, também, porque os custos de instalação, operação e manutenção desses sistemas têm diminuído muito. Um outro fator importante para o aumento do uso da radiação UV está ligado às normas cada vez mais rígidas em relação a utilização dos desinfetantes químicos, principalmente o cloro, normas estas que visam a proteção dos ecossistemas aquáticos.

A desinfecção pelo cloro é atraente do ponto de vista do custo e do controle mais prático. Entretanto, a cloração deixa um residual de cloro no efluente que persiste por um longo período. O cloro residual é tóxico para a maioria da fauna dos ecossistemas aquáticos. Então, se considerarmos o custo de um sistema cloração-descloração pode ser vantajoso o emprego do sistema UV. A radiação UV não deixa residual por ser um processo físico, além de ser mais eficiente contra vírus, o mesmo não ocorrendo com o cloro. Diversos autores têm desenvolvido estudos, em escala industrial e piloto, para a desinfecção de águas residuárias com radiação UV, principalmente de esgotos sanitários. Os efluentes utilizados nos testes variam desde aqueles provenientes de clarificadores primários e secundários, de sistemas de lodos ativados, filtros de areia e combinações entre estes e com esgoto bruto. Uma das principais limitações para o emprego da radiação UV está no seu poder de penetração no efluente, que é limitado, sendo influenciado pela presença de substâncias dissolvidas e em suspensão na água. Quanto menor essa penetração o

processo será menos eficiente. Assim sendo, é de se esperar que, em efluentes mais transparentes à radiação, se obtenha uma eficiência melhor na inativação de microorganismos patogênicos.

Neste trabalho pretende-se estudar o comportamento de um sistema de desinfecção por radiação UV, utilizando o efluente de um sistema de tratamento de esgotos sanitários em escala piloto, tendo como objetivos: construção de uma unidade de bancada para desinfecção por radiação UV, do tipo lâmpada submersa, obtenção de dados para avaliar a eficiência desse sistema, tais como: consumo de energia, tempo de residência, número de microorganismos inicial e final, distribuição do tempo de residência e comparação de custos com um sistema de cloração hipotético por meio do acompanhamento do consumo médio de energia da unidade.

## CAPÍTULO 2

### DESINFECÇÃO

#### 2.1 JUSTIFICATIVAS PARA A DESINFECÇÃO

O objetivo do tratamento de efluentes é a diminuição dos contaminantes, sejam eles de natureza química, física ou biológica, de forma a garantir a proteção do meio ambiente e, principalmente, evitar a propagação de doenças na população<sup>[2]</sup>.

O tratamento convencional de esgotos serve, basicamente, para diminuir a carga orgânica por meio da remoção de sólidos. Em geral, quando lançamos uma carga poluidora nos corpos d'água (rios, lagos) ocorre um processo de autodepuração natural, em que a matéria orgânica é consumida pelas faunas e floras existentes nesses locais (bactérias, protozoários, peixes, crustáceos, etc). Ocorre que em certos locais a atividade humana produz rejeitos em quantidade tal que o meio ambiente é incapaz de assimilá-los com a rapidez necessária.

Para conseguir descartar esses resíduos, preservando o meio ambiente e a saúde da população, tornaram-se necessários desenvolver processos para acelerar o tratamento e reduzir a carga dos despejos. Dessa forma as águas que saem dos sistemas de tratamento (efluente) poderiam ser lançadas nos corpos d'água de uma maneira que estes pudessem suportar sua carga orgânica.

Nos esgotos sanitários normalmente podem ser encontrados diversos microorganismos patogênicos, causadores de doenças no ser humano<sup>[3]</sup>. Como exemplos mais comuns de doenças veiculadas pela água (e os correspondentes agentes etiológicos) tem-se:

- doenças causadas por bactérias:
- febre tifóide (*Salmonella typhi*)
- febre paratifóide (*Salmonella paratyphi* tipos A, B ou C)
- salmoneloses (*Salmonella sp*)
- shigeloses (*Shigella sp*)
- diarreias por *Escherichia coli* (invasivas, enteropatogênicas)
- leptospirose (*Leptospira*)
- doenças causadas por vírus:

- hepatite A
- gastroenterite (Rotavírus)
- doenças causadas por protozoários:
  - amebíase (*Entamoeba histolytica*)
  - giardíase (*Giardia lamblia*)
- doenças causadas por helmintos (vermes):
  - esquistossomose ou "barriga d'água" (*Schistosoma mansoni*)
  - ascaridíase ou lombriga (*Ascaris lumbricoides*)

Os coliformes formam um grupo de bactérias encontradas nos intestinos de animais de sangue quente (homem, porco, gato, cão, vaca, etc). sendo eliminados em grande quantidade pelas fezes.

Normalmente, pela facilidade de identificação e quantificação pelos laboratórios, desses microorganismos na água, eles foram escolhidos como indicadores de contaminação por matéria fecal. A presença de coliformes na água supõe a presença dos outros tipos de microorganismos, os quais podem causar sérios problemas. Então, os coliformes serviriam como indicadores de contaminação das águas por esgotos.

As bactérias do grupo dos coliformes, mais especificamente os coliformes fecais também são utilizadas para medir a eficiência dos sistemas de desinfecção, medindo-se a remoção desse parâmetro entre os pontos de entrada (afluente) e saída (efluente) dos sistemas. Isto torna-se válido porque, em geral, os microorganismos patogênicos ao ser humano, são bem menos resistentes aos desinfetantes quando comparados com os coliformes fecais<sup>[4]</sup>. Deve-se ressaltar, entretanto, que os coliformes fecais são meros indicadores de uma possível presença de patogênicos. Muitas vezes, as águas em que não existem coliformes, podem estar contaminadas com vírus e cistos de protozoários os quais são mais resistentes às condições adversas do meio ambiente. Por outro lado, as águas que apresentam altos índices de coliformes fecais, muitas vezes não estão contaminadas por microorganismos patogênicos. Associa-se a presença de tais organismos patogênicos muito mais à presença de indivíduos, doentes ou não, que os estejam eliminando pelas fezes, o que normalmente é raro, a não ser durante uma epidemia da doença.

Em termos de remoção de microorganismos patogênicos certos sistemas de tratamento são eficientes. É o caso das lagoas de estabilização e dos reservatórios de acumulação. Considerando-se que um esgoto sanitário típico possui normalmente, contagens de 10 milhões ( $10^7$ ) a até 1 bilhão ( $10^9$ ) de coliformes fecais por 100mL, um sistema de tratamento eficiente precisa obter eficiências de remoção muito próximas de 100%.

Nesses casos aplica-se o conceito de remoção logarítmica, extraindo-se o logaritmo de base 10 das contagens. Eficiências da ordem de 99,999%, por exemplo, correspondem a cinco unidades logarítmicas de remoção (5 un.log.). Uma eficiência dessa ordem para um sistema pode parecer excelente, entretanto, se o afluente continha  $10^9$  NMP/100mL (Número Mais Provável de microorganismos por 100mL) o efluente ainda terá  $10^4$  NMP/100mL ou dez mil bactérias por cada cem mililitros. Portanto o ideal seria que as eficiências de remoção fossem acompanhadas dos números absolutos de microorganismos na entrada e na saída dos sistemas.

Como já foi ressaltado, as lagoas de estabilização e os reservatórios de acumulação, bem projetados e operados, são eficientes na remoção de patogênicos. Os sistemas de aplicação no solo também comportam-se bem com relação à remoção de microorganismos patogênicos.

Nesses sistemas (com excessão do sistema de aplicação no solo), os esgotos são armazenados por um tempo relativamente longo (dias ou meses), de forma que ocorra o processo natural de morte desses microorganismos. Porém, na grande maioria dos sistemas de tratamento de esgotos, devido à necessidade de um tratamento rápido (pelos volumes geralmente grandes a serem tratados e por razões de custo) não obtem-se suficiente remoção de microorganismos patogênicos.

Segundo Hespanhol<sup>[5]</sup> a capacidade de remoção de microorganismos em diversos sistemas de tratamento varia de acordo com o exposto na Tabela 1.

TABELA 1 - Remoção de Bactérias, Helmintos, Vírus e Cistos de Protozoários por meio de vários Sistemas de Tratamento de Esgotos<sup>[5]</sup>

Sistemas de Tratamento	Remoção (Unidades Log <sub>10</sub> ) de			
	Bactérias	Helmintos	Vírus	Cistos
Sedimentação Simples	0 - 1	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Sedimentação Química	1 - 2	1 - 3	0 - 1	0 - 1
Lodos Ativados	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Biofiltração	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Lagoa Aerada	1 - 2	1 - 3	1 - 2	0 - 1
Valo de oxidação	1 - 2	0 - 2	1 - 2	0 - 1
Lagoa de Estabilização	1 - 6	1 - 3	1 - 4	1 - 4
Reservatórios de Acumulação	1 - 6	1 - 3	1 - 4	1 - 4
Desinfecção	2 - 6	0 - 1	0 - 4	0 - 3

Pode-se observar que a remoção de bactérias, helmintos, vírus e cistos de protozoários é de no mínimo 1 un.log. ou 90% para as lagoas de estabilização e os reservatórios de acumulação. Os helmintos (geralmente ovos e vermes adultos de lombriga e tênia) e os cistos de protozoários, são normalmente mais resistentes à desinfecção do que os vírus e as bactérias. Por isso, pode-se observar que a desinfecção às vezes não remove esses organismos. Então, quando a área disponível para o sistema de tratamento, ou a rapidez são fatores limitantes, deve-se dar especial atenção para os sistemas de lagoas de estabilização e reservatórios de acumulação.

## 2.2 DEFINIÇÃO E OBJETIVOS DA DESINFECÇÃO

A desinfecção de efluentes de sistemas de tratamento consiste no emprego de um agente físico ou químico (desinfetante) para diminuir o número de microorganismos patogênicos viáveis, destruindo-os ou inativando-os. A desinfecção é diferente da esterilização, cujo objetivo é a eliminação de todos microorganismos presentes.

Na desinfecção, assim como nos outros sistemas de tratamento, um dos objetivos é a preservação da qualidade microbiológica das águas que irão receber os efluentes tratados. Dessa forma, as águas receptoras se tornarão seguras, e terão seu uso posterior garantido. Dentre alguns dos usos posteriores para os corpos receptores pode-se citar a recreação (natação, esportes náuticos), abastecimento (após tratamento convencional), irrigação agrícola (para produtos consumidos crus inclusive) ou, simplesmente, reserva de água.

Na figuras 1, 2 e 3 temos os esquemas simplificados de três tratamentos de esgotos sanitários. Nos três casos normalmente as eficiências de remoção de coliformes fecais é pequena, de no máximo uma unidade logarítmica (90%).

Como na maioria dos casos realiza-se apenas um tratamento primário dos despejos e, quando há tratamento secundário ele constitui-se de um sistema de lodos ativados, será necessário providenciar a desinfecção dos efluentes tratados.

## 2.3 CARACTERÍSTICAS E TIPOS DE DESINFETANTES

As características desejáveis para a escolha de um desinfetante, segundo Geldreich<sup>[6]</sup> são:

- efetividade

A desinfecção deve ser efetiva, isto é, possível de ser realizada dentro de tempos de contato praticáveis, sob as condições ambientais variáveis e sobre os microorganismos patogênicos que existem normalmente no esgoto.

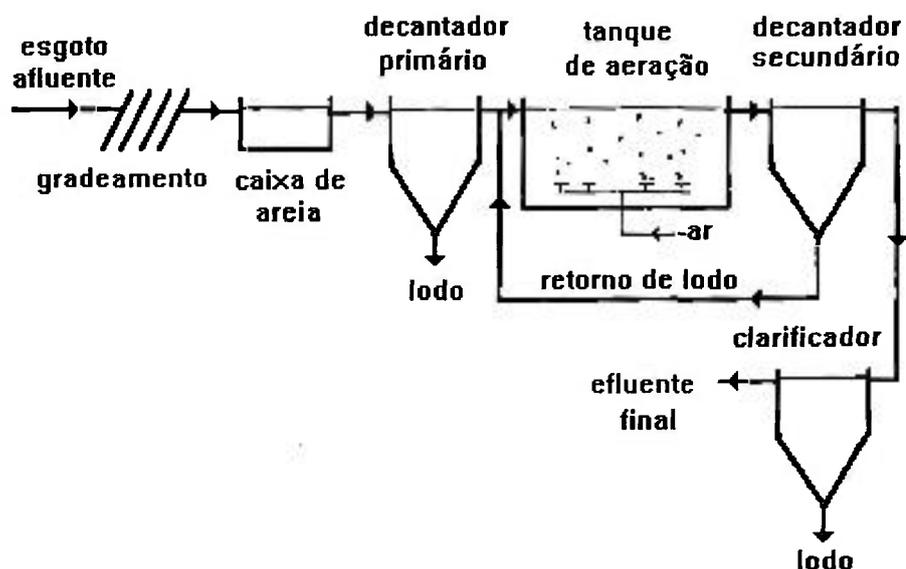


Figura 1 - Diagrama Simplificado do Processo de Tratamento de Águas Residuárias por Lodos Ativos

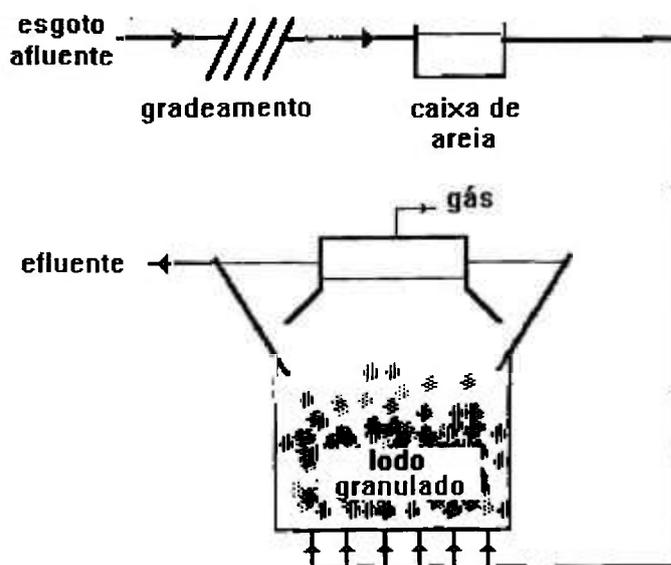


Figura 2 - Diagrama Simplificado do Processo de Tratamento de Águas Residuárias por Digestor Anaeróbico de Fluxo Ascendente (DAFA)

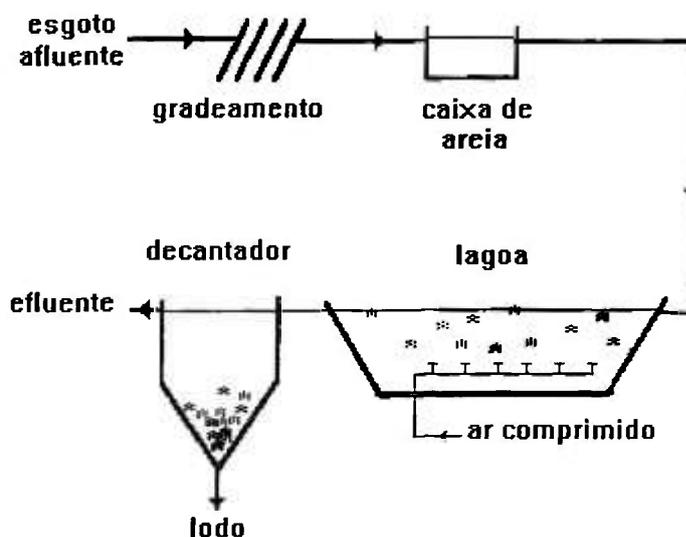


Figura 3 - Diagrama Simplificado do Processo de Tratamento de Águas Residuárias por Lagoa Aerada

- manuseio seguro

As substâncias ou processos empregados não devem ser perigosos ao ponto de colocarem os operadores ou a população em riscos sérios.

- aplicabilidade simples

Devem ser de preferência, de aplicação simples, numa só etapa, não exigindo equipamentos ou processos muito complicados.

- confiabilidade

Devem ser confiáveis, isto é, apresentarem os resultados previstos dentro das dosagens e tempos de contato estabelecidos.

- custo reduzido

Seu custo de aplicação não deve ser proibitivo.

- formação de subprodutos

Não deve formar substâncias que apresentem odor pronunciado ou que sejam nocivas à saúde humana e ao meio aquático receptor.

Os agentes de desinfecção podem ser classificados em:

- físicos
- químicos

Dentre os agentes químicos podem-se citar:

- cloro
- ozônio
- dióxido de cloro

Como exemplos de agentes físicos tem-se:

- radiação ionizante ( gama, elétrons, etc)
- radiação ultravioleta
- microondas
- calor

Dentre as várias alternativas apresentadas serão tratadas em detalhe a cloração e a radiação ultravioleta.

## 2.4 CLORAÇÃO

A cloração é sem dúvida um dos processos mais empregados para a desinfecção tanto de águas residuárias quanto de águas para consumo humano. Deve-se fazer algumas considerações com respeito à cloração de maneira que se possa compará-la com a aplicação da radiação ultravioleta.

### 2.4.1 Mecanismo da Desinfecção por Cloro

O cloro ao se dissolver em água reage produzindo o ácido hipocloroso (HClO) e ácido clorídrico. O ácido hipocloroso e o íon hipoclorito ( $\text{ClO}^-$ ) são compostos capazes de penetrarem na parede celular do microorganismo patogênico e sendo oxidantes reagirem com as enzimas inativando-as e causando a destruição da célula pela paralização do seu metabolismo. O mecanismo da ação desses compostos nas células ainda não está completamente estabelecido, porém, esta é uma das teoria mais aceita para explicar a ação tóxica do cloro nas células<sup>[7]</sup>.

### 2.4.2 Vantagens da Cloração

Dentre as vantagens do processo de cloração, que o fazem um dos mais utilizados, podem-se citar:

- aplicação fácil

O cloro pode ser aplicado de várias maneiras à água residuária. Existem diversos compostos que quando em solução aquosa liberam cloro. Também é comum a aplicação de cloro gasoso ao efluente. Os compostos de cloro mais empregados são:

- hipoclorito de cálcio (  $\text{Ca}(\text{ClO})_2$  )
- hipoclorito de sódio (  $\text{NaClO}$  )
- dióxido de cloro (  $\text{ClO}_2$  )

- custo menor

O cloro gasoso é produzido geralmente a partir da eletrólise de salmoura ( $\text{NaCl}$  solução aquosa) em células de cátodo de mercúrio. O processo produz soda cáustica ( $\text{NaOH}$ ), hidrogênio ( $\text{H}_2$ ) e cloro ( $\text{Cl}_2$ ). Antigamente, o cloro era um subproduto desse processo, sendo então muito barato. Atualmente, apesar da demanda de cloro para fabricação de PVC e outros produtos, o cloro gasoso continua sendo o desinfetante de menor custo.

- melhora nas características do efluente

O cloro aplicado ao efluente, além de agir como desinfetante, tem a capacidade de remover parte da matéria orgânica do despejo por meio da oxidação da mesma. Desse modo, diminui-se a Demanda Bioquímica de Oxigênio conseguindo-se, também, a redução da turbidez e da cor do efluente. O cloro também é capaz de reagir com muitos compostos que conferem odor aos despejos, o que é uma característica bastante apreciada.

- confiabilidade

A aplicação do cloro é bastante segura do ponto de vista do objetivo a se atingir, que é a eliminação ou a redução do número de microorganismos patogênicos presentes, número este controlado por meio do número de coliformes fecais remanescente. Para isso basta que se atinja determinada concentração de cloro livre por um determinado período de tempo para que tenhamos a desinfecção pretendida. Essa concentração é facilmente determinada por meio de experimentos e, como normalmente se emprega um excesso de cloro, esse excesso é facilmente controlado, na prática, por meio do residual de cloro (cloro livre). O

processo torna-se, assim, seguro mesmo que as características do efluente variem.

### 2.4.3 Desvantagens da Cloração

A utilização do cloro e seus compostos apresenta uma série de inconvenientes. Pode-se citar:

- cuidados na aplicação

Nos casos de aplicação do cloro gasoso e dióxido de cloro, tem que se tomar cuidados especiais quanto ao manuseio dessas substâncias. O cloro puro normalmente só é usado em grandes estações de tratamento, onde existem equipamentos apropriados para o armazenamento de cloro líquido, para posterior utilização na forma gasosa. O cloro nas condições ambientais é um gás, mais pesado do que o ar, altamente reativo e tóxico ao ser humano. O equipamento necessário para sua correta aplicação também é especial, devido aos cuidados extremos contra corrosões que possam causar vazamentos.

- reações indesejáveis

Infelizmente o cloro não reage apenas com os microorganismos patogênicos presentes no despejo, como seria o ideal<sup>[8]</sup>. Reage também, com substâncias em solução como a amônia, presente no esgoto devido a decomposição da uréia e ácido úrico excretados pelo ser humano. A amônia ao reagir com o cloro forma cloroaminas, o que causa uma demanda extra de cloro. As cloroaminas também possuem poder desinfetante, só que bem menor que o do cloro livre.

O cloro também é capaz de reagir com compostos fenólicos, formando derivados clorados, que em certos casos possuem odor e gosto bastante pronunciado (mesmo em baixíssimas concentrações), de eliminação difícil. Assim, não é de se estranhar que determinados efluentes industriais que contenham compostos fenólicos tenham suas características pioradas após a desinfecção com cloro.

Dentre os compostos indesejáveis formados na cloração de águas residuárias destacam-se, principalmente, os organoclorados e de forma mais específica os trihalometanos (THM's). Os THM's de maior ocorrência nas águas para abastecimento, são: clorofórmio ( $\text{CHCl}_3$ ), bromofórmio ( $\text{CHBr}_3$ ), diclorobromometano ( $\text{CHCl}_2\text{Br}$ ), e o dibromoclorometano

(CHClBr<sub>2</sub>). Em animais de laboratório, a aplicação de THM's, em concentrações da ordem de 100 mg/kg de peso do animal, foi capaz de induzir câncer na maioria das cobaias<sup>[9]</sup>.

Em que pese o caráter alarmista de tais pesquisas, é necessário ressaltar que as concentrações desses compostos na água para consumo são tão baixas, que uma pessoa normal precisaria beber quantidades da ordem de milhares de litros de água, de uma só vez, para conseguir ingerir a mesma quantidade usada na pesquisa.

Os chamados estudos epidemiológicos buscam relacionar aumentos na incidência média de câncer nas populações humanas com o consumo contínuo de água contaminada por THM, o que é bastante complicado, tendo em vista os fatores envolvidos, o tempo necessário para se concluir tais pesquisas, a quantidade de dados a serem analisadas e o custo envolvido.

Já se comprovou que os organoclorados, em determinadas concentrações, podem ser cancerígenos ao ser humano e portanto, o consumo constante destes compostos, mesmo em quantidades ínfimas, representa um risco potencial para a população.

- presença de residual tóxico

O cloro residual livre nas águas de abastecimento público é necessário para que se mantenha a água livre de microorganismos patogênicos durante seu percurso desde as estações de tratamento até o consumidor. No caso da desinfecção de águas residuárias, principalmente aquelas que serão lançadas diretamente nos corpos d'água (rios, lagos, represas, etc), tal residual é um problema uma vez que o mesmo é tóxico não apenas para os microorganismos patogênicos mas também para a grande maioria dos organismos aquáticos (fitoplâncton, zooplâncton, peixes, crustáceos, etc) dos corpos d'água. Assim, sob determinados aspectos a desinfecção de esgotos por meio da cloração é um verdadeiro crime contra os ecossistemas aquáticos.

- pouca eficácia contra vírus

Certos microorganismos são resistentes ao cloro. É o caso dos vírus, o que se explica em parte pelo fato destes serem quase que exclusivamente constituídos por ácidos nucleicos, não possuindo sistema enzimático capaz de ser inativado pelo cloro, o que, inclusive, vem reforçar a teoria sobre o mecanismo de ação do cloro. Um caso ocorrido na Índia<sup>[10]</sup>

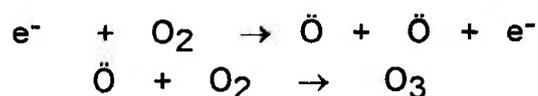
mostra o risco de se considerar uma água clorada isenta de patogênicos sob o ponto de vista de número de coliformes. Dessa forma, cerca de um milhão de pessoas foram contaminadas com o vírus da hepatite em 1959, na cidade de Nova Dehli.

## 2.5 DIÓXIDO DE CLORO

Apesar de sua conhecida eficácia na desinfecção de águas de abastecimento<sup>[11]</sup>, existem muito poucas experiências de utilização do dióxido de cloro, em escala piloto, para efluentes de sistemas de abastecimento. Apesar disso o dióxido de cloro apresenta características que o fazem potencialmente recomendável para águas residuárias, como por exemplo: melhor efeito vírucida, efeito bactericida maior ou equivalente ao do cloro, não apresenta reação apreciável com a amônia e reduzida capacidade de formação de subprodutos halogenados. Suas maiores desvantagens residem no custo (tanto da substância quanto de operação e manutenção), e na segurança, pois, como é um gás muito instável e explosivo, deve-se gerá-lo no local da aplicação. É gerado a partir da reação do cloro com clorito de sódio.

## 2.6 OZÔNIO

O ozônio é uma molécula instável, formada pela ligação de três átomos de oxigênio. É produzido por meio de desgargas elétricas no ar ou oxigênio puro através das reações:



O ozônio é um oxidante forte, solúvel na água. As vantagens do ozônio como desinfetante de águas residuárias devem-se a seu poder virucida e bactericida acentuados, aos efeitos benéficos que causam no efluente ao fornecer oxigênio, redução de DBO, DQO, cor e turbidez, ao reagir com a matéria orgânica e pouca ou nenhuma formação de subprodutos tóxicos<sup>[12]</sup>.

As maiores desvantagens do ozônio devem-se à sua instabilidade que faz com que seja necessária sua produção no local de aplicação e aos custos altos do equipamento de geração de ozônio, bem como da operação e manutenção do sistema.

## 2.7 RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA

### 2.7.1 Definições

Dentre as muitas definições existentes pode-se denominar como radiação ultravioleta, ou luz ultravioleta, como sendo aquela radiação pertencente à faixa do espectro eletromagnético que vai de 40 a 400nm<sup>(1)</sup>. É uma região que fica abaixo do menor comprimento de onda visível pelo olho humano. Costuma-se dividir esta região em três faixas:

- UV extremo ou UV A: de 40 a 200 nm
- UV distante ou UV B: de 200 a 300 nm
- UV próximo ou UV C: de 300 a 400 nm.

As regiões de UV próximo e distante são observadas na radiação solar, enquanto a radiação UV extrema, por ser absorvido fortemente pelo ar, só é observável no vácuo ou em certos gases.

Uma quantidade que descreve a radiação eletromagnética de maneira mais fundamental é a frequência de vibração. A frequência e o comprimento de onda estão relacionados pela equação 1:

$$c = \lambda \cdot f \quad (1)$$

onde:  $c$  = velocidade da luz no vácuo ( $\sim 3,0 \times 10^8$  m/s);

$f$  = frequência de vibração (vibrações/s);

$\lambda$  = comprimento de onda (nm).

Numerosos termos são usados para expressar a quantidade de radiação. Essas unidades físicas relacionam trabalho e energia. Algumas das mais comuns são: o erg, a caloria e o watt-segundo (joule).

As unidades de velocidade com que estas energias são liberadas são: erg/s, cal/s e watt. Seus equivalentes no sistema CGS são:

- Watt-segundo (joule) = W·s =  $10^7$  erg
- caloria = cal =  $4,2 \times 10^7$  erg

A intensidade ou densidade de energia da radiação é expressa em termos de energia incidente por unidade de área. Aqui utiliza-se o microwatt por centímetro quadrado ( $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ ).

### 2.7.2 Fontes de Radiação UV

As aplicações práticas da radiação UV, para propósitos de desinfecção, requerem fontes de alta intensidade nos comprimentos de onda desejados.

Quando se faz passar uma descarga elétrica através de uma mistura de argônio com vapor de mercúrio, uma luz UV intensa é emitida, principalmente, na região de 253,7 nm. Se isso é feito dentro de um tubo de vidro comum revestido internamente por um composto de fósforo, temos uma excitação das moléculas do composto, que ao retornarem ao estado energético normal liberam essa energia na forma de luz visível. Esse dispositivo é chamado, normalmente, de luz fluorescente ou lâmpada fluorescente.

O desenvolvimento inicial do processo foi voltado, quase que totalmente, para a produção de luz visível. Foi só a partir de 1940 que começou a haver uma demanda significativa por lâmpadas UV. Existem, basicamente, dois tipos de lâmpadas UV: de "alta" e de "baixa" pressão, sendo que as de baixa pressão são mais eficientes na conversão de energia elétrica em luz monocromática a 253,7nm.

### 2.7.3 Mecanismo da Desinfecção por radiação UV

Inicialmente, a descoberta dos efeitos germicidas da radiação UV levaram os primeiros pesquisadores a pensar em aplicar a radiação UV para a desinfecção de água potável. Entretanto o cloro, além de ser barato, passou a ser facilmente disponível no início desse século. A utilização da radiação UV para desinfecção de águas foi abandonada, mas não as pesquisas sobre seus mecanismos e efeitos. Vários trabalhos nesse sentido foram publicados<sup>[13, 14, 15, 16]</sup>.

Para entender o mecanismo pelo qual a radiação UV inativa os microorganismos é necessário que se compreenda que a radiação precisa, primeiramente, ser absorvida para que possa interagir com a matéria. Segundo a teoria quântica, a energia radiante é emitida ou absorvida, sempre, em unidades ou pacotes discretos denominados "quanta". A energia de um "quantum" é relacionada com a frequência pela equação 2:

$$E_q = hf = \frac{hc}{\lambda} \quad (2)$$

onde:  $E_q$  = energia do quantum de radiação (erg);  
 $h$  = constante de Planck ( $6,62 \times 10^{-27}$  erg.s);  
 $c$  = velocidade da luz ( $\sim 3 \times 10^8$  m/s no vácuo);  
 $f$  = freqüência ( $s^{-1}$ );  
 $\lambda$  = comprimento de onda (nm).

Assim, quanto maior for o comprimento de onda, menor será a energia que cada quantum carrega. Portanto, será menor seu efeito sobre a matéria, uma vez que esse efeito é função da energia. A radiação com comprimento de onda acima de 1200nm (infravermelho) é convertida, imediatamente, em calor ao ser absorvida. Comprimentos de onda de 200 a 1200nm têm energia suficiente para provocar reações fotoquímicas. As radiações com comprimentos de onda menores de 200nm (raios X, raios gama, e raios cósmicos) possuem energias tão altas que as moléculas são ionizadas.

Os constituintes celulares são, basicamente: proteínas, carboidratos, açúcares, ácidos nucleicos e água. Mudanças fotoquímicas, principalmente nas moléculas orgânicas, são muito prejudiciais aos seres vivos<sup>[15]</sup>. A região do espectro de comprimento de onda mais interessante é ao redor dos 260nm que é a região de máxima absorção dos ácidos nucleicos, como pode-se observar na Figura 4.

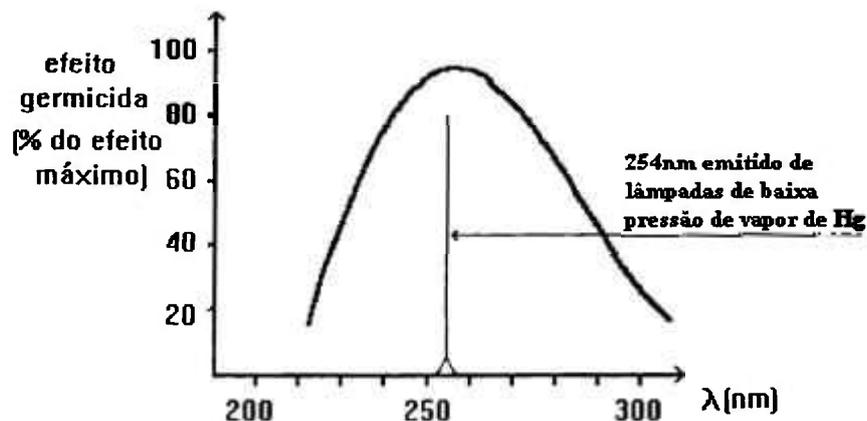


Figura 4 - Efeito Germicida Relativo em Função do Comprimento de Onda<sup>[1]</sup>

A sensibilidade do microorganismo irá portanto depender de sua composição.

O DNA (ácido desoxiribonucleico) e o RNA (ácido ribonucleico) são macromoléculas constituintes da célula, cuja função é armazenar e transferir as informações genéticas e celulares, sendo responsáveis por sua reprodução. O DNA e o RNA definem a quantidade e o tipo de enzimas celulares produzidas e praticamente comandam todos processos celulares.

No DNA e no RNA encontram-se quatro tipos de monômeros, também chamados de nucleotídeos. No DNA esses nucleotídeos são: adenina, guanina, citosina e timina. Já no RNA tem-se a substituição da timina pelo nucleotídeo uracil. Adenina e guanina são derivados da purina (uma base nitrogenada), são portanto derivados purínicos, enquanto citosina, timina e uracil são chamados derivados pirimídicos (derivados da pirimidina, também uma base nitrogenada).

Tanto o DNA, quanto o RNA, são formados por duas cadeias ou fitas paralelas de nucleotídeos ligados, que se torcem uma sobre a outra formando uma hélice. Na Figura 5 temos uma representação esquemática de um pedaço hipotético de uma fita de DNA, onde os nucleotídeos estão representados pelas letras A (adenina), G (guanina), C (citosina) e T (timina).

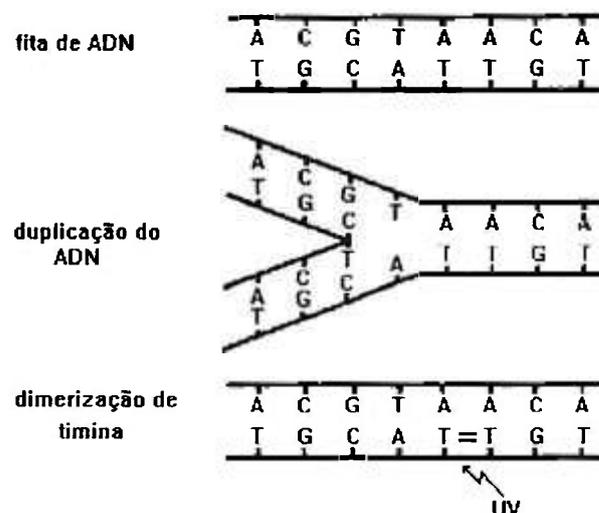


Figura 5 - Exemplo de Parte de uma Hipotética Fita de DNA Danificada pela Radiação UV<sup>(1)</sup>.

Como pode-se observar, A é sempre oposto a T e G oposto a C. A radiação UV induz dímeros entre duas pirimidinas adjacentes numa tira de polinucleotídeos.

Isso tem sido demonstrado para todas as combinações de pirimidinas (timina, citosina e uracil). Entretanto, o dímero timina-timina é formado com grande eficiência.

A formação dos dímeros torna a replicação do DNA um evento difícil. A inibição da duplicação do DNA é um acontecimento letal para a célula. Pode ocorrer, também, uma distorção na duplicação, produzindo uma cópia com erro e uma célula filha mutante incapaz de se dividir.

#### 2.7.4 Reparação dos Danos Fotoquímicos

Quando os organismos afetados são expostos à energia luminosa de comprimentos de onda entre 310nm e 500nm, ocorre a fissão dos dímeros de pirimidina e a seqüência básica original é restaurada. Sendo assim, os organismos podem se duplicar normalmente. Este fenômeno é chamado de fotorreativação e foi descoberto em 1949<sup>[17]</sup>. A reativação nunca é completa e apenas uma fração dos organismos se recupera. O tratamento posterior dos microorganismos com luz visível reduz a inativação UV por um fator constante. O grau de reativação que é obtido por uma única enzima é proporcional ao tempo, intensidade e temperatura.

A recuperação dos danos provocados pela radiação UV também pode ocorrer no escuro, entretanto, isto requer um tempo muito maior e necessita de duas enzimas distintas<sup>[18, 19]</sup>.

Segundo alguns autores<sup>[20, 21]</sup> a fotorreativação deve ser levada em consideração no projeto de instalações para desinfecção por radiação UV. Normalmente, a fotorreativação é influenciada pelos fatores ambientais (iluminação, temperatura) e de crescimento dos microorganismos, geralmente, é controlada aumentando a dose de radiação UV aplicada. O assunto ainda não está totalmente esclarecido, pois alguns trabalhos<sup>[22, 23]</sup> mostraram que a fotorreativação é desprezível no meio ambiente e portanto não deveria ser considerada no projeto de sistemas UV.

#### 2.7.5 Revisão Bibliográfica

Vários estudos de campo têm sido recentemente publicados sobre desinfecção por radiação UV<sup>[24, 25, 26, 27, 28]</sup>, sendo importante citar aqueles que contribuíram para a evolução do estado da arte.

Kelly<sup>[29]</sup> estudou a desinfecção de água do mar por radiação UV, utilizando um sistema tipo "mesa". A água tratada era posteriormente utilizada na depuração de ostras contaminadas.

Neste sistema o efluente escoava sobre um canal ou bandeja, numa lâmina de espessura pequena com vazão controlada. Duas unidades foram testadas: uma em Pensacola, Flórida e outra em Purdy, Washington.

Em termos de eficiência a unidade de Purdy<sup>[29]</sup> foi a melhor, devido, em parte, à vazão maior, espessura pequena do filme de água, agitação e distribuição melhor do fluxo. A temperatura das lâmpadas também foi controlada pela colocação de um sistema de ventilação forçada.

O sistema trabalhou com uma intensidade UV de 3840  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ , vazão de 150L/s e tempo de residência de 15s, obtendo reduções de coliformes fecais da ordem de 99,96%, para números iniciais de 580 organismos/100mL em média.

Trabalhou-se com turbidez da ordem de 20NTU (NTU=Unidade Nefelométrica de Turbidez). A manutenção desse tipo de sistema basicamente é simples: limpeza das bandejas e da poeira acumulada nas lâmpadas.

Huff e colaboradores<sup>[30]</sup> utilizaram a radiação UV na desinfecção de água para abastecimento. Obtiveram eliminação de *Escherichia coli*, *Aerobacter aerogenes* e *Streptococcus faecalis* para intensidades de radiação UV variando de 4000 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$  a 11000  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ . Para concentrações de ferro total menores que 4mg/L, cor menor que 10mg/L e turbidez menor que 5 NTU, não houve efeito atenuante sobre a performance da unidade.

Hill e colaboradores<sup>[31]</sup> e Hamblet e colaboradores<sup>[32]</sup>, trabalharam com o sistema Kelly-Purdy no estudo da inativação de vírus da água do mar, utilizada na depuração de mariscos retirados de regiões contaminadas. Também realizaram testes estáticos com oito tipos de viroses entéricas, relacionando o tempo necessário para a inativação de 99,9% para uma intensidade de radiação UV de 3620 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ . Nos testes dinâmicos com o sistema, a velocidade de inativação aumentou, provavelmente devido a efeitos de mistura.

Na mesma época, um estudo financiado pelo governo dos EUA investigou a aplicação da radiação UV na desinfecção de águas residuárias que eram despejadas em locais de criação de mariscos, situados em St Michaels, Maryland. Neste estudo Roeber e Hoot<sup>[33]</sup> usaram um sistema similar ao de Kelly-Purdy. Estimaram que uma intensidade UV de 25000  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ , em média, era necessária para obter um número de coliformes totais de 70NMP/100mL para turbidez menor que 11NTU. As vazões de trabalho variaram de 100-120L/min.

Essa intensidade foi calculada com base em estimativas da absorvância a 253,7nm. A intensidade média ( $I_{\text{méd.}}$ ) foi calculada pela equação 3:

$$I_{méd.} = I_0 \left[ \left( 1 - e^{-(u.a.)p} \right)^{(u.a.)p} \right] \quad (3)$$

onde:  $I_0$  = intensidade inicial ( $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ );

$p$  = profundidade (cm);

$u.a.$  = unidade de absorvância ( $\text{cm}^{-1}$ ).

A intensidade média multiplicada pelo tempo de residência médio resultaria na dose aplicada. A transmitância da água residuária foi relacionada com a Demanda Química de Oxigênio (DQO) ao invés da turbidez.

Roeber e Hoot<sup>[33]</sup> também fizeram uma série de estudos sobre fotorreativação. Também sugeriram uma dose de  $15000 \mu\text{W.s}/\text{cm}^2$  como ideal para atingir níveis de coliformes menores que  $70\text{NMP}/100\text{mL}$ .

Oliver e Carey<sup>[34]</sup> conduziram um estudo piloto no qual dois pequenos "containers" cilíndricos simulavam clarificadores secundários, pelos quais fizeram passar efluente secundário de três plantas de tratamento de Ontário, Canadá.

As lâmpadas UV eram suspensas sobre o vertedor, isto é, na superfície desses cilindros. Estudos anteriores mostraram que doses relativamente baixas eram necessárias para atingir duas unidades logarítmicas de redução em coliformes totais fecais e em estreptococcus fecais.

Os resultados mostraram que, nestes casos, a inativação das bactérias independe da intensidade da luz. Também indicaram que o ultrassom é importante para aumentar a eficiência do processo, uma vez que as bactérias não ficam oclusas no material particulado. A absorvância do efluente variou de 0.12 a 0.25 u.a./cm (u.a.=unidade de absorvância), tendo pouco efeito sobre a eficiência.

Apesar da dose aplicada não ser pequena ( $470000 \mu\text{W.s}/\text{cm}^2$ ) para se obter duas unidades logarítmicas de redução (99%), os autores concluíram que o processo é competitivo com o uso do cloro.

O primeiro estudo com reatores de lâmpadas submersas foi feito por Singer e Nash<sup>[35]</sup> e consistia de um vaso fechado contendo nove lâmpadas germicidas encapsuladas em tubos de quartzo. Um medidor de qualidade de água foi instalado num ponto do reator, para medir a intensidade da radiação UV, relacionando-a inversamente com turbidez, sólidos suspensos e DBO da água residuária. Para doses variando de  $25000 \mu\text{W.s}/\text{cm}^2$  a  $40000 \mu\text{W.s}/\text{cm}^2$  obteve-se reduções de 99,8 a 99,99% de coliformes fecais

Estudos conduzidos em Siracuse, New York<sup>[36]</sup>, avaliaram a possibilidade de usar a radiação UV na desinfecção de efluentes tratados misturados com esgotos brutos. Esses estudos utilizaram reatores UV em batelada e mostraram que doses

de  $50000\mu\text{W.s/cm}^2$  são necessárias para se obter um nível residual de coliformes fecais de  $2500\text{NMP}/100\text{mL}$ .

Oliver e Carey<sup>[37]</sup> mostraram que a desinfecção desse tipo de efluente, por meio da colocação de lâmpadas suspensas na superfície do líquido, é impraticável devido às altas doses necessárias.

Severin<sup>[38]</sup> realizou estudos de desinfecção por radiação UV em três plantas de tratamento de esgotos de Illinois. Obteve uma relação dose-resposta empírica, linearizando os dados obtidos. Também determinou as características de fluxo do reator por meio de estudo com traçadores.

Petrasek e colaboradores<sup>[39]</sup> apresentaram resultados de um estudo, em escala piloto, conduzido de junho de 1974 a novembro de 1975. Foi utilizado o mesmo reator usado por Severin<sup>[38]</sup>, comparando-o com uma unidade tipo mesa semelhante à utilizada por Roeber e Hoot<sup>[33]</sup>, isto é, a velha unidade Kelly-Purdy.

Na maioria dos casos, foi observada uma redução no número de coliformes fecais, da ordem de 3 a 5 unidades logarítmicas (99,9 a 99,999%), no sistema de lâmpadas submersas. A unidade Kelly-Purdy mostrou-se ineficiente na desinfecção. Foram feitas experiências com vírus da poliomielite (poliovírus) alimentado ao sistema. A resistência à desinfecção dos coliformes fecais e coliformes totais, bem como do poliovírus, foi semelhante. Entretanto, Petrasek e colaboradores<sup>[39]</sup> concluíram que a radiação UV é altamente eficiente na desinfecção de águas residuárias, e recomendou estudos nas áreas de determinação de intensidades de radiação (ou estimativa) e no efeito da hidráulica do reator sobre a eficiência do processo.

Johnson<sup>[40]</sup> fez um estudo em escala piloto, em Chapel Hill, Universidade da Carolina do Norte, EUA. Ele avaliou duas unidades UV comerciais operando com efluentes de lodos ativados, filtrados ou não.

Uma unidade simulava a unidade de N. W. Bergen County (N.J.)<sup>[41]</sup> usando "design" de filme fino (lâmpadas submersas bem próximas umas às outras) e fluxo transversal às lâmpadas. A outra funcionava com fluxo paralelo às lâmpadas e espaçamento maior. Entretanto, a comparação ficou prejudicada devido a problemas de "curto circuito" hidráulico na unidade de filme fino. Também demonstraram que a radiação UV, dispersa por uma suspensão de *Escherichia coli* autoclavada, apresenta, também, efeito germicida, o que mostra que medidas comuns de absorvância a radiação, normalmente, superestimam a quantidade de UV necessária.

Petrasek e colaboradores<sup>[39]</sup> estudaram também, o impacto da fotorreativação, expondo à luz solar as amostras irradiadas, por 45min a  $25^\circ\text{C}$ , antes das contagens de microorganismos.

As amostras mostraram um aumento de 1,4 unidades logarítmicas no número de coliformes totais.

Johnson e Qualls<sup>[42]</sup> também desenvolveram um método para estimar a intensidade UV em reatores de multilâmpadas. No método admite-se que a intensidade em cada ponto do reator é a soma da radiação de todas as fontes pontuais do sistema.

Qualls e Johnson<sup>[43]</sup> relataram o efeito dos sólidos suspensos na eficiência de desinfecção do processo, que além de aumentar a absorvância do efluente, escondem bactérias (oclusão) em seu interior. Recomendaram, então, uma pré-filtração para melhorar a desinfecção.

Severin e colaboradores<sup>[44, 45]</sup> desenvolveram uma série de expressões racionais para a cinética série-evento de inativação de microorganismos. De acordo com essa abordagem, evento é o dano total devido a um certo nível de exposição a radiação UV.

Cada evento ocorre em etapas e cada etapa é considerada uma função integral. A velocidade com que o microorganismo passa de um nível de evento para outro é de primeira ordem e independente da etapa em que o mesmo se encontra. O organismo que atinge ou passa determinado limite de dano é inativado, caso contrário sobrevive. Tal limite varia, mas para determinadas condições é constante.

Os autores combinaram equações de cinética com as de regime hidráulico para reatores e campos de intensidade UV, e mostraram as dificuldades em descrever, completamente, um reator em função de três aspectos: cinética, hidráulica e campo de intensidade da radiação UV. No entanto mostraram que a comparação qualitativa é bastante útil.

Também foi demonstrado que a cinética série-evento é superior na descrição da inativação de coliformes em reatores de diferentes características de mistura. O modelo prevê a eficiência de fato e mostra a importância de se evitar o fluxo estratificado em um campo de intensidade de radiação UV não-uniforme<sup>[46]</sup>.

Thampi e Sorber<sup>[47]</sup> desenvolveram um método para avaliar a hidráulica dos reatores UV por meio da injeção de um pulso de traçador salino na entrada e subsequente medida da condutividade do efluente na saída. Tal método é necessário em vista dos tempos de residência extremamente curtos (alguns segundos), inviabilizando tomadas de amostras a intervalos regulares.

Qualls e Johnson<sup>[48]</sup> desenvolveram um método para determinar a intensidade média da radiação UV num reator multi-lâmpada. O método consiste em determinar a resposta de esporos de *Bacillus subtilis* a uma dose de radiação UV conhecida, obtendo uma curva de calibração. A seguir, os esporos são injetados no sistema a ser estudado obtendo a dose média liberada pelo sistema. Com esse

ensaio e mais o ensaio conservativo de traçadores foi possível, segundo os autores, avaliar totalmente o desempenho do reator.

Haas e Sakellariopoulos<sup>[49]</sup> desenvolveram soluções racionais considerando cinética de inativação de primeira ordem para vários reatores, desde mistura completa até reator de fluxo pistonado perfeito. Mostraram que o melhor regime de fluxo, para os sistemas de desinfecção, é o fluxo tendendo a pistonado com turbulência radial e dispersão axial mínima.

A primeira demonstração da desinfecção por radiação UV de efluentes

reduções de 99,999% foram conseguidas para coliformes fecais com contagens iniciais de 7000NMP/100mL.

Sampaio<sup>[55]</sup> trabalhou com o sistema de lâmina fina (sistema tipo "mesa") no tratamento de fezes de suínos dissolvidas em água, simulando efluentes secundários, obtendo reduções de 99,9% de coliformes fecais para lâmina líquida de 4cm, vazão de 1L/s e tempo de exposição de 20s.

Daniel e Campos<sup>[56]</sup> usaram a radiação UV na desinfecção de efluentes de lagoas (anaeróbia e facultativa), tanque séptico seguido de filtro anaeróbio e reator anaeróbio com chicanas.

Para o efluente do sistema de lagoa anaeróbia, seguida de duas lagoas facultativas em série, a eficiência de remoção de coliformes totais e coliformes fecais foi de 99,99% (para doses maiores de 40000 $\mu$ W.s/cm<sup>2</sup>). Para a mesma dose, a eficiência foi de 99,93% no sistema tanque séptico mais filtro anaeróbio. No sistema de reator anaeróbio com chicanas, para doses maiores de 46000 $\mu$ W.s/cm<sup>2</sup>, a eficiência foi de 99,99%. Segundo os autores, tais águas podem ser lançadas com segurança em corpos receptores classe 2 (consideradas boas quanto a balneabilidade e irrigação de lavouras).

Harris<sup>[20]</sup> no estudo de campo e laboratório com UV na planta de tratamento de Hyrum, Utah, comparou, durante nove meses, dois tipos de reatores UV: o de camisa de quartzo e o de tubos de PTFE (politetrafluoroetileno). A vazão média foi de 150L/min. Foram analisados parâmetros microbiológicos e físico-químicos. Em média, as contagens de coliformes totais e coliformes fecais foram de 31NMP/100mL e 3,2NMP/100mL, respectivamente, e a de estreptococcus fecais ficou em 3,2NMP/100mL na saída dos sistemas.

A fotorreativação foi estudada com luz artificial (cujo espectro é semelhante à luz solar) e foi mais pronunciada no reator de quartzo que no de tubos de PTFE, para os coliformes totais e coliformes fecais, sendo maior no primeiro. A fotorreativação para os estreptococcus fecais não foi observada. Foi obtida uma correlação regular entre turbidez e absorbância à radiação UV, o que sugere o uso da turbidez como parâmetro para a dose a ser empregada.

Zukovs e colaboradores<sup>[23]</sup> desenvolveram estudo comparativo entre cloração e radiação UV no tratamento de águas residuárias de qualidade baixa; isto é: alta DBO (176mg/L) e Sólidos em Suspensão Totais (SST=187mg/L) mostrando que a cloração é mais eficiente e de custo menor para instalações de 5000 a 500000m<sup>3</sup>/dia.

Qualls e colaboradores<sup>[57]</sup> compararam quatro reatores UV. Dois deles em escala piloto e dois em escala industrial, sendo que cada par era constituído de um

sistema de lâmpadas submersas e um sistema de tubos de PTFE circundado por lâmpadas UV. O estudo mostrou o sistema submerso como sendo o mais eficiente.

Scheible e colaboradores<sup>[58]</sup>, desenvolveram um modelo para o projeto de reatores UV que leva em consideração os principais fatores que influenciam na eficiência desses sistemas. A sistemática é descrita a seguir, também pode ser utilizada para avaliar a eficiência de sistema de desinfecção por radiação UV.

### 2.7.6 Sistemática para Avaliação de Sistemas UV

Considerando o caso ideal, a cinética da destruição de microorganismos por exposição à radiação UV pode ser representada pela equação 4:

$$N = N_0 e^{-kIt} \quad (4)$$

onde:  $N$  = número de microorganismos sobreviventes (org./100mL);

$N_0$  = número de microorganismos inicial (org./100mL);

$k$  = constante de inativação do microorganismo (cm<sup>2</sup>/W.s);

$I$  = intensidade da radiação UV (W/cm<sup>2</sup>);

$t$  = tempo de exposição (s).

Esta equação é válida para fluxo pistonado ideal e intensidade da radiação UV uniforme.

Esta lei também é conhecida como lei de Chick ou lei exponencial, bastante aplicada no caso de culturas puras de microorganismos. Nos casos comuns, esta lei falha para doses altas, porque existe sempre uma parcela dos microorganismos que não são afetados pelo tratamento (organismos refratários) e para doses baixas devido aqueles que continuam a se reproduzir durante o tratamento<sup>[42, 53]</sup>.

Tem-se ainda, que:

$$D = I \times t \quad (5)$$

onde:  $D$  = dose (W.s/cm<sup>2</sup>);

$I$  = intensidade (W/cm<sup>2</sup>);

$t$  = tempo (s).

As experiências demonstraram que para doses altas há sempre uma certa parcela da população de microorganismos refratária ao tratamento, que está associada com a oclusão de microorganismos pelo material particulado.

$$N = (N'_0 + N_p)e^{-kt} + N_p \quad (6)$$

onde:  $N'_0$  = número de microorganismos inicial não oclusos (org./100mL)  
 $N_p$  = número de microorganismos oclusos pelo material particulado (org./100mL)

Como, em geral,  $N'_0 \gg N_p$ , então,  $N'_0 + N_p \simeq N'_0$ , logo:

$$N = N'_0 e^{-kt} + N_p \quad (7)$$

Para o reator pistonado ideal ou PFR ("Plug Flow Reactor")  $t=V/Q$ , (tempo teórico de residência hidráulico,  $V$  é o volume e  $Q$  a vazão). Entretanto, devido à mistura longitudinal, sempre há um efeito de dispersão, levado em conta na equação 8:

$$N = N'_0 e^{\left\{ \left( \frac{ux}{2E} \right) \left[ 1 - \left( 1 + \left( \frac{4kE}{u^2} \right) \right)^{1/2} \right] \right\}} + N_p \quad (8)$$

onde:  $x$  = comprimento característico do reator (cm);  
 $u$  = velocidade do efluente =  $x/(V/Q)$ , onde  $V$  é o volume líquido efetivo no reator (L) e  $Q$  a vazão total (L/s);  
 $K$  = constante de inativação ( $s^{-1}$ );  
 $N_p$  = número de microorganismos oclusos pelo material particulado (org./100mL);  
 $E$  = coeficiente de dispersão ( $cm^2/s$ ).

- Determinação do Coeficiente de Dispersão ( $E$ )

Uma vez determinada a curva de distribuição do tempo de residência (DTR) no reator tubular, por meio de estudo com traçadores, e considerando uma distribuição normal do tempo de residência, pode-se estimar o coeficiente de dispersão  $E$  por meio da equação 9.

$$\sigma_c^2 - \frac{\sigma^2}{0} = \frac{2E}{ux} \quad (9)$$

onde  $\sigma^2$  é a variância da DTR e  $\theta$  o tempo de residência médio;  $\sigma^2_\theta$  é, portanto, a variância adimensional. O termo  $E/ux$  também é chamado de número de dispersão,  $d$ , utilizado no diagnóstico do sistema, pois:

- $d=0$              $\Rightarrow$  PFR ideal;
- $d<0,01$         $\Rightarrow$  dispersão baixa;
- $0,01<d<0,1$   $\Rightarrow$  dispersão média;
- $d>0,1$           $\Rightarrow$  dispersão alta aproximando-se do regime de mistura.

Tais valores limites para o parâmetro  $d$  podem ser aplicados para sistemas de desinfecção por radiação UV, uma vez que normalmente os valores de números de dispersão são baixos. Entretanto, esses limites podem variar.

- Estimativa de  $N_p$

Operando sistemas de desinfecção com doses de radiação UV altas e vazões baixas, é de se esperar que as bactérias sobreviventes sejam devidas, exclusivamente, ao material particulado que as protege. Gráficos bilogárítmicos para coliformes fecais em função de sólidos suspensos, mostram uma relação linear do tipo:

$$N_p = cSS^m \quad (10)$$

onde:         $SS$  é a concentração de sólidos suspensos (mg/L);  
 $c$  e  $m$  constantes da regressão linear.

- Estimativa da intensidade média da radiação UV ( $I_{méd.}$ )

Em reatores UV de geometria complexa, com várias lâmpadas, é muito difícil a determinação precisa da intensidade da radiação ultravioleta. A colocação de detetores em vários pontos do reator também não dá resultados, uma vez que os detetores são planos, além do que a radiação precisa atingí-los com determinado ângulo de incidência para ser medida corretamente.

Vários métodos aproximados têm sido desenvolvidos para estimar a  $I_{méd.}$ . Entre eles são citados a actinometria, método biológico, e cálculo.

### 2.7.6.1 Estimativa de $I_{méd.}$ pela Actinometria

A  $I_{méd.}$  no reator UV pode ser determinada usando-se substâncias actinométricas, isto é, que reagem na presença de luz nos comprimentos de onda de interesse. Sendo conhecido o rendimento quântico da substância, ou seja, a quantidade de reagente consumido ou produto formado em função da quantidade de radiação absorvida (mol/J, mol/erg, mol/einstein) e tendo-se o tempo de irradiação é possível calcular a  $I_{méd.}$  Uma das substâncias usadas é o ferrioxalato de potássio. Segundo Daniel<sup>[59]</sup> o preparo pode ser feito pelo seguinte método:

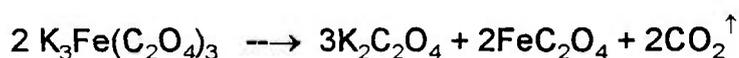
- 1) Misturar três volumes de oxalato de potássio 1,5M PA com um volume de cloreto férrico 1,5M PA sob forte agitação;
- 2) Repousar a mistura por 24 horas;
- 3) Evaporar o sobrenadante até 1/4 do volume original a  $60 \pm 5^\circ\text{C}$  em estufa;
- 4) Descarta-se o sobrenadante;
- 5) Dissolve-se os cristais em água destilada e repete-se os passos 3) e 4) por três vezes;

A reação de formação do composto é o seguinte:



Todas as operações foram feitas em câmara escura apenas com luz vermelha de laboratório fotográfico. Para os ensaios de actinometria pode-se utilizar solução 0,006M de ferrioxalato de potássio preparada dissolvendo-se 2,947g do sal em 800mL de água destilada, seguida da adição de 20mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  5N e completando-se o volume a 1L com água destilada.

A decomposição do ferrioxalato de potássio em presença da radiação UV:



Ocorre a redução do  $Fe^{3+}$  para  $Fe^{2+}$ . Os ensaios foram realizados com um reator UV em ensaios de batelada, também dentro de uma câmara escura. A dose UV foi calculada por:

$$D = \frac{[Fe^{2+}]_d - [Fe^{2+}]_a}{\phi Fe} \times 4,719 \times 10^5 \quad (11)$$

onde:  $D$  = dose UV (mW.s/cm<sup>2</sup>)

$[Fe^{2+}]_a$  = concentração  $Fe^{2+}$  antes da irradiação (mol/L)

$[Fe^{2+}]_d$  = concentração  $Fe^{2+}$  depois da irradiação (mol/L)

$\phi Fe$  = rendimento quântico da produção  $Fe^{2+}$  a 254nm (íon-g/einstein)

$4,719 \times 10^5$  = fator de conversão de íon-g.einstein/L para íon-g.mJ/cm<sup>3</sup>

Portanto a dose é determinada pela concentração de  $Fe^{2+}$  formado na decomposição. Essa concentração pode ser determinada através do método da 1,10 fenantrolina. A  $I_{méd.}$  é calculada por:

$$I_{méd.} = DL/t \quad (12)$$

onde:  $I_{méd.}$  = int. média da radiação UV na lâmina de espessura  $L$  (mW/cm<sup>2</sup>)

$L$  = espessura da lâmina líquida (cm)

$t$  = tempo de exposição (s)

#### 2.7.6.2 Estimativa de $I_{méd.}$ pelo Método Biológico

A técnica de estimativa da  $I_{méd.}$  pelo método biológico consiste em operar o sistema UV a ser avaliado com água contendo concentração conhecida de uma determinada bactéria ou microorganismo (pela injeção contínua de solução contendo o microorganismo). Repetindo-se o ensaio nas mesmas condições e coletando-se amostras da entrada e da saída do sistema calculam-se as razões de sobrevivência do microorganismo. Isto é repetido para outras vazões de interesse. Com esses resultados, basta entrar numa curva de calibração, onde tem-se os valores de sobrevivência em função da dose de radiação UV. Pode-se então obter com isso um gráfico que mostra como varia a dose aplicada em função da vazão de

trabalho, o que é fundamental tanto para propósitos de projeto quanto para avaliar-se unidades UV comerciais.

Realiza-se a escolha do microorganismo para o teste em função de fatores como: resposta uniforme à radiação UV, facilidade de cultivo, estocagem das culturas por longos períodos sem comprometimento da resposta e determinação em laboratório pelos métodos usuais de plaqueamento ou tubos múltiplos. Um dos organismos possuidores dessas características, e originalmente usado por Qualls e Johnson<sup>[48]</sup> foi o *Bacillus subtilis* na forma de esporos. Utilizam-se os esporos para obter-se a citada curva de calibração, irradiando-se com UV em placas de Petri, num aparato construído para fornecer uma intensidade UV fixa e determinada com um radiômetro. A dose UV é variada mudando-se o tempo de exposição. Medindo-se as concentrações dos esporos viáveis antes e depois da irradiação para vários valores de dose, pode-se construir a curva de calibração.

### 2.7.6.3 Estimativa de $I_{méd.}$ por Cálculo

O método de cálculo para estimativa de  $I_{méd.}$  pode ser escolhido por sua versatilidade e flexibilidade em várias situações. A técnica é chamada de somatório de fontes pontuais, e foi desenvolvida por Qualls e Johnson<sup>[60]</sup>. A  $I_{méd.}$  em cada ponto do reator é o resultado da soma das intensidades UV provenientes de cada ponto de cada bulbo de lâmpada dentro do reator. O método assume que cada lâmpada UV é uma série finita de pontos emitindo radiação em todas as direções. Assim, para cada ponto da secção transversal do reator é calculada uma intensidade devida às diversas fontes, calculando-se, então, a intensidade média para aquela secção. Fazendo isso ao longo do reator pode-se calcular a  $I_{méd.}$  para todo o reator.

Consideram-se para o cálculo, que a intensidade UV num ponto é afetada pela distância à fonte UV, representado pela equação:

$$I = \frac{S}{4\pi R^2} \quad (13)$$

onde:  $I$  = intensidade UV à distância  $R$  ( $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ )  
 $S$  = intensidade UV da fonte ( $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ )  
 $R$  = distância do ponto à fonte (cm)

Nota-se que  $I$  no ponto considerado é inversamente proporcional ao quadrado da distância do ponto à fonte.

A intensidade também é afetada pela absorção da radiação pelo meio, expressa por:

$$I = I_0 e^{-\alpha R} \quad (14)$$

onde:  $I_0$  = intensidade inicial da fonte de radiação UV ( $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ )

$\alpha$  = coeficiente de absorvância ( $\text{cm}^{-1}$ )

Combinando-se as equações 13 e 14:

$$I = \frac{S}{4\pi R^2} e^{-\alpha R} \quad (15)$$

Assume-se também que o microorganismo é uma esfera infinitamente pequena e o vetor da radiação que o atinge é normal à sua superfície. O método não considera efeitos de reflexão, refração, difusão e difração da luz e ainda, que a absorvância é independente da intensidade da radiação. A função somatório das fontes pontuais pode ser escrita:

$$I(r, z_0) = \sum_{n=1}^{n=N} \frac{S}{N 4\pi (r^2 + z_n^2)} e^{-\alpha (r^2 + z_n^2)^{1/2}} \quad (16)$$

onde:  $N$  = número de fontes pontuais em que dividiu-se a lâmpada

$r$  = distância do ponto perpendicular à lâmpada (cm)

$z_n = z_0 - L (n/N)$  (cm)

$z$  = distância do ponto à fonte puntual considerada (cm)

$L$  = comprimento da lâmpada (cm)

Existem cálculos já prontos para determinadas configurações de lâmpadas em reatores (arranjo uniforme, alternado uniforme, concêntrico e tubular), que resultam em gráficos que nos fornecem a  $I_{méd.}$  nominal em função da densidade UV ( $D_{UV}$ ), para uma dada absorvância e um dado espaçamento de lâmpadas. A densidade UV é calculada pela equação 17:

$$D_{UV} = \frac{P}{V} \quad (17)$$

onde:  $P$  = potência nominal total (W)  
 $V$  = volume útil (L)

Finalmente, dois importantes fatores precisam ser considerados tanto no projeto da unidade de desinfecção quanto no monitoramento da sua operação e na manutenção. Um é o fator de correção para a diminuição da potência das lâmpadas com o tempo ( $F_p$ ), e o outro, é o fator para ajuste da transmitância ( $F_t$ ), do invólucro de quartzo das lâmpadas ou dos tubos de politetrafluoroetileno (PTFE), que, da mesma forma, diminui, devido à deposição de sujeira. Tem-se, então:

$$I_{\text{méd.}} = (I_{\text{méd. nominal}}) \times F_p \times F_t \quad (18)$$

- Estimativa da Constante de Inativação ( $k$ )

Existem dois métodos principais para a estimativa de  $k$ . O primeiro é o método biológico<sup>[48]</sup>, já descrito, que utiliza um aparato onde a intensidade fixa da radiação UV ( $I$ ) pode ser determinada. Variando-se o tempo de exposição para um determinado microorganismo padrão (*B. subtilis*) e medindo-se o número de organismos vivos, pode-se determinar  $k$  utilizando-se a equação 4.

Um método alternativo, utilizado para determinar o valor de  $k$  em questão, parte do princípio que, operando-se o sistema com vazões altas e/ou intensidade UV baixa, obtém-se reduções no número de coliformes fecais menores, de maneira que se torna possível a estimativa de  $k$  em função dos números iniciais e finais. Plotando-se  $k$  (calculado pela equação 8 com os valores de  $I_{\text{méd.}}$ , vazão, número de dispersão (obtido pela DTR) e as números iniciais e finais de coliformes em função de  $I_{\text{méd.}}$  num papel bi-logarítmico, chega-se a uma equação do tipo:

$$k = a(I_{\text{méd.}})^b \quad (19)$$

onde  $a$  e  $b$  são constantes obtidas pela regressão linear.

Agora, de posse das características do reator (geometria, potência total, DTR, fatores de correção) e do efluente (vazão, número de coliformes fecais, absorvância, concentração de SS, e constante de inativação), é possível calcular o número de coliformes fecais sobreviventes pela equação 20:

$$N = N_0 e^{\left\{ \left( \frac{ux}{2E} \right) \left[ 1 - \left( 1 + \left( \frac{4 F_{UV}(I_{med})^0}{x^2} \right)^{1/2} \right) \right] \right\}} + c(SS)^m \quad (20)$$

e comparar o resultado com os valores experimentais.

### 2.7.7 Principais Fatores Considerados na Desinfecção por Radiação UV

Tendo em vista os principais estudos realizados com a desinfecção por radiação UV, os parâmetros importantes a serem considerados no projeto de sistemas de desinfecção por radiação UV são<sup>[53]</sup>:

- geometria do reator;
- espectro de absorção a radiação dos materiais e da água residuária;
- espectro de emissão das lâmpadas UV;
- intensidade da radiação UV aplicada e tempo de exposição do efluente (dose aplicada);
- número de bactérias indicadoras (coliformes fecais) inicial e final;
- hidráulica do reator;
- temperatura;
- voltagem das lâmpadas;
- vida útil das lâmpadas.
- sólidos suspensos;

#### 2.7.7.1 Geometria do Reator

A geometria do reator tem influência fundamental na eficiência do processo. Quanto menor a penetração da radiação UV no efluente, menor a chance das bactérias serem atingidas pela radiação num nível adequado.

Assim, projetos de "filme fino" são preferidos. A experiência mostra que o sistema de lâmpadas submersas no líquido permitem uma exposição melhor do líquido à radiação.

Os sistemas de bandeja, onde as lâmpadas são suspensas sobre o filme de líquido, são de eficiência inferior aos de lâmpadas submersas pois desperdiçam radiação por reflexão. Apresentam, também, o inconveniente da deposição de sólidos nas bandejas devido ao regime de fluxo ser pouco turbulento nas mesmas.

Também devem ser evitados projetos que não permitem a irradiação de todas as partes do reator, ou seja, que escondam o efluente.

### 2.7.7.2 Espectro de Absorção da Radiação UV pelos Materiais

Em geral, quando se projeta um reator de desinfecção procura-se obter a maior eficiência possível na transmissão da radiação UV para a água residuária. É por esse motivo que se colocam materiais refletores, como alumínio polido, nas paredes internas desses equipamentos e, também, para evitar que a radiação se perca em sistemas de bandeja.

Materiais transparentes à radiação, como o quartzo e o PTFE, são usados para proteger as lâmpadas do efluente em sistemas de tubos irradiados ou lâmpadas submersas.

Assim como os materiais, as características da água residuária, como: cor, turbidez e substâncias dissolvidas, são de fundamental importância na determinação da demanda de energia para a desinfecção. Sabe-se, também, que a eficiência na transmissão da radiação UV à água residuária diminui com o tempo devido a deposição de sujeira sobre o revestimento das lâmpadas e das superfícies refletoras, o que implica numa manutenção periódica do sistema.

### 2.7.7.3 Espectro de Emissão da Lâmpada UV

O DNA e o RNA que são os alvos principais dos fótons UV na desinfecção, apresentam absorção máxima na região de comprimento de onda próxima a 260nm. As lâmpadas de vapor de mercúrio de baixa pressão emitem a maior parte da sua radiação na região de 253,7nm e, portanto, são as fontes ideais para a desinfecção. A intensidade da radiação emitida pela lâmpada também varia com o tempo de vida da lâmpada e em geral diminui com este.

### 2.7.7.4 Intensidade da Radiação por Tempo de Exposição (Dose)

A dose de radiação UV aplicada é o produto dessas duas quantidades: intensidade da radiação UV e tempo de exposição do material ao mesmo. O cálculo da dose pode ser representado pela equação:

$$D = I \times t \quad (21)$$

onde:  $D$  = dose de radiação UV ( $\mu\text{W}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ )

$I$  = Intensidade da radiação UV ( $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ )

$t$  = tempo de exposição (s)

Normalmente, como já foi visto, utiliza-se uma intensidade UV média ( $I_{méd.}$ ) e o tempo de exposição é substituído pelo tempo de detenção ( $t_d$ ), ou de residência:

$$D = I_{méd.} \times t_d \quad (22)$$

Geralmente, a vazão de água residuária a ser tratada está condicionada ao sistema de tratamento e não pode ser controlada a vontade. As fontes de UV são lâmpadas comerciais, que trabalham numa determinada voltagem e temperatura ótimas, emitindo uma determinada potência UV fixa.

Em reatores de lâmpadas submersas, a partir da dose necessária, do espaçamento entre as lâmpadas escolhido, do tamanho das lâmpadas e do número de unidades log de coliformes a serem removidos, determina-se o número de lâmpadas requerido.

Esse número, logicamente, deverá ser o mínimo necessário para se atingir uma determinada remoção de coliformes fecais.

#### 2.7.7.5 Número Inicial de Microorganismos Indicadores

Em geral, a resistência dos coliformes fecais à radiação UV é, comparativamente, maior do que a da maior parte dos microorganismos patogênicos normalmente existentes nos efluentes de sistemas de tratamento (salmonelas, estafilococos, poliovírus, adenovírus, entre outros).

Pode-se, então, relacionar a quantidade de microorganismos patogênicos a serem removidos na desinfecção com o número de coliformes fecais presentes na entrada do sistema de desinfecção por radiação UV.

De acordo com a equação 1, quanto maior esse número ( $N_0$ ), maior a dose a ser aplicada. Considerando as variações nas características do efluente no tratamento anterior ao sistema de desinfecção, este deverá ser projetado para os instantes críticos de operação (vazões altas, má qualidade do afluente) por meio da instalação de uma quantidade extra de lâmpadas UV e/ou mais sistemas em paralelo.

#### 2.7.7.6 Hidráulica do Reator

O ideal é que o reator de desinfecção funcione em regime de fluxo pistonado, com pouca mistura no sentido longitudinal e boa mistura no sentido axial, como já visto.

Desta forma, cada porção de fluido que sai do reator estará recebendo a mesma dose de radiação UV. Deve-se evitar, a todo custo, o "curto circuito", ou seja, a passagem de fluido não tratado diretamente para a saída do sistema.

O coeficiente de dispersão ( $E$ ), descrito anteriormente, quantifica o grau de afastamento da idealidade para um reator pistonado real, também chamado de parâmetro de dispersão, determinado em ensaios com traçadores.

#### 2.7.7.7 Temperatura

A temperatura de funcionamento das lâmpadas tem grande influência sobre a eficiência de emissão UV das mesmas. Segundo Legan<sup>[53]</sup>, variações de 10°C na temperatura da superfície da lâmpada causam diminuições de até 70% na energia UV emitida.

A temperatura influencia, também, no metabolismo dos microorganismos, aumentando ou diminuindo sua velocidade de reprodução, e, portanto, alterando a constante de inativação ( $k$ ) e a eficiência da desinfecção<sup>[61]</sup>.

#### 2.7.7.8 Voltagem das Lâmpadas

Quedas ou aumentos na tensão ou frequência da rede elétrica devem ser evitados, pois causam perda na eficiência de emissão ou desgaste prematuro dos filamentos das lâmpadas. Por isso é conveniente a instalação de estabilizadores de voltagem. Segundo Cortelyou<sup>[13]</sup>, uma variação de 110 para 100 volts acarreta uma redução de 22% na intensidade UV.

#### 2.7.7.9 Vida Útil das Lâmpadas

A vida útil das lâmpadas têm influência sobre a eficiência de desinfecção do sistema. Por segurança, é comum o projeto de um reator UV se basear na menor intensidade UV emitida pelas lâmpadas, isto é, no final de sua vida útil. Para lâmpadas comuns esse valor fica em torno de 3500 a 7500 horas e para lâmpadas especiais chega a 13000 horas.

#### 2.7.7.10 Sólidos em Suspensão

A eficiência dos sistemas de desinfecção é bastante influenciada pela quantidade de sólidos em suspensão (SS) presentes na água residuária<sup>[62, 63]</sup>. Tais sólidos, normalmente lodo não decantado dos sistemas de tratamento biológicos,

podem esconder bactérias patogênicas no seu interior que assim ficariam protegidas, ou blindadas, contra a radiação.

Qualls e colaboradores<sup>[57]</sup> avaliaram uma dose de  $42000\mu\text{W.s/cm}^2$  para efluentes de processos aeróbios com SS maior que 20mg/L. Para uma dose de  $26000\mu\text{W.s/cm}^2$  relacionaram a sobrevivência de coliformes fecais com a concentração de SS.

Outro efeito que se observa pela presença de sólidos, é a superestimativa da dose necessária para a desinfecção quando esta se baseia na absorvância do efluente à radiação.

Tal absorvância, quando medida em espectrofotômetros comuns, considera a luz não transmitida como sendo a parcela absorvida real, quando na realidade a luz espalhada pelos sólidos também tem efeito germicida sendo, porém, desprezada na medida.

Existem aparelhos especiais que captam a luz espalhada e corrigem a medida de absorvância. Segundo Qualls e Johnson<sup>[43]</sup>, cerca de 75% da radiação é realmente absorvida e 25% é espalhada para um dado valor de transmitância.

De modo geral, a remoção de SS por meio de filtração melhora a eficiência da desinfecção pela radiação UV<sup>[42, 43, 64]</sup>, apesar de aumentar os custos envolvidos no tratamento.

#### 2.7.8 Vantagens na Utilização da Radiação UV:

- Não requer produtos químicos

Por ser um processo físico não necessita da adição de nenhuma substância, não deixa residual.

- Fácil aplicação

Por não ter o problema do residual, não existe perigo na aplicação de doses além do necessário, logo, a aplicação torna-se simples e possível de ser realizada por pessoal não especializado.

- Eficácia

A princípio a radiação UV atua de forma eficaz contra os vírus, quando o mesmo não acontece com o cloro.

Sendo o vírus contituído quase que inteiramente de RNA (não possuindo portanto mecanismos enzimáticos que permitam a reparação das lesões), sua inativação pela radiação UV seria facilitada<sup>[65]</sup>.

Entretanto, outros trabalhos mostram que o vírus apresenta uma resistência bem maior a radiação<sup>[20, 66]</sup>. Isto vem confirmar a constatação que o mecanismo de inativação dos vírus consiste na dimerização de uracila, cuja velocidade de reação é bem menor que a da timina.

- **Sistemas Pequenos**

As unidades UV modernas são pequenas e compactas e a infraestrutura adicional para a implantação de um sistema é pequena em comparação com a cloração.

#### 2.7.9 Desvantagens da Radiação UV

Como desvantagens da radiação UV pode-se citar:

- **Ineficácia, mutagenicidade e seleção de microorganismos**

Assim como na cloração, existem microorganismos resistentes à radiação UV, como é o caso dos cistos de *Giardia lamblia*<sup>[67]</sup>. Como a radiação UV atua no código genético existe o perigo das mutações, com o aparecimento de outros microorganismos mais patogênicos. Existe, também, o risco da seleção de microorganismos, favorecendo aqueles mais resistentes a radiação UV, podendo ocorrer uma superpopulação destes, causando desequilíbrios no meio ambiente.

- **Não há melhoria de outras qualidades do efluente**

A radiação UV não remove odor, matéria orgânica e cor do efluente como o cloro. Tem-se apenas a desinfecção do efluente.

- **Monitoração mais difícil**

No caso da cloração, a presença de um residual torna o controle da qualidade do efluente desinfetado mais rápido e fácil, principalmente para águas de abastecimento.

Com a radiação UV tornam-se necessários exames bacteriológicos, que são mais caros e demorados.

Quando se compara radiação UV e cloro com relação aos custos de instalação, operação e manutenção dos sistemas vê-se que o cloro é mais barato. Porém, tendo em vista os problemas decorrentes de um alto residual de cloro no efluente (seu impacto no meio ambiente e a possibilidade da reutilização desse efluente para outra finalidade), o custo de um sistema cloração-decloração é comparável ao sistema UV.

Atualmente, o uso da radiação UV para o pós-tratamento de efluentes tem se difundido devido aos problemas quanto ao lançamento de despejos clorados. Já existem muitas unidades operando por radiação UV para desinfecção em larga escala em vários países. No Brasil, alguns pesquisadores e empresas começaram a explorar esse campo.

## CAPÍTULO 3

### MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DAFA + LAGOA AERADA

O despejo utilizado nas experiências de desinfecção com UV foi proveniente de um sistema de tratamento de esgotos sanitários. Esse sistema é composto por um Digestor Anaeróbico de Fluxo Ascendente (DAFA), seguido de uma Lagoa Aerada e um Decantador. Na Figura 6 pode-se visualizar o esquema de tal sistema.

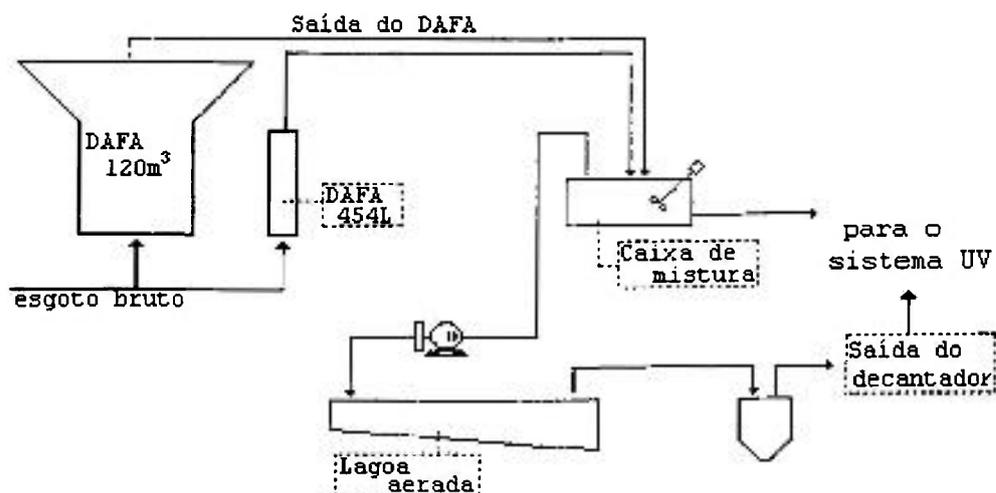


Figura 6 - Fluxograma da Planta Piloto de Tratamento de Esgotos - Sistema DAFA+Lagoa Aerada

O DAFA recebe esgotos sanitários, os quais passam primeiro por uma grade que retém os sólidos grosseiros. A operação de gradeamento é realizada na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Pinheiros, localizada na SABESP. Esta ETE realiza o tratamento primário de parte dos esgotos da região, antes da sua

descarga no Rio Pinheiros. Após o gradeamento, o esgoto é aduzido por bombas até os decantadores primários. O esgoto que alimenta o DAFA piloto é captado por meio de uma bomba do tipo submersa no canal principal que alimenta os decantadores primários. O DAFA está instalado na área da sede da CETESB em Pinheiros a uma distância de aproximadamente 150 metros da captação dos esgotos, recebendo-os por meio de uma tubulação de 7,5cm de diâmetro (3 polegadas), que o conduz até uma caixa de areia, instalada sobre o DAFA que retém a areia. Neste ponto foi feita a coleta das amostras do esgoto afluente ao DAFA, para as análises físico-químicas. Em seguida o esgoto passa pelo DAFA, que faz o tratamento anaeróbio, removendo a maior parte da DBO e DQO presentes.

O efluente do DAFA sai por um canal de concreto, local onde foi feita a coleta de amostras para análises físico-químicas e sua vazão também foi medida neste ponto.

Parte do efluente do DAFA é bombeado para uma caixa de fibrocimento instalada sob um galpão, a 25 metros do DAFA, onde está instalado o sistema de lagoa aerada. Na chegada do esgoto nesta caixa, existe um pequeno cesto de tela metálica (abertura de 1cm) que retém sólidos muito grosseiros, os quais podem entupir a captação do efluente que vai para a lagoa aerada. Esta caixa é chamada também de "caixa de mistura", pois possui um agitador de pás que impede a decantação dos sólidos em suspensão.

O efluente é então dosado à uma lagoa aerada por meio de uma bomba de diafragma marca Barbará.

A lagoa aerada é constituída de um tanque de chapa de aço-carbono de 4mm de espessura, 2,5m de comprimento, 1,2m de largura e profundidades de 1,0m no ponto de chegada do efluente da caixa de mistura e 1,20m na extremidade onde o líquido sai por meio de uma canaleta, feita de tubo de PVC de 5cm (2 polegadas) cortado longitudinalmente, sendo encaminhado ao decantador. A aeração é feita por meio de uma malha de tubos de 1,2cm (1/2 polegada) perfurados, colocada a 5 cm do fundo da lagoa, por onde é injetado ar comprimido. O ar comprimido além de fornecer oxigênio para os processos biológicos que ali ocorrem, serve também para manter o sistema misturado.

Finalmente, um decantador colocado após a lagoa, encarrega-se de reter os sólidos que acompanham o efluente. O decantador é feito de acrílico (chapa de 5mm) área quadrada com 30 cm de lado, 1,0m de profundidade, fundo inclinado a 60° e 0,1m<sup>3</sup> de capacidade. A entrada do líquido é realizada a 30cm da superfície,

no centro do decantador, e a coleta do decantado é feita por meio de 4 saídas (uma em cada lado) de 5cm (2 polegadas) de diâmetro nominal.

Tal despejo, agora bastante clarificado, mas ainda com uma alta concentração de microorganismos (coliformes fecais, coliformes totais, colifagos) segue por gravidade, para o sistema de desinfecção por UV.

### 3.1.1 Características Físico-Químicas dos Efluentes do Sistema DAFA e DAFA+Lagoa Aerada

Tanto o afluente (esgoto sanitário na entrada do DAFA, após gradeamento e remoção de areia) quanto os efluentes do sistema DAFA e do DAFA seguido de pós-tratamento pela lagoa aerada foram caracterizados utilizando diferentes parâmetros físico-químicos. Dentre os parâmetros que mais afetam a desinfecção por UV selecionou-se alguns para representar as características de cada efluente. Escolheu-se DQO, DBO, SST, cor e turbidez para caracterizar tanto o esgoto afluente ao DAFA quanto seu efluente e também o da lagoa aerada. De acordo com a literatura<sup>[1]</sup>, a radiação UV emitida por lâmpadas germicidas de baixa pressão não é capaz de provocar alterações significativas nesses parâmetros físico-químicos, portanto esses parâmetros não foram analisados na saída do sistema UV.

### 3.1.2 Características Microbiológicas dos Efluentes dos Sistemas DAFA e DAFA+Lagoa Aerada

Como parâmetros microbiológicos de medida da eficiência de desinfecção pelo sistema UV, escolheu-se: coliformes totais, coliformes fecais e colifagos. Com relação ao parâmetro coliformes fecais, deve-se ressaltar que o mesmo serve como indicador da presença de microorganismos patogênicos, não sendo propriamente uma bactéria patogênica.

O vírus da espécie *Escherichia coli*, conhecido como colifago, apresenta uma estrutura similar ao Poliovírus tipo 1. A resistência do colifago frente aos agentes desinfetantes é considerada maior ou equivalente à maioria dos vírus entéricos. Sendo assim, torna-se então viável a utilização dos colifagos como indicador da eficiência do sistema na remoção de vírus patogênicos semelhantes.

Utilizando os parâmetros microbiológicos tais como, coliformes totais, coliformes fecais e colifagos, foi possível caracterizar tanto o afluente quanto o efluente do DAFA, pois rotineiramente realiza determinações desses indicadores. Quanto aos parâmetros *Salmonella spp.*, ovos de helmintos e cistos de protozoários, realizaram-se análises onde pode-se observar simplesmente ausência ou presença desses organismos.

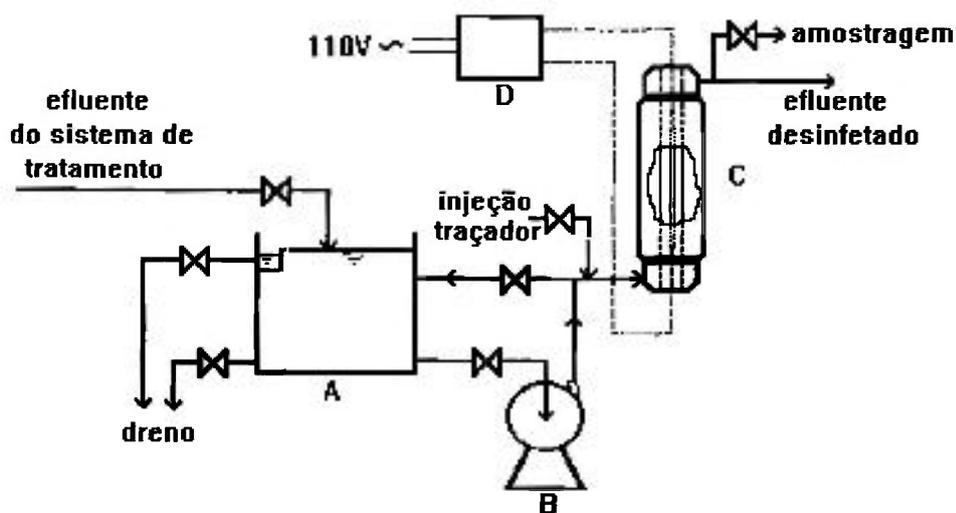
Para a lagoa aerada não dispunha-se de caracterização microbiológica quanto a esses microorganismos.

As amostragens na entrada e na saída do sistema UV foram realizadas em frascos de coleta contendo tiosulfato de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ), usados normalmente para análise de água tratada, isto é, água comum clorada da rede de abastecimento. Como o laboratório de análises microbiológicas da CETESB rotineiramente prepara esses frascos, decidiu-se realizar todas coletas utilizando-os. Observou-se que a presença do  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  na concentração usada, não tem influência significativa sobre os parâmetros microbiológicos estudados na desinfecção com radiação UV. A função do tiosulfato de sódio na análise de água tratada é neutralizar o cloro residual da rede, impedindo que a desinfecção continue acontecendo até o momento da análise.

As metodologias das análises usadas para determinação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos estão descritas no "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*"<sup>[68]</sup>.

### 3.2 DESCRIÇÃO DA UNIDADE DE DESINFECÇÃO POR UV

A unidade de desinfecção por UV consiste de um tanque de acumulação de 50L, bomba de alimentação, reator de desinfecção e do conjunto de partida e alimentação da lâmpada UV. O esquema de montagem da unidade é apresentado na Figura 7.



- A - Tanque de acumulação de efluente - 50L**  
**B - Bomba de alimentação**  
**C - Reator de desinfecção**  
**D - Conjunto de partida e alimentação da lâmpada ultravioleta**

Figura 7 - Representação Esquemática do Sistema de Desinfecção por Radiação UV

### 3.2.1 Tanque de Acumulação de Efluente do Sistema de Desinfecção

Esse tanque com capacidade para 50L era necessário para compatibilizar as vazões de saída do sistema de tratamento e a de alimentação da unidade, na qual realizou-se o experimento. Seu funcionamento pode ser comparado com um tanque "pulmão". Considerando-se a condição mais crítica de operação, que é a que ocorre quando o sistema de tratamento piloto não funciona, isto é, não tem efluente e, ao mesmo tempo, o tanque de acumulação encontra-se cheio e operando na vazão máxima, assim pode-se calcular o tempo máximo de operação do sistema UV. Considerando uma vazão em torno de 7 L/min, o tanque se esvazia em aproximadamente 7 minutos, um tempo curto mas suficiente para se estabilizar o fluxo de efluente e retirar uma amostra. Ressalte-se, que tal condição crítica foi evitada sempre que possível.

O tanque é cilíndrico, tendo um diâmetro de 33cm e 70cm de altura, construído em chapa de aço inox 304. O efluente sai do tanque para o reator UV por um tubo de 1/2 polegada (0,63cm) na parte inferior da lateral

a 1cm do fundo do tanque. A 5cm do topo do tanque, em posição oposta à saída para o reator UV, é colocado um extravasor, isto é, outro tubo de 1/2 polegada para evitar o transbordamento do tanque no caso da vazão de saída do sistema UV ser menor que a do sistema de tratamento.

### 3.2.2 Bomba de Alimentação do Sistema de Desinfecção

A bomba de alimentação do sistema é do tipo centrífuga. Esse tipo de bomba não possui controle de velocidade, e o controle de vazão foi feito por "by-pass" recirculando parte do fluxo de saída da bomba para o tanque de acumulação.

### 3.2.3 Reator de Desinfecção por Radiação UV

O reator de desinfecção é de fluxo contínuo, com lâmpada submersa. O fluxo do afluente ocorre preferencialmente no sentido paralelo ao da lâmpada de desinfecção, mais precisamente paralelo ao tubo de quartzo que protege a lâmpada. Na Figura 8 pode-se ver o projeto esquemático, em corte, do reator.

A carcaça externa do reator é constituída de PVC e possui duas extremidades soldadas onde adaptam-se os tubos de entrada e saída do efluente. Seu comprimento total é de 70cm, tendo um diâmetro interno de 80mm, possuindo internamente refletor de aço inox 316 polido, em forma de chapa de 1mm enrolada.

O revestimento interno de aço inox polido serve para refletir a radiação UV de volta ao fluido que de outra maneira seria absorvida pelas paredes internas do reator. Normalmente, o alumínio polido possui uma eficiência de reflexão da radiação UV bem maior que o aço inox (refletância de 90 a 95%<sup>[53]</sup>), entretanto, este possui uma resistência maior à corrosão, além do que, possui um custo menor.

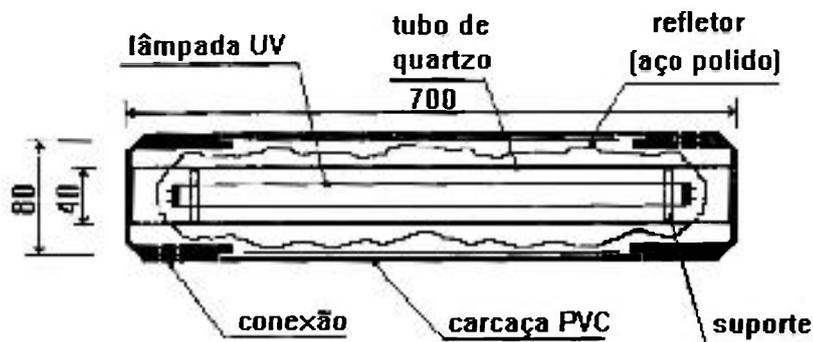


Figura 8 - Esquema de Construção do Reator de Desinfecção por Radiação UV do Tipo Lâmpada Submersa ("shell tube"). Medidas em mm.

As extremidades do reator também são de PVC tendo formato de dois "tês", sendo que a saída lateral se adapta a conexões rosqueadas de 20mm. Na entrada e na saída do reator existem conexões para tomada de amostras e/ou testes com traçadores. Todas as tubulações do sistema também são feitas com PVC rígido de 20mm de diâmetro nominal.

Para que fosse possível a manutenção do reator, as conexões entre o tubo de quartzo e a carcaça do reator, como também, em uma das extremidades, são feitas com adesivo flexível, fácil de ser retirado, para possibilitar a limpeza no tubo de quartzo e na face interna do reator.

Internamente ao tubo do reator existe uma "camisa" de quartzo ou tubo de quartzo, de 500mm de comprimento, 40mm de diâmetro externo e 36mm de diâmetro interno (2mm de espessura).

Uma das funções do tubo de quartzo é proteger a lâmpada impedindo seu resfriamento caso entre em contato com o fluido a ser desinfetado. No caso da lâmpada comum, isso causa grande perda de eficiência na emissão de radiação UV pela mesma, pois a temperatura ótima de funcionamento desta é em torno de 40°C<sup>[53]</sup>. Além disso, o quartzo é um material que permite a passagem de grande parte da radiação UV (transmitância de 80 a 90% a 254nm), o mesmo não ocorre com o vidro comum<sup>[53]</sup>.

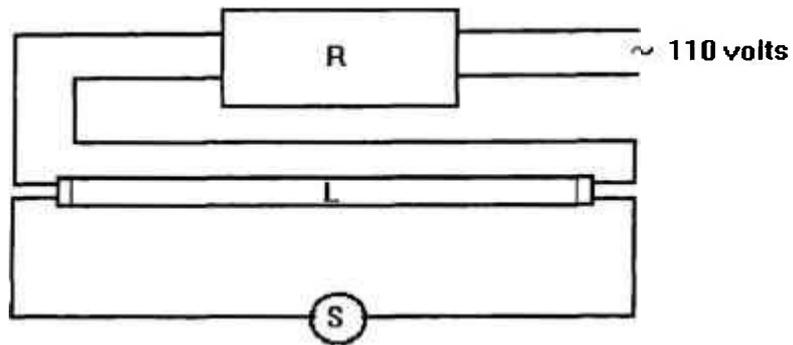
Dentro da "camisa" de quartzo foi colocada a fonte de radiação UV, uma lâmpada germicida modelo G15T8 cujas características são:

Potência nominal :	.....	15 W
Corrente :	.....	0,3 A
Potência UV efetiva :	.....	3,6 W
Intensidade UV a 1m :	.....	30 mW/cm <sup>2</sup>
Tipo da base :	.....	bipino
Tipo de "Starter" :	.....	S4
Tipo de Reator :	.....	FL/G15T8
Vida média :	.....	3000 h
Medidas:	- diâmetro : .....	25 mm
	- comprimento total : ..	436 mm

A lâmpada encontra-se apoiada em dois suportes circulares de acrílico colocados nas extremidades. Tais suportes além de manterem a lâmpada centralizada, permitem a circulação de ar, importante para a refrigeração e o bom funcionamento da lâmpada.

#### 3.2.4 Conjunto de Partida e Alimentação Elétrica da Lâmpada UV

O conjunto de partida e alimentação elétrica da lâmpada UV é constituído por "starter" e "reator" (transformador) que fornecem alta tensão para dar partida na lâmpada UV e mantê-la funcionando. O "reator" é do tipo partida lenta cujo modelo é para uma única lâmpada de 20W de potência. O "starter" é também para uma lâmpada de 20W. O sistema possui um interruptor ou chave do tipo "bolota" (um pólo, uma posição capaz de comutar 10 ampéres e 250 volts máximos). Todas as ligações elétricas são realizadas com fio "cabinho" (condutor de cobre simples) de bitola 1,5mm<sup>2</sup>, soldadas. O circuito possui uma "tomada" (10 ampéres e 250 volts máximos) de dois pólos para alimentação em 110 volts, corrente alternada. Todas ligações elétricas são isoladas com "espaguete" plástico, ou fita isolante, e o conjunto de partida ("reator", "starter" e interruptor) foi colocado dentro de uma caixa de polipropileno, à prova de intempéries. Externamente à caixa tem-se acesso ao interruptor e a uma lâmpada piloto, indicadora da existência de alimentação elétrica no sistema. Essa lâmpada piloto nada mais é do que uma "lâmpada neon", para 110 volts. Na Figura 9 tem-se um esquema das ligações elétricas para partida e alimentação da lâmpada UV.



R - Reator de partida  
 L - Lâmpada  
 S - " Starter "

Figura 9 - Diagrama das Ligações Elétricas para Partida e Alimentação da Lâmpada UV

Os terminais de ligação com a lâmpada UV é feita por meio de dois conectores para lâmpada bipino cuja fiação possui 1,0m de comprimento permitindo que chegassem até as extremidades da lâmpada, dentro do reator. Essas extremidades de acesso são fechadas por duas tampas que impedem que se olhe diretamente para a lâmpada UV em funcionamento, o que é perigoso para os olhos do operador.

### 3.2.5 Caracterização Hidráulica do Sistema de Desinfecção por Radiação UV

Inicialmente foram feitos testes hidráulicos com a unidade UV antes de realizar os experimentos com o efluente do sistema de tratamento. Durante os testes de vazamentos circulou-se água com o objetivo de verificar algum vazamento que pode ser facilmente eliminado com adesivo selante. Para a calibração das vazões utilizou-se uma proveta graduada de 1000mL e um cronômetro.

Com base na literatura<sup>[47]</sup>, pesquisou-se um método para caracterizar hidráulicamente o reator de desinfecção, uma vez que esse parâmetro é de extrema importância para avaliação da eficiência de um sistema de desinfecção. De acordo com Thampi e Sorber<sup>[47]</sup> o processo de caracterização hidráulica é realizado por meio da medida da distribuição do

tempo de residência (DTR), em ensaios do tipo "estímulo-resposta". Esses ensaios consistem na injeção de um sinal conhecido na entrada do sistema, analisando-se a alteração desse sinal na saída. Para o reator UV operando com efluente líquido, o teste mais adequado seria o da injeção de um pulso de material traçador. Como os tempos de residência médio envolvidos são da ordem de segundos, a injeção e coleta sucessiva de amostras, numa quantidade tal que pudesse detectar a variação da concentração desse material, seria impraticável. Entretanto, métodos de injeção e coleta automáticos de amostras poderiam ser empregados. Um outro método envolve a injeção de um traçador que causasse alguma alteração nas características ou propriedades do fluido que pudesse ser medida e registrada quase que instantaneamente. Um método desse tipo é o da variação da condutividade do líquido de saída do reator, por meio da injeção de um traçador salino .

Escolheu-se então este método para determinar a curva da DTR do reator por meio de experimentos com traçador salino, o qual foi injetado na entrada do reator medindo-se a variação da condutividade na saída.

O esquema de montagem consiste de uma sonda de condutividade adaptada à saída da unidade de desinfecção, por meio de um "tê" a 45° de PVC (3/4 polegada). A sonda foi acoplada ao condutímetro da marca Metronal. O condutímetro em questão não possui uma saída auxiliar para registrador, e foi necessário construir essa saída por meio da instalação de um conector, abrindo o aparelho, colocando o conector e retirando o sinal dos pontos apropriados.

O condutímetro foi então conectado a um registrador gráfico da marca Yokogawa, de alta sensibilidade, capaz de registrar até três sinais distintos em escalas de 0 a 100 milivolts para cada registro. No caso, foi utilizada apenas uma das entradas.

O material escolhido como traçador foi o cloreto de sódio (NaCl), na forma de solução. Para injetar o traçador, adaptou-se um "tê" de PVC de características idênticas ao da sonda condutimétrica, com um septo de borracha que permite a introdução da solução de NaCl por meio de uma seringa hipodérmica.

Inicialmente, realizou-se alguns testes exploratórios, tentando-se determinar as condições ótimas de volume e concentração de solução de traçador, bem como as condições de registro do sinal de saída (escala de

tensão, velocidade do papel), de forma a obter curvas adequadas (picos nem muito estreitos, nem muito largos).

Para tanto, operou-se o sistema com água limpa em diversas vazões, injetando-se soluções de NaCl em diversas concentrações (1%, 10%, 20%, solução saturada) e volumes variando de 1 a 10mL.

A sistemática dos testes com traçador foi a seguinte:

- 1) Circula-se água de abastecimento no sistema;
- 2) Liga-se o condutivímetro e o registrador deixando-os ligados por 10 minutos para estabilizar seu funcionamento;
- 3) Calibra-se a vazão de operação desejada por meio da válvula de reciclo, usando uma proveta graduada de 1000mL e um cronômetro;
- 4) Ajusta-se o registrador na escala de sensibilidade (20mV normalmente) e velocidade do papel (20cm/h na maioria dos testes) adequada. Coloca-se a pena do registrador na lateral do papel, usando o potenciômetro de ajuste;
- 5) Estando a linha base estável por uns 5min aproximadamente, paralisa-se o registro (levantando a pena do registrador). Usando uma seringa hipodérmica, injeta-se (geralmente) 1,0mL de solução saturada de NaCl, acionando-se o registrador imediatamente (usa-se, por exemplo, a mão direita para injetar a solução, enquanto abaixa-se a pena do registrador com a mão esquerda);
- 6) Aguarda-se o tempo necessário para que o registro retorne à linha base (6 a 8 tempos de detenção hidráulico)

As curvas obtidas foram relacionadas diretamente com as curvas da DTR, obtendo-se os respectivos números de dispersão ( $d$ ). Para obter os números de dispersão, determinou-se o centro de gravidade das curvas (por meio de pesagem) e os desvios-padrão necessários para que 68% das áreas das curvas fossem abrangidas pelo dobro dos respectivos desvios-padrão, ao redor das médias. A metade dos valores das variâncias (quadrado dos desvios-padrão) correspondem aos valores de  $d$ .

### 3.3 EXPERIÊNCIAS COM EFLUENTE DO SISTEMA DAFA+LAGOA AERADA

Durante as experiências procurou-se manter alguns parâmetros de estudo fixos, outros foram variados propositadamente, enquanto outros não foram controlados. Foram monitorados e controlados o tempo de detenção e a vazão. Como parâmetros variáveis e monitoráveis tem-se: regime hidráulico, concentração inicial de microorganismos, concentração de SST, DBO e DQO totais e temperatura. Os demais parâmetros foram fixos pela geometria do sistema e materiais empregados na sua confecção, mas buscou-se sempre a configuração com a qual fosse possível obter a melhor eficiência na desinfecção.

Procurou-se estudar os mesmos parâmetros durante os experimentos com os dois tipos de efluentes provenientes do sistema DAFA+lagoa aerada e do sistema DAFA, de maneira que pudesse realizar uma comparação entre eles. Foram estudados parâmetros microbiológicos, físico-químicos e operacionais.

#### 3.3.1 Parâmetros Microbiológicos

Tendo em vista as dificuldades e custos, com relação ao monitoramento de microorganismos patogênicos específicos nos efluentes, optou-se pelas análises de colimetria (coliformes fecais e coliformes totais) como forma de avaliar a eficiência do sistema na remoção de bactérias patogênicas. É uma aproximação bastante boa tendo em vista que a maioria das bactérias patogênicas tem um comportamento frente à radiação UV, semelhante à apresentada pelos coliformes fecais. Como indicador de contaminação de vírus patogênicos, utilizou-se os colifagos (vírus que infectam os coliformes).

As amostras para as análises microbiológicas, foram coletadas na entrada e na saída do sistema UV em frascos de polietileno esterilizados e enviadas no prazo máximo de 1 hora ao laboratório de análise microbiológicas da CETESB.

Para as determinações de coliformes totais e coliformes fecais, utilizou-se a técnica de tubos múltiplos para identificar o número mais provável (NMP), conforme o procedimento analítico recomendado pelo "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" [68].

### 3.3.2 Parâmetros Físico-Químicos

Utilizou-se as análises de DBO, DQO, SST, cor e turbidez para a caracterização físico-química dos dois tipos de efluentes tratados. Medidas de temperatura (ambiente e do efluente) e pH para cada experimento também foram registradas.

Os métodos analíticos para a determinação dos parâmetros físico-químicos seguiram os procedimentos recomendados pelo "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*" [68].

### 3.3.3 Parâmetros Operacionais e Manutenção do Sistema UV

Dentre os parâmetros operacionais importantes, procurou-se monitorar e controlar o tempo de residência e a vazão. Os demais parâmetros foram fixos pela geometria do sistema e materiais empregados na sua confecção, mas buscou-se sempre a configuração com a qual se obtivesse a melhor eficiência na desinfecção, de acordo com a recomendação da literatura<sup>[53]</sup>. O procedimento operacional foi padronizado de forma que interferisse da mesma maneira em todos os testes.

Durante a fase inicial de testes o sistema foi operado com o efluente do DAFA+lagoa aerada, pois este efluente era bem mais limpo e esperava-se obter eficiências melhores na remoção de microorganismos. A sistemática de operação do sistema UV foi a seguinte:

- 1) ligava-se a lâmpada UV aguardando-se 15 minutos para o seu aquecimento e emissão máxima;
- 2) preenchia-se o tanque de acumulação com o efluente;
- 3) ligava-se a bomba de alimentação do sistema, reciclando totalmente o efluente;
- 4) fechando-se o reciclo ajustava-se a vazão necessária medindo-se na saída do sistema por meio de um balde e um cronômetro, e lendo-se o volume numa proveta de 1000mL graduada;
- 5) finalmente, retiravam-se duas amostras, em frascos preparados, primeiramente da saída do sistema, o que era feito na tubulação de saída e, logo depois, duas amostras da entrada do sistema, o que era feito no tanque de acumulação;

6) as amostras eram enviadas ao laboratório de análises microbiológicas da CETESB que realizavam as contagens de coliformes totais e coliformes fecais na entrada e na saída do sistema num dos pares de amostras, enquanto no outro era realizada as contagens de colifagos, também na entrada e na saída.

O tempo gasto entre as coleta e as análises não superaram 2 horas de forma que a influência da fotorreativação não influenciasse nos resultados.

As análises foram feitas pela técnica de tubos múltiplos e as metodologias utilizadas foram as descritas no "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*"<sup>[68]</sup>. Os resultados foram expressos em termos de Número Mais Provável de microorganismos por 100 mililitros de amostra (NMP/100mL) para as contagens de coliformes totais e fecais, e em Unidades Formadoras de Placas por 100 mililitros (UFP/100mL) para as contagens de colifagos.

Programou-se mais de uma experiência por dia, com diferentes vazões de operação. Estando o sistema operando em regime, bastava variar a vazão e coletar novas amostras na saída do sistema. Nestes casos, foi coletada apenas uma amostra representativa da entrada, uma vez que o tempo entre uma experiência e a outra era relativamente curto (5 a 15 minutos) e não se justificaria uma variação nos parâmetros de entrada. Apesar das variações repentinas que normalmente se observam nos esgotos sanitários, a afirmação anterior é válida quando considera-se que o sistema de tratamento funciona como um tanque pulmão, capaz de amortecer as variações na entrada.

Também, foi realizada periodicamente, uma manutenção do sistema UV com a finalidade de observar o estado das partes internas do sistema. Para isso o reator foi cuidadosamente desmontado retirando-se primeiramente a parte elétrica (lâmpada e fiação), soltando-se o adesivo das extremidades e retirando-se o tubo de quartzo. Inspeccionaram-se as peças e se necessário fez-se uma limpeza, principalmente nas paredes internas do tubo do reator (refletor em aço inox) e parede externa do tubo de quartzo. Essa limpeza foi realizada com água, detergente e escova.

Deve-se ressaltar que esse tipo de manutenção foi realizada poucas vezes, pois os riscos de quebra das partes mais frágeis (tubo de quartzo e lâmpada) são grandes.

### 3.4 EXPERIÊNCIAS COM EFLUENTE DO SISTEMA DAFA

Numa segunda fase do estudo trabalhou-se com efluente proveniente diretamente do DAFA, para que verificar a influência do aumento da quantidade de sólidos no líquido na eficiência da desinfecção.

A captação do efluente para os ensaios foi feita diretamente da caixa de mistura que originalmente alimentava a lagoa aerada. A sistemática de operação do sistema foi mantida, e os parâmetros analisados foram os mesmos medidos para o efluente do DAFA+lagoa aerada durante a primeira fase de testes.

### 3.5 CONSUMO DE ENERGIA DO SISTEMA UV

Para medir a energia elétrica consumida pelo sistema, utilizou-se um alicate amperométrico e um voltímetro para calcular a potência do mesmo. O alicate amperométrico permite realizar a leitura de corrente de funcionamento do sistema sem que seja interrompido o circuito, como normalmente é feito quando trabalha-se com voltímetro-amperímetros comuns. O produto das duas grandezas obtidas com o sistema UV operando em regime permanente, tais como, a voltagem (em volts) e a corrente (em ampéres), resulta na potência instantânea consumida, em watts.

## **CAPÍTULO 4**

### **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

De acordo com o descrito no Capítulo 3 a desinfecção por UV realizou-se com efluentes de esgotos sanitários provenientes do DAFA com pós-tratamento por lagoa aerada e do DAFA sem pós-tratamento.

#### **4.1 PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS**

Foram realizados 18 e 30 ensaios utilizando o efluente do sistema DAFA com lagoa aerada e DAFA, respectivamente. Os resultados obtidos na desinfecção dos efluentes com UV estão resumidos nas Tabelas 2 a 7.

Nas Tabelas 2, 3 e 4 temos os resultados obtidos em termos dos valores de entrada e saída de coliformes totais, coliformes fecais e colifagos respectivamente, para o sistema UV operando com o efluente do sistema DAFA+lagoa aerada. De modo semelhante, nas Tabelas 5, 6 e 7 temos os mesmos parâmetros biológicos monitorados na entrada e na saída do sistema UV, considerando a operação com o efluente do sistema DAFA exclusivamente.

Nas mesmas Tabelas de 2 a 7 estão listados os respectivos valores em termos de remoção logarítmica e percentual de cada experimento.

Pode-se observar que para tempos de residência semelhantes aos dois sistemas as contagens de coliformes totais, fecais e colifagos, na saída do sistema, foram maiores para o DAFA que para o efluente com pós-tratamento. Portanto pode ser necessário um pós-tratamento via lagoa aerada para melhorar a desinfecção dos efluentes.

TABELA 2 - Resultados Microbiológicos - Coliformes Totais no Sistema UV

(Efluente do Sistema DAFA+Lagoa Aerada  $V_{\text{útil}}=1,2\text{L}$ ; Potência UV<sub>nominal</sub>=15W)

Exp. (n°)	t (s)	Coliformes Totais (NMP/100 mL)		Remoção	
		entrada	saída	Log(N <sub>0</sub> /N)	%
15	5,0	800000	30000	1,43	96
16	6,0	800000	50000	1,20	94
18	6,0	500000	300	3,22	99,94
17	8,0	170000	500	2,53	99,7
13	10,0	1700000	80	4,33	99,995
14	10,0	1700000	13000	2,12	99,2
11	15,0	500000	170	3,47	99,97
12	15,0	1700000	300	3,75	99,98
9	20,0	230000	80	3,46	99,97
10	21,0	500000	300	3,22	99,94
7	24,0	3000000	30	5,00	99,999
8	24,0	2300000	130	4,25	99,994
6	28,0	800000	50	4,20	99,994
5	29,0	800000	140	3,76	99,98
1	72,0	800000	2300	2,54	99,7
4	72,0	800000	50	4,20	99,994
2	120,0	230000	1700	2,13	99,3
3	120,0	1300000	170	3,88	99,99

t = tempo de residência hidráulico; Exp. := experimento; Log(N<sub>0</sub>/N)=log<sub>10</sub> (número de microorganismos na entrada/número de microorganismos na saída)

**TABELA 3 - Resultados Microbiológicos - Coliformes Fecais no Sistema UV**(Efluente do Sistema DAFA+Lagoa Aerada  $V_{\text{útil}}=1,2\text{L}$ ; Potência UV<sub>nominal</sub>=15W)

Exp. (n°)	t (s)	Coliformes Fecais (NMP/100 mL)		Remoção	
		entrada	saída	Log(N <sub>0</sub> /N)	%
15	5,0	300000	5000	1,78	98
16	6,0	300000	3000	2,00	99,0
18	6,0	80000	17	3,67	99,98
17	8,0	22000	23	2,98	99,9
13	10,0	500000	30	4,22	99,994
14	10,0	500000	130	3,59	99,97
11	15,0	300000	4	4,88	99,999
12	15,0	800000	2	5,60	99,9998
9	20,0	80000	2	4,60	99,998
10	21,0	30000	4	3,88	99,99
7	24,0	170000	2	4,93	99,999
8	24,0	280000	2	5,15	99,9993
6	28,0	80000	4	4,30	99,995
5	29,0	50000	0	4,70	99,998
1	72,0	170000	9	4,28	99,995
4	72,0	230000	0	5,36	99,9996
2	120,0	80000	80	3,00	99,90
3	120,0	300000	0	5,48	99,9997

t = tempo de residência hidráulico; Exp.: experimento; Log(N<sub>0</sub>/N)=log<sub>10</sub> (número de microorganismos na entrada/número de microorganismos na saída)

**TABELA 4 - Resultados Microbiológicos - Colifagos no Sistema UV**  
 (Efluente do Sistema DAFA+Lagoa Aerada  $V_{\text{útil}}=1,2\text{L}$ ; Potência UV<sub>nominal</sub>=15W)

Exp. (nº)	t (s)	Colifagos (UFP/100 mL)		Remoção	
		entrada	saída	Log(N <sub>0</sub> /N)	%
15	5,0	6000	135	1,65	98
16	6,0	-	-	-	-
18	6,0	37000	40	2,97	99,9
17	8,0	3000	0	3,48	99,97
13	10,0	30000	0	4,48	99,997
14	10,0	5000	10	2,70	99,8
11	15,0	300000	0	5,48	99,9997
12	15,0	39000	0	4,59	99,997
9	20,0	27000	0	4,43	99,996
10	21,0	18000	0	4,26	99,994
7	24,0	26000	0	4,42	99,996
8	24,0	34000	0	4,53	99,997
6	28,0	42000	0	4,62	99,998
5	29,0	29000	0	4,46	99,997
1	72,0	22000	0	4,34	99,995
4	72,0	16000	0	4,20	99,994
2	120,0	29000	0	4,46	99,997
3	120,0	34000	0	4,53	99,997

t = tempo de residência hidráulico; Exp.: = experimento; Log(N<sub>0</sub>/N)=log<sub>10</sub> (número de microorganismos na entrada/número de microorganismos na saída)

**TABELA 5 - Resultados Microbiológicos - Coliformes Totais no Sistema UV**  
(Efluente do Sistema DAFA;  $V_{\text{útil}}=1,2\text{L}$ ; Potência  $UV_{\text{nominal}}=15\text{W}$ )

Exp. (nº)	t (s)	Coliformes Totais (NMP/100 mL)		Remoção	
		entrada	saída	$\text{Log}(N_0/N)$	%
7	6,9	17000000	90000	2,28	99,5
17	6,9	13000000	8000	3,21	99,94
1	7,2	5000000	5000	3,00	99,90
30	7,5	7000	90000	-1,11	-1186
27	7,7	7000	160000	-1,36	-2186
4	7,7	3000000	17000	2,25	99,4
14	8,0	13000000	13000	3,00	99,90
2	9,0	5000000	1400	3,55	99,97
8	9,0	17000000	11000	3,19	99,94
11	9,0	17000000	8000	3,33	99,95
26	9,6	7000	140000	-1,30	-1900
20	10,6	13000000	230000	1,75	98
12	10,8	17000000	8000	3,33	99,95
16	11,6	13000000	2300	3,75	99,98
6	12,0	3000000	5000	2,78	99,8
3	13,1	5000000	800	3,80	99,98
25	14,4	5000000	2300	3,34	99,95
29	14,7	7000	5000	0,15	29
5	15,0	3000000	5000	2,78	99,8
23	18,0	5000000	1300	3,59	99,97
10	19,0	17000000	3000	3,75	99,98
28	19,0	7000	3000	0,37	57
18	21,8	13000000	50000	2,42	99,6
9	24,0	17000000	1500	4,05	99,991
15	24,0	13000000	800	4,21	99,994
19	30,0	13000000	800	4,21	99,994
22	36,0	5000000	2300	3,34	99,95
13	72,0	17000000	230	4,87	99,999
21	72,0	13000000	800	4,21	99,994
24	72,0	5000000	500	4,00	99,990

t = tempo de residência hidráulico; Exp. = experimento;  $\text{Log}(N_0/N)=\log_{10}$  (número de microorganismos na entrada/número de microorganismos na saída)

TABELA 6 - Resultados Microbiológicos - Coliformes Fecais no Sistema UV

(Efluente do Sistema DAFA;  $V_{\text{útil}}=1,2\text{L}$ ; Potência UV<sub>nominal</sub>=15W)

Exp. (nº)	t (s)	Coliformes Fecais (NMP/100 mL)		Remoção	
		entrada	saída	Log(N <sub>0</sub> /N)	%
7	6,9	5000000	3000	3,22	99,94
17	6,9	3000000	5000	2,78	99,8
1	7,2	500000	800	2,80	99,8
30	7,5	3000	17000	-0,75	-467
27	7,7	3000	5000	-0,22	-67
4	7,7	800000	3000	2,43	99,6
14	8,0	3000000	1100	3,44	99,96
2	9,0	500000	800	2,80	99,8
8	9,0	5000000	500	4,00	99,990
11	9,0	13000000	3000	3,56	99,97
26	9,6	3000	13000	-0,64	-333
20	10,6	8000000	230000	1,54	97
12	10,8	13000000	700	4,20	99,994
16	11,6	3000000	230	4,12	99,992
6	12,0	800000	500	3,20	99,94
3	13,1	500000	80	3,80	99,98
25	14,4	5000000	130	4,59	99,997
29	14,7	3000	230	1,12	92
5	15,0	800000	800	3,00	99,90
23	18,0	5000000	230	4,34	99,995
10	19,0	13000000	130	4,93	99,999
28	19,0	3000	230	1,12	92
18	21,8	8000000	3000	3,43	99,96
9	24,0	5000000	50	5,00	99,9990
15	24,0	3000000	130	4,36	99,996
19	30,0	8000000	110	4,86	99,999
22	36,0	5000000	2300	3,34	99,95
13	72,0	13000000	50	5,34	99,9995
21	72,0	8000000	50	5,20	99,9994
24	72,0	5000000	30	5,22	99,9994

t = tempo de residência hidráulico; Exp.= experimento;  $\text{Log}(N_0/N)=\log_{10}$  (número de microorganismos na entrada/número de microorganismos na saída)

TABELA 7 - Resultados Microbiológicos - Colifagos no Sistema UV

(Efluente do Sistema DAFA;  $V_{\text{útil}}=1,2\text{L}$ ; Potência UV<sub>nominal</sub>≈15W)

Exp. (nº)	t (s)	Colifagos (UFP/100mL)		Remoção	
		entrada	saída	Log(N <sub>0</sub> /N)	%
7	6,9	58000	860	1,83	99
17	6,9	65000	1100	1,77	98
1	7,2	55000	295	2,27	99,5
30	7,5	90000	180	2,70	99,8
27	7,7	90000	160	2,75	99,8
4	7,7	40000	100	2,60	99,8
14	8,0	65000	140	2,67	99,8
2	9,0	55000	35	3,20	99,94
8	9,0	58000	410	2,15	99,3
11	9,0	85000	400	2,33	99,5
26	9,6	90000	370	2,39	99,6
20	10,6	65000	3000	1,34	95
12	10,8	85000	300	2,45	99,6
16	11,6	65000	15	3,64	99,98
6	12,0	40000	140	2,46	99,7
3	13,1	55000	15	3,56	99,97
25	14,4	34000	0	4,53	99,997
29	14,7	90000	25	3,56	99,97
5	15,0	40000	25	3,20	99,94
23	18,0	34000	0	4,53	99,997
10	19,0	85000	30	3,45	99,96
28	19,0	90000	40	3,35	99,96
18	21,8	65000	250	2,42	99,6
9	24,0	58000	5	4,06	99,991
15	24,0	65000	5	4,11	99,992
19	30,0	65000	1	4,81	99,999
22	36,0	34000	0	4,53	99,997
13	72,0	85000	5	4,23	99,994
21	72,0	65000	1	4,81	99,999
24	72,0	34000	0	4,53	99,997

t = tempo de residência hidráulico; Exp.= experimento; Log(N<sub>0</sub>/N)=log<sub>10</sub> (número de microorganismos na entrada/número de microorganismos na saída)

Deve-se observar que para valores nulos dos parâmetros microbiológicos na saída do sistema, não é possível calcular de imediato a remoção logarítmica. O artifício adotado para resolver esse problema consistiu em admitir o valor de 1 NMP/100mL para o parâmetro de saída, quando o resultado das análises indicavam valor nulo ou menor que 2 NMP/100mL. Apesar de que nesses casos a remoção em porcentagem era essencialmente igual a 100%. O mesmo artifício foi adotado em relação aos valores nulos ou menores que 2 NMP/100mL para os parâmetros microbiológicos de saída. Isto explica porque tais porcentagens diferem de 100%.

A sistemática usada para a apresentação dos valores de remoção em porcentagem consistiu em indicar até o algarismo seguinte ao último nove apresentado, a menos que esse algarismo fosse o zero.

Pode-se observar nas Tabelas 5 e 6 que existem certos valores anômalos de remoção de parâmetros microbiológicos. É impossível explicar tais resultados a menos que os mesmos se devam a erros na coleta das amostras (contaminação de frascos, inversão de amostras) ou a erros na análise.

Observando as sequências de valores de remoção, principalmente nas Tabelas 5, 6 e 7, nota-se que não há um aumento lógico gradativo para esses valores, como função do aumento do tempo de residência hidráulico, traduzido pelo aumento do tempo de exposição. Uma das explicações para esse comportamento são as variações bruscas nos valores dos parâmetros de entrada, que podem acontecer durante a tomada de amostras. Variações no funcionamento da lâmpada UV, devido a quedas de tensão ou variação de temperatura, também podem ser responsáveis por esse fato. Entretanto, a explicação mais provável para a queda ou aumento súbito de eficiência de remoção do sistema, são as variações bruscas no regime hidráulico do sistema, observadas durante os testes. Em determinadas vazões, principalmente acima de 5L/min ou abaixo de 2L/min, o ajuste e controle da vazão tornavam-se críticos.

Com relação aos resultados em si, pode-se verificar que em geral, quanto maior o tempo de residência ( $t$ ) maior a eficiência de remoção. Na maioria dos testes para um mesmo  $t$  as eficiências de remoção dos parâmetros são maiores no caso do efluente do sistema DAFA+lagoa aerada do que no caso do efluente do sistema DAFA.

As Tabelas 4 e 7 mostram que a eficiência de remoção de colifagos pelo sistema UV, foi muito boa, principalmente no caso do efluente do sistema DAFA+lagoa aerada.

## 4.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

As Tabelas 8 e 9 apresentam os resultados da caracterização físico-química e das temperaturas dos efluentes do sistema DAFA+Lagoa aerada e DAFA respectivamente, que foram utilizados nos experimentos de desinfecção por radiação UV.

TABELA 8 - Parâmetros Físico-Químicos e Temperaturas para o Efluente do Sistema DAFA+Lagoa Aerada ( $V_{\text{útil}}=1,2\text{L}$ ; Potência UV<sub>nominal</sub>=15W)

Exp. (nº)	Temp. Amb.(°C)	Temp. Eflu.(°C)	pH	DQO <sub>t</sub> (mg/L)	DBO <sub>t</sub> (mg/L)	SST (mg/L)	cor (mg/L)	turbidez (NTU)
15	20	18	7,1	56	17	20	3	10
16	18	17	7,5	52	27	28	3	8
18	19	14	7,5	60	-	20	2	9
17	17	16	7,4	60	20	19	2	7
13	19	19	7,3	-	-	-	-	-
14	20	16	7,3	84	38	20	-	14
11	19	18	7,5	79	-	21	2	2
12	18	18	7,3	68	18	20	2	8
9	21	19	7,5	68	26	14	4	17
10	21	19	7,5	71	-	-	4	8
7	17	14	6,8	92	32	23	4	5
8	19	17	6,6	12	8	5	2	9
6	18	17	7,0	13	11	16	2	10
5	20	19	6,6	-	-	32	5	14
1	22	20	6,8	19	2	13	8	5
4	20	18	7,1	136	-	50	5	13
2	22	18	7,3	95	25	13	4	16
3	21	17	-	81	18	11	5	13

NTU = Unidade Nefelométrica de Turbidez, DQO<sub>t</sub>, DBO<sub>t</sub> = DQO e DBO totais;  
Exp.=experimento

TABELA 9 - Parâmetros Físico-Químicos e Temperaturas para o Efluente do Sistema DAFA ( $V_{\text{útil}}=1,2L$ ; Potência UV<sub>nominal</sub>=15W)

Exp. (n°)	Temp. Amb. (C)	Temp. Eflu. (C)	pH	DQO <sub>t</sub> (mg/L)	DBO <sub>t</sub> (mg/L)	SST (mg/L)	cor (mg/L)	turbidez (NTU)
1 a 3	18	17	6,8	121	63	20	30	33
4 a 6	20	18	6,8	160	75	11	30	18
7 a 9	23	21	6,7	180	70	86	20	16
10 a 13	21	19	6,8	168	68	19	20	19
14 a 17	19	17	6,6	170	73	264	54	40
18 a 21	19	17	6,7	195	88	29	66	38
22 a 25	22	20	6,5	143	90	208	43	27
25 a 30	24	21	6,7	132	98	25	20	24

NTU = Unidade Nefelométrica de Turbidez, DQO<sub>t</sub>, DBO<sub>t</sub> = DQO e DBO totais; Exp. = experimento

Ao comparar os resultados de DQO<sub>t</sub>, DBO<sub>t</sub> e SST, do efluente do sistema DAFA+lagoa aerada e do sistema DAFA pode-se observar uma diminuição destes valores no efluente do sistema DAFA+lagoa aerada como consequência do pós-tratamento que a lagoa aerada realiza. Portanto, esta diminuição reflete também na diminuição dos valores de cor e turbidez para este efluente.

Os parâmetros físico-químicos foram medidos apenas na entrada do sistema, pois como já foi ressaltado, a radiação emitida por lâmpadas UV de baixa pressão não tem energia suficiente para provocar mudanças significativas nesses parâmetros medidos.

Pode-se observar na Tabela 9 que certos valores dos parâmetros aplicam-se a um grupo de experimentos. Como o intervalo entre um teste e outro levava alguns minutos, e o prazo para a realização de todos testes geralmente não ultrapassava 1 hora, não justificaria a coleta de uma amostra para análise físico-química a cada experimento. Isto é válido considerando-se que o sistema de tratamento de esgotos como um todo, devido aos seu volume possui uma certa inércia às variações no afluente do sistema.

### 4.3 DETERMINAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DO TEMPO DE RESIDÊNCIA (DTR)

Os resultados da determinação da DTR utilizando o método de injeção do traçador salino estão apresentados nas Figuras 10 e 11, onde tem-se a variação da condutividade ao longo do tempo na saída do sistema UV, nas vazões de 7,2L/min e 0,7L/min, respectivamente.

Pôde-se perceber nos testes, que o volume da solução de NaCl, sua concentração e tempo de injeção tiveram influência bastante significativa nas curvas de resposta, o que pode em certos casos levar a interpretações erradas quanto ao tipo de regime hidráulico do sistema.

Os melhores resultados foram obtidos com injeções rápidas, volumes pequenos e solução saturada de NaCl. Para o reator e os tempos de residência estudados, recomenda-se a injeção de 1mL de solução saturada de NaCl. Os melhores valores para as escalas de sensibilidade do registrador (voltagem), bem como as velocidades do papel, variaram conforme as vazões de efluente estudadas. Os valores ótimos ficaram na faixa de 5mV a 20mV para o ajuste de sensibilidade e de 20cm/h a 60cm/min para a velocidade do papel.

Na Tabela 10, temos os valores médios do número de dispersão para o reator de desinfecção por UV para as faixas de vazão estudadas. A maioria dos valores de  $d$  ficou abaixo de 0,1 indicando que o comportamento do reator com relação ao regime de escoamento foi mais parecido com o reator pistonado ideal ("plug flow reactor", PFR) do que com o reator de mistura ideal ("continuous stirred tank reactor", CSTR).

**TABELA 10 - Números de Dispersão ( $d$ ) do Reator de Desinfecção**

( $V_{\text{útil}}=1,2\text{L}$ ; Potência UV<sub>nominal</sub>=15W)

Faixas de Vazão (L/min)	Número de dispersão ( $d$ )
0,3 - 1,0	0,082
1,0 - 2,0	0,043
3,0 - 5,0	0,024
5,0 - 8,0	0,015
8,0 - 10,0	0,010

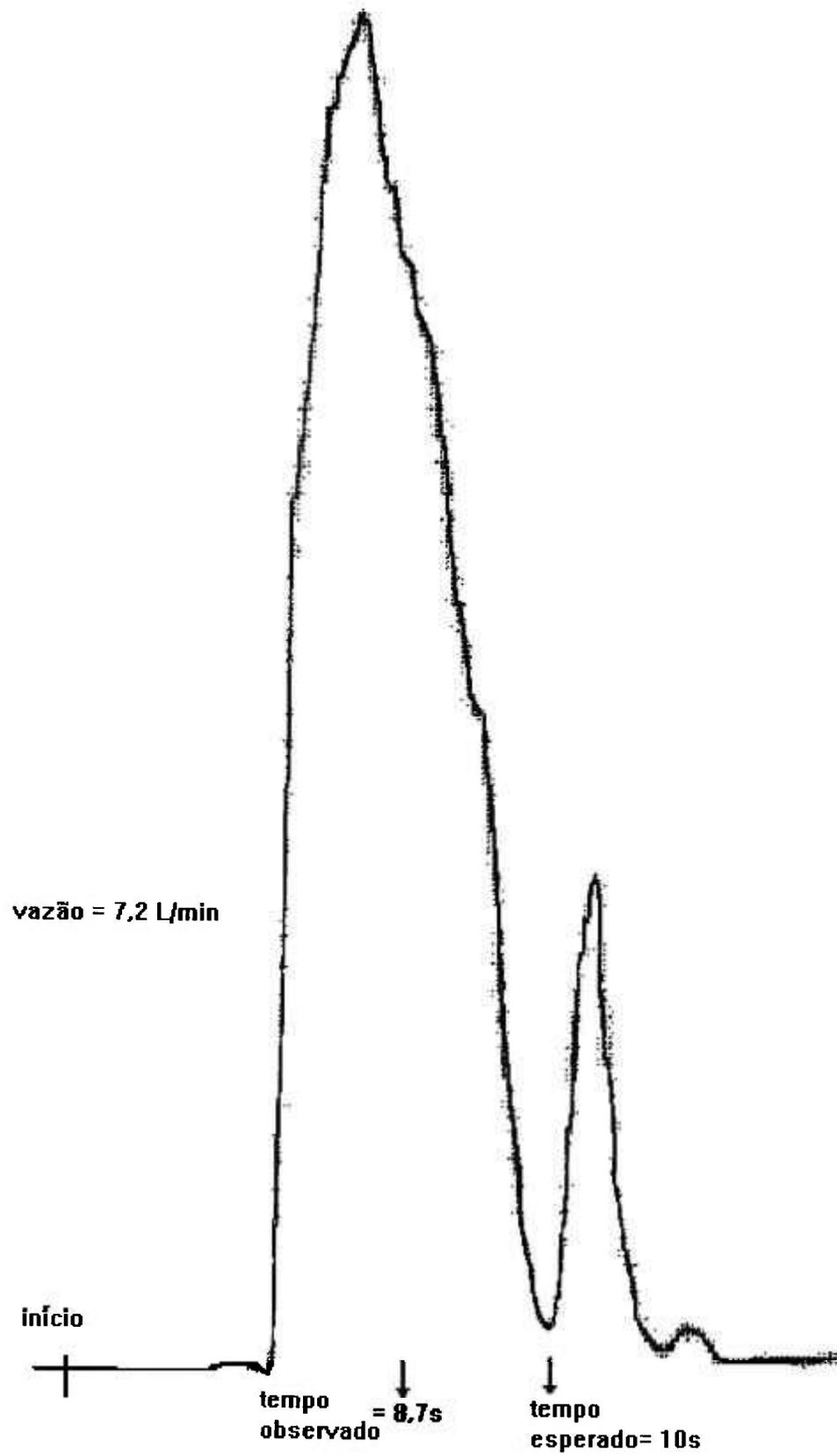
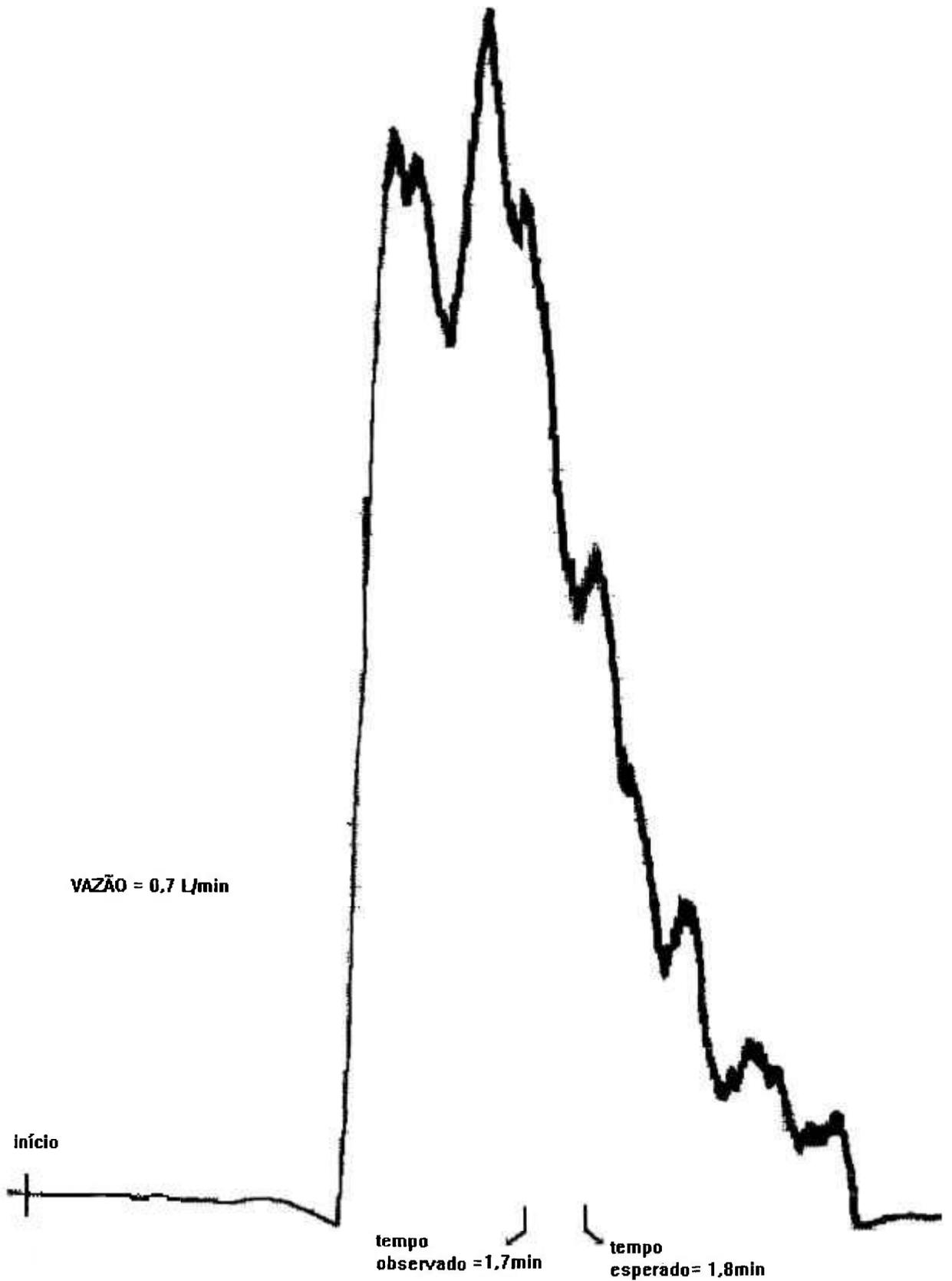


Figura 10 - Variação da Condutividade na Saída do Sistema UV  
Curva da DTR - ( Vazão = 7,2 L/min )



**Figura 11 - Variação da Condutividade na Saída do Sistema UV -  
Curva da DTR - (Vazão = 0,7 L/min )**

As curvas da DTR para o reator em questão mostraram diversos picos secundários que não são explicados por simples oscilações na condutividade de fundo da água corrente ou do equipamento em si. Tais oscilações podem indicar que existe um certo reciclo interno no fluxo do líquido no reator, isto é, porções do fluido que deveriam sair, retornam e se misturam com o líquido que está entrando.

Os dados obtidos a partir dos ensaios com traçador salino podem indicar que o reator de desinfecção testado neste trabalho comporta-se como um sistema composto de um reator pistonado ideal (PFR), seguido de um reator de mistura (CSTR), havendo, também, forte reciclo interno e um volume morto ( $V_d$ ), cujo modelo está apresentado na Figura 12.

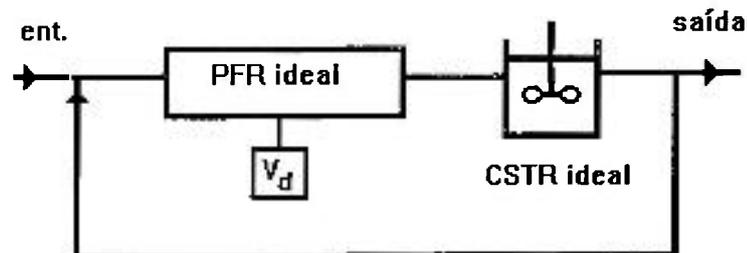


Figura 12 - Representação do Modelo de Escoamento Proposto para o Sistema UV

Esta configuração explica o aparecimento de um pico principal de traçador, seguido de picos múltiplos menores (Figura 11). Este comportamento varia conforme a vazão, predominando regime de mistura (subida abrupta e queda lenta da concentração de traçador) em valores baixos, e regime de PFR ideal em altas vazões, pico estreito e isolado de traçador, (Figura 10).

#### 4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS OBTIDOS

Na Tabela 11 tem-se o número de dados obtidos para os diferentes parâmetros microbiológicos e físico-químicos estudados na desinfecção por UV dos efluentes dos sistemas DAFA com lagoa aerada e DAFA.

Nesta Tabela também encontra-se o número de dados descartados para cada parâmetro em cada sistema. Para auxiliar a detecção de dados suspeitos estes foram ordenados e divididos em quartis (quatro faixas, cada uma contendo 25% dos dados), determinando uma faixa de variação que os valide. Para os dados microbiológicos de entrada e para os parâmetros físico-químicos, calcularam-se também as estatísticas básicas destes parâmetros, quais sejam: média ou mediana, moda e desvio padrão (Apêndice 1). Estes resultados encontram-se relacionados nas Tabelas 12 e 13. No caso dos parâmetros microbiológicos (NMP/100mL) aplicam-se os valores das medianas e modas. Isto porque a condição para a aplicação da média e do desvio padrão é a "normalidade" dos dados, ou seja, que os dados se adaptem melhor à curva normal. Pode-se visualizar pelas Figuras 13 a 18 onde estão colocados os valores das contagens previamente ordenados e agrupados em classes de frequência (%), juntamente com os mesmos valores após ter-se aplicado o logaritmo ( $\log_{10}$ ) e reagrupado em classes de frequência.

Pelas Figuras 13 a 18 percebe-se que o logaritmo normaliza a distribuição dos dados, e a maior parte destes passam a se concentrar em torno de um valor médio, enquanto uma menor porcentagem apresentam-se longe deste valor. Entretanto sabe-se que a média logarítmica pode não corresponder a nenhuma contagem realmente encontrada no efluente, pois as distribuições muitas vezes apresentam-se como bimodais, ou seja, apresentam dois valores de contagens mais frequentes.

Considerando a otimização de um sistema, para avaliar o tempo de residência necessário para atingir certo nível de remoção de um parâmetro microbiológico, seria mais seguro adotar o valor superior da moda para esse efluente, mesmo que boa parte do tempo esteja tratando um efluente com baixa carga de microorganismos indicadores.

**TABELA 11 - Análise Estatística para o Descarte de Dados Microbiológicos e Físico-Químicos na Desinfecção por UV dos Efluentes dos Sistemas DAFA+Lagoa Aerada e DAFA ( $V_{\text{útil}}=1,2L$ ; Potência UV<sub>nominal</sub>=15W)**

PARÂMETROS	Sistema DAFA+Lagoa		Sistema DAFA	
	Nº de dados obtidos	Nº de dados descartados	Nº de dados obtidos	Nº de dados descartados
coliformes totais	18	4	30	5
coliformes fecais	18	4	30	5
colifagos	17	5	30	0
DBO	18	6	8	0
DQO	18	2	8	0
SST	18	2	8	0
Temp. Ambiente	18	1	8	0
Temp. Efluente	18	2	8	0
pH	18	1	8	0
cor	18	0	8	0
turbidez	18	0	8	0

**TABELA 12 - Estatísticas Básicas dos Parâmetros Microbiológicos na Desinfecção por UV dos Efluentes dos Sistemas DAFA+Lagoa Aerada e DAFA ( $V_{\text{útil}}=1,2L$ ; Potência UV<sub>nominal</sub>=15W)**

PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS	Sistema DAFA+Lagoa		Sistema DAFA	
	Mediana	Moda	Mediana	Moda
coliformes totais	$8,0 \times 10^5$	$7,0 \times 10^6$	$9,0 \times 10^6$	$1,5 \times 10^7$
coliformes fecais	$2,0 \times 10^5$	$9,8 \times 10^4$	$4,0 \times 10^6$	$2,8 \times 10^6$
colifagos	$2,8 \times 10^4$	$3,2 \times 10^4$	$6,5 \times 10^4$	$7,8 \times 10^5$

**TABELA 13 - Estatísticas Básicas dos Parâmetros Físico-Químicos na Desinfecção por UV dos Efluentes dos Sistemas DAFA+Lagoa Aerada e DAFA**  
( $V_{\text{útil}}=1,2\text{L}$ ; Potência  $UV_{\text{nominal}}=15\text{W}$ )

PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	Sistema DAFA+Lagoa		Sistema DAFA	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
DBO (mg/L)	20	10	80	12
DQO (mg/L)	65	31	160	23
SST (mg/L)	20	10	80	92
pH*	7,2	0,3	6,7	0,1
cor (mg/L)	4	2	35	16
turbidez (NTU)	10	4	27	9
Temp. Ambiente (°C)	20	2	21	2
Temp. Efluente (°C)	18	2	19	2

\*média geométrica

#### 4.5 CORRELAÇÃO DOS DADOS

Após a análise estatística, os valores das remoções em unidades logarítmicas listados nas Tabelas 2 a 7, para coliformes totais, coliformes fecais e colifagos, foram correlacionados com os respectivos tempos de residência hidráulico. O objetivo era testar se havia alguma relação matemática simples entre os dados de remoção e o tempo de residência.

Pesquisou-se, empiricamente, uma equação simples que melhor descrevesse os dados dos dois tipos de experimentos. A equação encontrada foi:

$$N = N_0 a t^b e^{ct} \quad (21)$$

onde:  $N_0, N$  = nº de microorganismos inicial e final; respectivamente (NMP/100mL);

$t$  = tempo de residência hidráulico (s);

$a, b$  e  $c$  = parâmetros da equação.

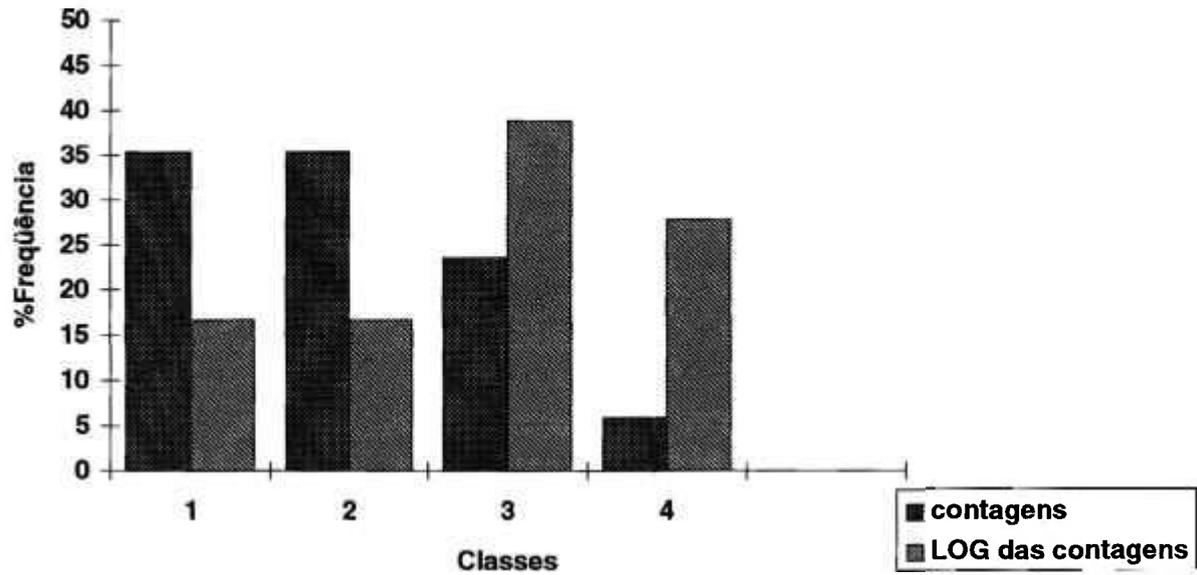


Figura 13 - Contagens de Coliformes Totais e  $\text{Log}_{10}$  das Contagens Agrupadas em Classes de Frequência (Efluente DAFA+Lagoa Aerada)

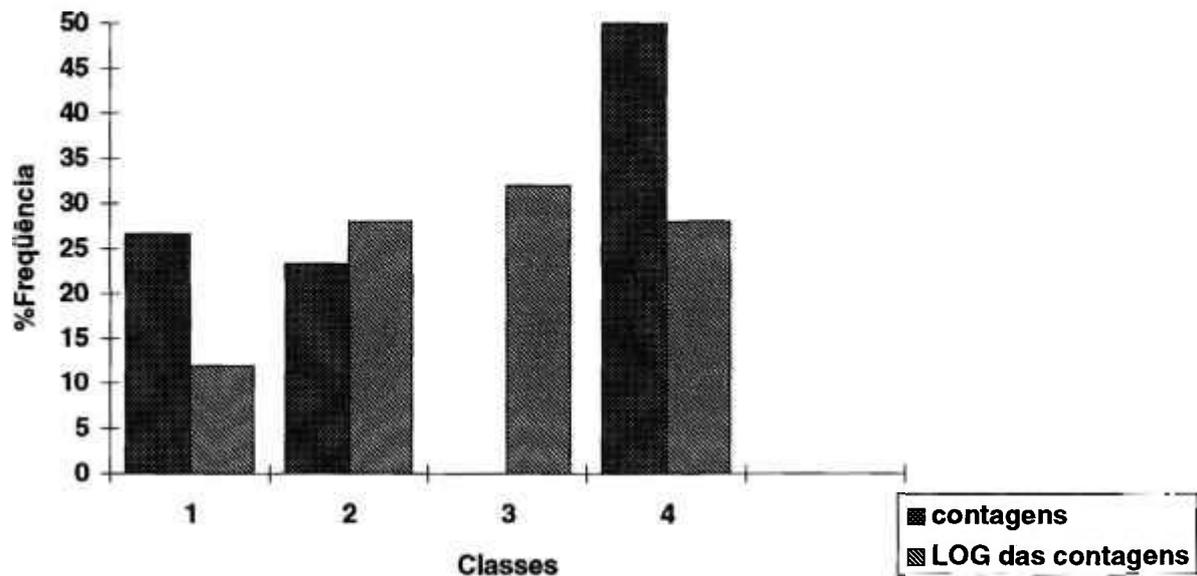


Figura 14 - Contagens de Coliformes Totais e  $\text{Log}_{10}$  das Contagens Agrupadas em Classes de Frequência (Efluente DAFA)

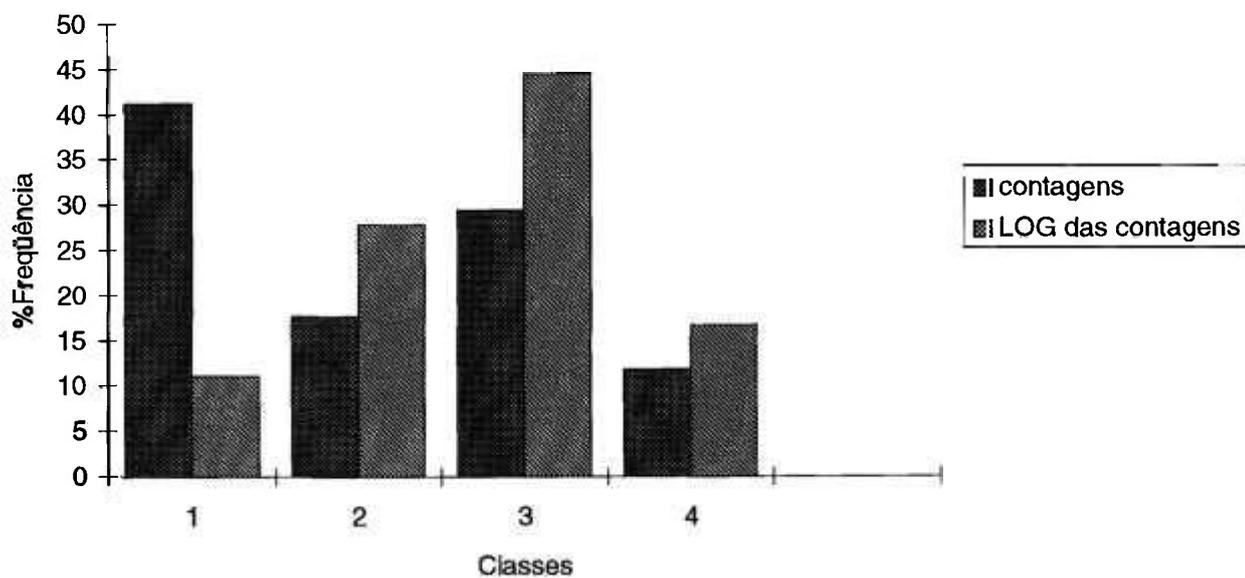


Figura 15 - Contagens de Coliformes Fecais e  $\text{Log}_{10}$  das Contagens Agrupadas em Classes de Frequência (Efluente DAFA+Lagoa Aerada)

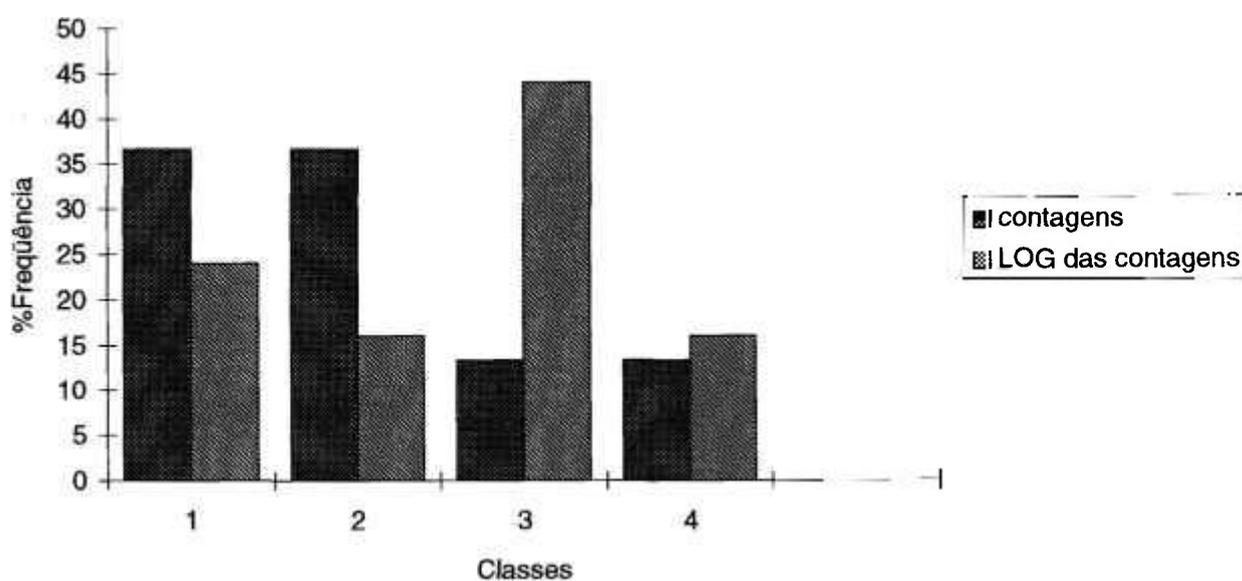


Figura 16 - Contagens de Coliformes Fecais e  $\text{Log}_{10}$  das Contagens Agrupadas em Classes de Frequência (Efluente DAFA)

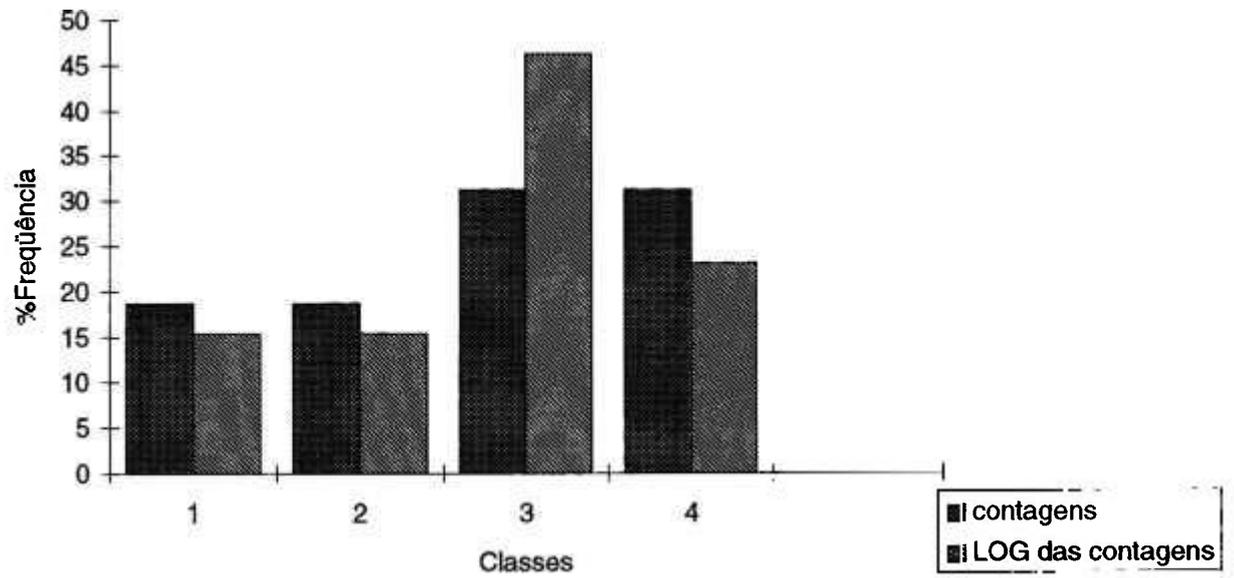
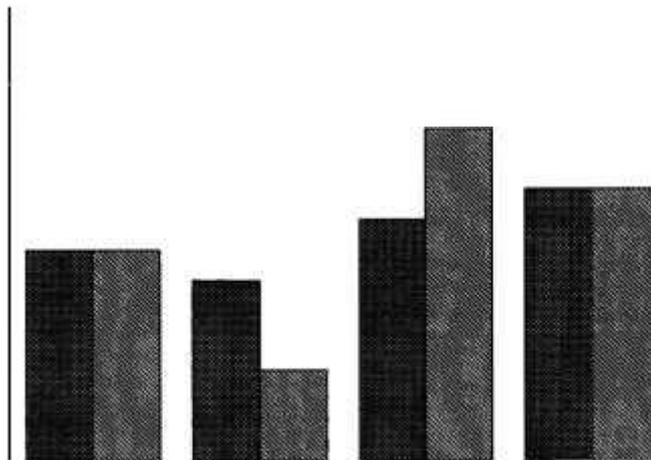


Figura 17 - Contagens de Colifagos e  $\text{Log}_{10}$  das Contagens Agrupadas em Classes de Freqüência (Efluente DAFA+Lagoa Aerada)



Na Tabela 14 tem-se os valores dos coeficientes da equação para cada parâmetro microbiológico, bem como os coeficientes de correlação linear obtidos.

TABELA 14 - Constantes  $a$ ,  $b$ ,  $c$  e Coeficiente de Correlação Linear ( $r^2$ ) no Ajuste dos Dados de  $t$ ,  $N_0$  e  $N$  à Equação 21

( $Q = 2$  a  $5$  L/min;  $d_{\text{médio}} = 0,03$ ;  $V_{\text{útil reator}} = 1,2$  L; Pot. UV<sub>nominal</sub> = 15W)

Efluente	Indicador	Parâmetros			
		$a$	$b$	$c$	$r^2$
DAFA +	Coliformes totais	0,07	4,52	0,11	0,84
	Coliformes fecais	0,37	4,39	0,09	0,82
	Colifagos	0,95	4,01	0,10	0,80
Lagoa	Coliformes totais	4,12	2,79	0,06	0,58
	Coliformes fecais	$2,0 \times 10^{-8}$	14,46	0,75	0,91
	Colifagos	$2,0 \times 10^{-6}$	10,12	0,35	0,84

Os coeficientes de correlação linear obtidos ( $r^2$ ) foram em média de 0,80, o que é considerado bom tendo em vista o pequeno conjunto de dados (18 para o efluente do DAFA+lagoa aerada e 30 para o efluente do DAFA).

Também procurou-se correlacionar os dados à equação proposta por Scheible<sup>[58]</sup> (equação 8), com algumas modificações. Após transformações descritas no Apêndice 2, a equação pode ser escrita:

$$t = \frac{d}{k} \ln^2 \frac{N_0}{N} + \frac{1}{k} \ln \frac{N_0}{N} \quad (22)$$

onde:  $d$  = número de dispersão do sistema

$k$  = constante de inativação f(tipo de microorganismo,  $l_{\text{méd.}}$ )

Por meio de regressão linear, utilizando-se os valores de  $d$  obtidos dos ensaios com traçador salino junto com os valores das remoções logarítmicas das Tabelas 2 a 7, obteve-se os resultados mostrados na Tabela 15 para as constantes de inativação ( $k$ ) e para o coeficiente de correlação linear ( $r^2$ ).

Como não foi possível obter o valor de  $d$  para cada experimento, e como o mesmo não variou tanto para a faixa de vazões de 2 a 5L/min, utilizou-se o valor médio de  $d$  da Tabela 10 para essa faixa de vazões.

**TABELA 15 - Constante de Inativação ( $k$ ) e Coeficiente de Correlação Linear ( $r^2$ ) no Ajuste dos Dados de  $t$ ,  $N_0$  e  $N$  à Equação 22**  
( $Q= 2$  a  $5\text{L/min}$ ;  $d_{\text{médio}}=0,03$ ;  $V_{\text{útil}}\text{reator}=1,2\text{L}$ ;  $\text{Pot. UV}_{\text{nominal}} = 15\text{W}$  )

Efluente	Indicador	Parâmetros	
		$k(\text{s}^{-1})$	$r^2$
DAFA + Lagoa	Coliformes totais	0,35	0,5
	Coliformes fecais	0,15	0,5
	Colifagos	0,12	0,4
DAFA	Coliformes totais	0,03	0,6
	Coliformes fecais	0,042	0,6
	Colifagos	0,11	0,7

As constantes de inativação obtidas para os indicadores medidos no efluente do sistema DAFA+lagoa aerada foram em média maiores que aquelas obtidas para o efluente do DAFA, como mostra a Tabela 15. Dessa forma, a desinfecção do efluente do sistema DAFA+lagoa aerada é mais fácil, ou seja, os microorganismos indicadores estão bem mais sensíveis à ação da radiação UV na saída desse sistema do que na saída do sistema DAFA.

#### 4.6 COMPARAÇÃO ENTRE OS SISTEMAS DE DESINFECÇÃO POR UV E POR CLORAÇÃO

A comparação entre a cloração e a radiação UV na desinfecção aparentemente é simples. Basicamente, bastam estar definidas as condições de concentração de desinfetante, tempo de contato e as características hidráulicas do reator para que se possam comparar as experiências. Na prática, entretanto, existem muitas restrições que impedem as comparações diretas, como por exemplo os métodos de análise dos parâmetros e as características físico-químicas e microbiológicas muito distintas dos diversos tipos de efluentes. Os métodos de aplicação e determinação dos desinfetantes, bem como o método de operação dos sistemas, também tem influência marcante nos resultados das eficiências de desinfecção.

Ao comparar os resultados, observa-se primeiramente, que os tempos de residência hidráulicos para os sistemas de desinfecção por radiação UV são bem menores do que aqueles utilizados na cloração. A maioria dos ensaios são realizados no laboratório, em batelada. Observa-se que em poucos trabalhos utilizou-se ensaios em escala piloto, com efluentes reais comparando, ao mesmo tempo, os diversos tipos de desinfetantes. Além disso, em poucos trabalhos dá-se a atenção devida ao comportamento hidráulico do sistema. As explicações para isso vão desde a falta de pessoal qualificado à carência de recursos financeiros para as pesquisas.

Primeiramente, para efeito de comparação, pode-se considerar a desinfecção por radiação UV com a cloração de efluentes de DAFA ou efluentes que tenham sofrido apenas tratamento primário (ou outro tipo de tratamento) de maneira que suas características físico-químicas e microbiológicas asemelhem-se com o efluente do DAFA utilizado nesta pesquisa.

Em segundo lugar, considera-se que a desinfecção por radiação UV do efluente do DAFA que sofreu pós-tratamento por lagoa aerada possa ser comparada com a desinfecção de efluentes que sofreram tratamento a nível secundário. Na literatura é comum a obtenção de dados de cloração de efluentes de sistemas de lodos ativados, com os quais o trabalho atual pode ser, de certa forma, comparado.

Pode-se, com base nestas observações citar alguns trabalhos sobre eficiência de cloração de efluentes para que se possa compará-los com a desinfecção por radiação UV.

#### 4.6 COMPARAÇÃO ENTRE OS SISTEMAS DE DESINFECÇÃO POR UV E POR CLORAÇÃO

A comparação entre a cloração e a radiação UV na desinfecção aparentemente é simples. Basicamente, bastam estar definidas as condições de concentração de desinfetante, tempo de contato e as características hidráulicas do reator para que se possam comparar as experiências. Na prática, entretanto, existem muitas restrições que impedem as comparações diretas, como por exemplo os métodos de análise dos parâmetros e as características físico-químicas e microbiológicas muito distintas dos diversos tipos de efluentes. Os métodos de aplicação e determinação dos desinfetantes, bem como o método de operação dos sistemas, também tem influência marcante nos resultados das eficiências de desinfecção.

Ao comparar os resultados, observa-se primeiramente, que os tempos de residência hidráulicos para os sistemas de desinfecção por radiação UV são bem menores do que aqueles utilizados na cloração. A maioria dos ensaios são realizados no laboratório, em batelada. Observa-se que em poucos trabalhos utilizou-se ensaios em escala piloto, com efluentes reais comparando, ao mesmo tempo, os diversos tipos de desinfetantes. Além disso, em poucos trabalhos dá-se a atenção devida ao comportamento hidráulico do sistema. As explicações para isso vão desde a falta de pessoal qualificado à carência de recursos financeiros para as pesquisas.

Primeiramente, para efeito de comparação, pode-se considerar a desinfecção por radiação UV com a cloração de efluentes de DAFA ou efluentes que tenham sofrido apenas tratamento primário (ou outro tipo de tratamento) de maneira que suas características físico-químicas e microbiológicas asemelhem-se com o efluente do DAFA utilizado nesta pesquisa.

Em segundo lugar, considera-se que a desinfecção por radiação UV do efluente do DAFA que sofreu pós-tratamento por lagoa aerada possa ser comparada com a desinfecção de efluentes que sofreram tratamento a nível secundário. Na literatura é comum a obtenção de dados de cloração de efluentes de sistemas de lodos ativados, com os quais o trabalho atual pode ser, de certa forma, comparado.

Pode-se, com base nestas observações citar alguns trabalhos sobre eficiência de cloração de efluentes para que se possa compará-los com a desinfecção por radiação UV.

Num experimento de laboratório, Lee e colaboradores<sup>[69]</sup> trabalharam com cloração de esgotos decantando-os em cone Imhoff, usando dosagem de 20mg/L e tempo de contato (ou de decantação) de 15min e obtiveram contagens finais de coliformes fecais sempre menores do que 240NMP/100mL. As concentrações finais de SSV (Sólidos em Suspensão Voláteis) foram de 40mg/L a 48mg/L para valores iniciais de 57mg/L a 107mg/L.

Segundo dados reunidos por Chambers<sup>[70]</sup> na desinfecção de esgotos que sofreram decantação primária (DBO=170mg/L e SST=70mg/L) com aplicação de uma dose de 10mg/L de cloro livre e 15min de tempo de contato, obteve-se remoção de 99,99% de coliformes fecais.

Kott<sup>[71]</sup>, utilizando efluente de filtro biológico (DBO=40mg/L a 60mg/L, concentrações iniciais de coliformes fecais de  $2,3 \times 10^7$  NMP/100mL) obteve concentrações de 20NMP/100mL pela adição de uma dosagem de 11mg/L de cloro livre com 30min de tempo de contato. Uma dosagem de 14mg/L de cloro não melhorou a eficiência de remoção de coliformes fecais para o mesmo efluente e o mesmo tempo de contato.

Num trabalho realizado por Gasi e colaboradores<sup>[72]</sup> com cloração de efluente bruto de DAFA (volume útil de 106L, 6 horas de tempo de residência hidráulico, DBO=47mg/L, DQO=95mg/L, SST=95mg/L, turbidez=53mg/L e cor=120mg/L) em ensaios de batelada, com 20min de tempo de contato e aplicação de dosagem de 10mg/L de cloro livre (solução de hipoclorito de sódio), obteve-se uma remoção de 100% de coliformes fecais (concentração inicial de  $1,7 \times 10^7$  NMP/100mL), 99,99% de coliformes totais (concentração inicial de  $8,0 \times 10^7$ ) e 91% de colifagos (inicial de 29850 UFP/100mL).

Em outro estudo, Gasi e colaboradores<sup>[73]</sup> utilizando efluente do DAFA (o mesmo DAFA utilizado no presente trabalho) em escala piloto (volume útil de 120m<sup>3</sup>, 6 horas de tempo de residência hidráulico, DBO=80mg/L, DQO=120mg/L, SST=60mg/L, turbidez=40mg/L e cor=20mg/L) conseguiram reduções de 99,9999% de coliformes fecais (concentração inicial de  $3,3 \times 10^6$  NMP/100mL), 99,99% de coliformes totais (concentração inicial de  $1,3 \times 10^7$ ) e 97% de colifagos (inicial de  $1,1 \times 10^5$  UFP/100mL). O reator de desinfecção era composto de 6 câmaras de contato, resultando num tempo de residência hidráulico de 20min e dosagem de 15mg/L de cloro livre (solução de hipoclorito de sódio).

No presente trabalho de desinfecção por radiação UV do efluente diretamente do DAFA (para valores médios no efluente de DBO= 80mg/L, DQO= 160mg/L, SST= 80mg/L, turbidez= 27mg/L e cor= 35mg/L), para tempos de residência hidráulicos de 30 segundos obteve-se remoção de 99,99% de coliformes

No presente trabalho, a desinfecção do efluente do sistema DAFA seguido do pós-tratamento por lagoa aerada (apresentando características físico-químicas médias de DBO=20mg/L, DQO=65mg/L, SST=20mg/L, turbidez=10mg/L e cor=4mg/L ) apresentou eficiências de remoção de coliformes totais de 99,9% ( $M_d=8,0 \times 10^5$  NMP/100mL e concentração final de 800NMP/100mL), 99,99% de coliformes fecais ( $M_d=2,0 \times 10^5$  NMP/100mL, logo, concentração final de 20NMP/100mL) e remoção de 99,99% para colifagos ( $M_d=2,8 \times 10^4$  UFP/100mL).

Na Tabela 16 tem-se um resumo dos resultados de tempos de residência hidráulico para a desinfecção dos efluentes dos sistemas DAFA e DAFA com pós-tratamento por lagoa aerada.

Como já mencionado, calcularam-se os valores dos tempos de residência hidráulico para o sistema UV, utilizando-se a equação 21, considerando os valores das medianas dos parâmetros microbiológicos (coliformes totais, coliformes fecais e colifagos) apresentados na Tabela 12, como sendo o número de microorganismos inicial ( $N_0$ ).

**TABELA 16 - Tempos de Residência Hidráulico (s) para Remoção de 3 e 4un.log. nos Efluentes dos Sistemas DAFA e DAFA + Lagoa aerada por Radiação UV**

( $Q=2$  a  $5$  L/min;  $d_{\text{médio}}=0,03$ ;  $V_{\text{útil}}^{\text{reator}}=1,2$  L;  $\text{Pot. UV}_{\text{nominal}}=15$  W )

Efluente	Coliformes Totais		Coliformes Fecais		Colifagos	
	3 un.log.	4 un.log.	3 un.log.	4 un.log.	3 un.log.	4 un.log.
DAFA + Lagoa	10,9	22,5	6,9	13,4	6,7	14,5
DAFA	8,5	30,5	8,6	29,3	10,2	15,3

No caso do efluente do sistema DAFA+lagoa aerada considerou-se que a remoção de 3 un. log. (99,9%), permite obter um efluente que atenda o padrão para os valores desses parâmetros. Segundo a legislação vigente para corpos d'água classe 2 (utilizados para recreação de contato primário e irrigação de lavouras), permite-se no máximo 1000 contagens de coliformes fecais, considerando a diluição proporcionada pelo corpo receptor. Sendo assim, para o caso do efluente do DAFA sem pós-tratamento, a remoção adotada para atender a legislação foi de 4 un. log.

diâmetro), obtendo um mínimo de 23NMP/100mL de coliformes fecais no efluente final.

No presente trabalho, a desinfecção do efluente do sistema DAFA seguido do pós-tratamento por lagoa aerada (apresentando características físico-químicas médias de DBO=20mg/L, DQO=65mg/L, SST=20mg/L, turbidez=10mg/L e cor=4mg/L) apresentou eficiências de remoção de coliformes totais de 99,9% ( $Md=8,0 \times 10^5$  NMP/100mL e concentração final de 800NMP/100mL), 99,99% de coliformes fecais ( $Md=2,0 \times 10^5$  NMP/100mL, logo, concentração final de 20NMP/100mL) e remoção de 99,99% para colifagos ( $Md=2,8 \times 10^4$  UFP/100mL).

Na Tabela 16 tem-se um resumo dos resultados de tempos de residência hidráulico para a desinfecção dos efluentes dos sistemas DAFA e DAFA com pós-tratamento por lagoa aerada.

Como já mencionado, calcularam-se os valores dos tempos de residência hidráulico para o sistema UV, utilizando-se a equação 21, considerando os valores das medianas dos parâmetros microbiológicos (coliformes totais, coliformes fecais e colifagos) apresentados na Tabela 12, como sendo o número de microorganismos inicial ( $N_0$ ).

**TABELA 16 - Tempos de Residência Hidráulico (s) para Remoção de 3 e 4un.log. nos Efluentes dos Sistemas DAFA e DAFA + Lagoa aerada por Radiação UV**

( $Q=2$  a 5L/min;  $d_{\text{médio}}=0,03$ ;  $V_{\text{útil reator}}=1,2$ L;  $\text{Pot. UV}_{\text{nominal}}=15$ W)

Efluente	Coliformes Totais		Coliformes Fecais		Colifagos	
	3 un.log.	4 un.log.	3 un.log.	4 un.log.	3 un.log.	4 un.log.
DAFA + Lagoa	10,9	22,5	6,9	13,4	6,7	14,5
DAFA	8,5	30,5	8,6	29,3	10,2	15,3

No caso do efluente do sistema DAFA+lagoa aerada considerou-se que a remoção de 3 un. log. (99,9%), permite obter um efluente que atenda o padrão para os valores desses parâmetros. Segundo a legislação vigente para corpos d'água classe 2 (utilizados para recreação de contato primário e irrigação de lavouras), permite-se no máximo 1000 contagens de coliformes fecais, considerando a diluição proporcionada pelo corpo receptor. Sendo assim, para o caso do efluente

## CAPÍTULO 5

### CONCLUSÕES

1. Para tempos de residência médios de 7 segundos e efluente do sistema DAFA+lagoa aerada, utilizando-se uma lâmpada UV de 15W e  $V_{\text{útil}}=1,2L$ , obteve-se reduções médias de 99,99% em coliformes fecais, 99,99% em coliformes totais e 99,99% em colifagos, com um consumo energético médio de  $0,25\text{kWh/m}^3$ .

2. Para tempos de residência médios de 30 segundos, com a mesma lâmpada e efluente bruto do DAFA, foram obtidas reduções médias de 99,9% em coliformes totais, 99,99% em coliformes fecais e 99,99% em colifagos. O consumo energético médio envolvido foi de  $1,25\text{ kWh/m}^3$ .

3. Obteve-se correlações significativas entre o tempo de residência do efluente no reator UV e o números de coliformes totais e fecais como também de colifagos.

4. Do ponto de vista da desinfecção de efluentes, o sistema com UV atingiu plenamente os objetivos. Os efluentes provenientes da digestão anaeróbia contendo concentrações altas de sólidos e matéria orgânica, e aqueles que sofreram digestão anaeróbia e pós-tratamento, tendo, portanto, baixa concentração de sólidos, foram desinfetados eficientemente, seja em termos de indicador de microorganismos patogênicos (coliformes fecais) como do indicador de vírus (colifagos). No caso do indicador de vírus (colifagos) deve-se ressaltar os ótimos resultados obtidos em comparação com a cloração<sup>[72, 73]</sup>.

Recomenda-se finalmente um estudo mais aprofundado levando-se em consideração os efeitos de dose UV, através de actinometria, da influência da fotorreativação e da quantidade de sólidos em suspensão no efluente.

## APÊNDICE 1

### DEFINIÇÕES DOS PARÂMETROS ESTATÍSTICOS<sup>[74]</sup>

#### MÉDIA ( $\bar{x}$ )

$$\bar{x} = \frac{\sum xi \cdot fi}{\sum fi}$$

onde:  $\bar{x}$  = média amostral

$xi$  = média da classe amostral

$fi$  = frequência da classe amostral

#### MEDIANA ( $Md$ )

$$Md = L + \frac{(N/2 - f_{acum.}) \cdot h}{f}$$

onde:  $L$  = limite inferior da classe que contém a média

$f_{acum.}$  = frequência acumulada da classe que contém a média

$h$  = amplitude da classe

$N$  = somatória de  $fi$

$f$  = frequência do intervalo que contém a média

**MODA ( $M_o$ )**

$$M_o = L + \frac{f_a}{f_a + f_p} \cdot h$$

onde:  $f_a$  = freqüência da classe anterior à que contém a média

$f_p$  = freqüência da classe posterior à que contém a média

**VARIÂNCIA ( $\sigma^2_x$ )**

$$\sigma^2_x = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}$$

onde:  $n$  = número de dados da amostra

**DESVIO PADRÃO ( $\sigma_x$ )**

$$\sigma_x = \sqrt{\sigma^2_x}$$

## APÊNDICE 2

### TRANSFORMAÇÃO DA EQUAÇÃO 8 NA EQUAÇÃO 22

Considerando a equação 20:

$$N = N_0 e^{\left\{ \left( \frac{ux}{2E} \right) \left[ 1 - \left( 1 + \left( \frac{4KE}{u^2} \right) \right)^{1/2} \right] \right\}} + N_p$$

Sendo  $N_p$  = número de microorganismos oclusos pelo material particulado, cujo valor em geral é bem menor que  $N$ , então,

$$N - N_p \cong N = N_0 e^{\left\{ \left( \frac{ux}{2E} \right) \left[ 1 - \left( 1 + \left( \frac{4KE}{u^2} \right) \right)^{1/2} \right] \right\}}$$

Temos que:

$$\frac{ux}{2E} = \frac{1}{2d}, \quad \frac{4KE}{u^2} = 4Kd \cdot t$$

logo,

$$N = N_0 e^{\left\{ \left( \frac{1}{2d} \right) \left[ 1 - \left( 1 + (4kdt) \right)^{1/2} \right] \right\}}$$

ou,

$$\frac{N}{N_0} = e^{\left[ \frac{1}{2d} \left( 1 - (1 + 4kdt)^{1/2} \right) \right]}$$

Aplicando Logaritmo de base  $e$ , e elevando ambos os membros da equação ao quadrado

$$\left( 1 - 2d \ln \frac{N}{N_0} \right)^2 = (1 + 4Kd \cdot t)$$

Desenvolvendo e isolando  $t$ :

$$t = \frac{1}{4Kd} \left( 1 - 4d \ln \frac{N}{N_0} + 4d^2 \ln^2 \frac{N}{N_0} - 1 \right)$$

ou:

$$t = \frac{d}{K} \ln^2 \left( \frac{N_0}{N} \right) + \frac{1}{K} \ln \left( \frac{N_0}{N} \right)$$

Que é a equação 22, ou seja um polinômio de segundo grau com termo independente nulo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ENOS, S.L., HAAS, N.C., RAKNESS, K.L. & SCHEIBLE, O.K. *EPA Design Manual - Disinfection of Wastewater*. Cincinnati, OH., U.S Env. Protection Agency, WERL lab., 1986 (EPA/ 625/1-86/021).
2. AZEVEDO NETTO, J.M. "A desinfecção. Princípios. Agentes Físicos e Químicos. A ação de desinfetantes. Fatores envolvidos. Equações". In: CETESB eds., *Desinfecção de Águas*. São Paulo, cap. 4., 1974.
3. BRANCO, S.M. As "Águas e os Microorganismos: Amebas, Bactérias e Vírus. Presença nas Águas Naturais, nas Águas Poluídas e nas Águas Residuárias". In: AZEVEDO NETTO, J.M. "Desinfecção de Águas." São Paulo, Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública, 1970.
4. KOLLER, L.R. "Ultraviolet Radiation". London, John Wiley & Sons Ed., 1952.
5. HESPANHOL, I. "Aspectos Técnicos e de Saúde Pública Relativos ao uso de Esgotos na Agricultura e Aquacultura". In: OMS. *Encontro Internacional Sobre Desenvolvimento da Década da Água, Lisboa, Portugal, 19-22 Abril, 1988*. Divisão de Saúde Ambiental Unidade de Abastecimento de Água e Saneamento, Genebra, Suíça, p. 44.
6. GELDREICH, E.E. "A Desinfecção. Princípios e Agentes Físicos e Químicos. Ação de Desinfetantes. Fatores Envolvidos. Equações". In: CETESB eds. *Desinfecção de Esgotos*. São Paulo, cap. 2, 1974.
7. CONDIE, L.W. "Toxicological Problems Associated with Chlorine Dioxide". *JAWWA*, 58(6):73-8, Jun., 1986

8. CHRISTMAN, R.R. "Chlorination of Aquatic Humic Substances". *U.S. Env. Prot. Agency pub.* (NTIS n<sup>o</sup>. 600/S2-81-016). Washington, D.C., 1981.
9. TUTHILL, R.N. & MOORE, G.S. "Drinking Water Chlorination: A Practice Unrelated to Cancer Mortality". *JAWWA*. 72 (10): 570-3, Oct., 1980.
10. DENNIS, J.M. "Infectious Hepatite Epidemic in Delhi India". *Am. Water Works Ass. J.*, 51(10): 1288-96, 1959.
11. ASTON, R.N. & SYNAN, J.F. "Chlorine Dioxide as a Bactericide In Waterworks Operation". *Journal New England Water Works Assoc.* 62:80-94, 1948.
12. STOVER, E.L. "Chlorine Vs Ozone at Marlborough, MT". In: "Disinfection and Mutagenic Activity Screening". *Water Chlorination Environmental Impacts and Health Effects*, 4(2). Jolley ed. Ann Arbor Scienc, Ann Arbor, Michigan, 1982.
13. CORTELYOU, J.R. "Effects of Ultraviolet Irradiation on Large Populations of Certain Water-Borne Bacteria in Motion". *Appl. Microbiol.*, 2: 269-76, 1954.
14. GATES, F.L. "A Study of the Bactericidal Action of Ultraviolet Light. II. The Effect of Various Environmental Factors and Conditions". *J. Gen. Physiol.*, 13, 249-55, 1929.
15. HARM, W. *Biological Effects of Ultraviolet Radiation*. England, Cambridge University Press, 1980.
16. LUCKIESCH, M., & HOLLADAY, L.L. "Disinfecting Water by Means of Germicidal Lamps". *General Electric Rev.* 47: 45-50, 1944.
17. KELNER, A. "Effects of Visible Light on the Recovery of *Streptomyces griseus* conida from Ultraviolet Irradiation Injury". *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 35, 73, 1949.
18. JAGGER, J.H. "Photoreactivation". *Bacteriol. Review*, 22: 99-112 1958.
19. SMITH, K.C. & HANAWALT, P.C. "Molecular Photobiology, Inactivation and Recovery". New York, NY, Academic Press, 1969.

20. HARRIS, G.D. "The Influence of Photoreactivation and Water Quality on Ultraviolet Disinfection of Secondary Municipal Wastewater". *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 59(8):781-7, 1987.
21. SCHEIBLE, O.K. "Development of a Rationally Based Design Protocol for the Ultraviolet Light Disinfection Process". In: WPCF. *58th Annual Conference, Kansas City, MO, 1985.* v. 3, p. 34.
22. WHITBY, G.E., PALMATEER, G., COOK, W.G., MAARSCHALKERWEERD, J., HUBER, D. & FLOOD K. "Ultraviolet Disinfection of Secondary Effluent". *Wat. Poll. Control Fed. J.*, 56(7): 879-84, 1984.
23. ZUKOVIS, G., KOLLAR, J., MONTEITH, H.D., HO, K.W.A. & ROSS, S.A. "Disinfection of Low-Quality Wastewaters by Ultraviolet Light Irradiation". *Wat. Poll. Control Fed. J.*, 58(3): 187-95, 1986.
24. DIZER, H. "Use of Ultraviolet Radiation for Inactivation of Bacteria and Coliphages in Pretreated Wastewater". *Wat. Res.*, 27(3): 397-403, 1993.
25. HO, L.W.A. & BOHM P. "UV Disinfection of Tertiary and Secondary Effluents". *J. Wat. Pollut. Res. Journal Canada*, 16: 33-9, 1981.
26. NEHM, P.H. "Operating Experience Disinfection Secondary Effluents with Pilot Scale Ultraviolet Units". In: USEPA. *Municipal Wastewater Disinfection Proceedings of Second National Symposium, Orlando, FL, 1983.* U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati OH, 1983 (EPA-600/9-83-009, NTIS No. PB83-263848).
27. NIEWSTAD, Th.J. "Hydraulic and Microbiological Characterization of Reactors for Ultraviolet Disinfection of Secondary Wastewater Effluents". *Wat. Res.* 25(7): 775-83, 1991.
28. THACKER, G. "Large-Scale UV Disinfection System Arrives in New Zealand". *Water Supply-WWI*, 5: 291-303, 1990.
29. KELLY, C.B. "Disinfection of Sea Water by Ultraviolet Radiation". *American Journal of Public Health* 51 (11): 521-17, 1961.

30. HUFF, C.B., SMITH, H.F., BORING, W.D. & CLARCK, N.A. "Study of Ultraviolet Disinfection of Water and Factors in Treatment Efficiency". *Public Health Report*, 80(8): 549-57, 1965.
31. HILL, W.F. Jr., HAMBLET F.E. & ANKIN, E.W. "Survival of Poliovirus in Flowing Turbid Seawater Treated with Ultraviolet Light". *Appl. Microbiol.*, 15: 533-6, 1967.
32. HAMBLET, F.E., HILL, W.F. Jr., ANKIN, E.W. & BENTON, W.H. "Oysters and Human Viruses: Effect of Seawater Turbidity on Poliovirus Uptake and Elimination". *American Journal of Epidemiology*, 89(5): 562-71, 1969.
33. ROEBER, J.A. & HOOT F.M. "Ultraviolet Disinfection of Activated Sludge Effluent Discharging to Shellfish Waters". Cincinnati, OH, U.S.EPA, 1975 (EPA-600/2-75-060, NTIS No. PB-249460).
34. OLIVER B.G. & CAREY J.H. "Ultraviolet Disinfection: An Alternative of Chlorination". *Wat. Poll. Control Fed. J.*, 48(11): 2619-27, 1976.
35. SINGER, M. & NASH N. "Ultraviolet Disinfection of a Step Aeration Effluent". In: WPCF. *Winter Meeting of the New York Water Pollution Control Association*, 1977. p. 479, 1978.
36. DREHWING, F.J., OLIVER, A.J., MACARTHUR, D.A. & MOFFA P.E. "Disinfection / Treatment of Combined Sewer Overflows, Syracuse, New York, 1978". (Report of Project Number S802400). Cincinnati, OH., U.S. Env. Protection Agency, 1978.
37. OLIVER B.G. & CAREY J.H. "A Scale-up Investigation of Ultraviolet Disinfection as an Alternative to Chlorination for Sewage Effluents". *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 53: 35-42, 1975.
38. SEVERIN, B.F. "Disinfection of Municipal Wastewater Effluents with Ultraviolet Light". *Wat. Poll. Control Fed. J.*, 52(7): 1117-27, 1980.
39. PETRASEK, A.C., Jr., Wolf, H.W., ELSMOND, S.E. & ANDREWS D.C. "Ultraviolet Disinfection of Municipal Wastewater Effluents". Cincinnati OH, U.S. Env. Prot. Agency pub., 1984 (EPA-600/2-80-102, NTIS No. PB81-111049).

40. JOHNSON, J.D. UV "Disinfection of Secondary Effluent". Progress in Wastewater Disinfection Technology, 1979. Cincinnati OH, U.S. Env. Protection Agency (EPA-600/9-79-018).
41. SCHEIBLE, O.K. & BASSEL C.D. "Ultraviolet Disinfection of a Secondary Wastewater Treatment Plant Effluent". Cincinnati, OH, U.S. Environmental Protection Agency pub., 1986 (EPA-600/2-81-152, NTIS No PB81-242125).
42. JOHNSON, J.D. & QUALLS R.G. "Ultraviolet Disinfection of a Secondary Effluent: Measurement of Dose and Effects of Filtration". Cincinnati OH, U.S. Env. Protection Agency pub., 1984 (NTIS n<sup>o</sup> PB85-114023).
43. QUALLS, R.G. & JOHNSON J.D. "The Role of Suspended Solids in Ultraviolet Disinfection". *Wat. Poll. Control Fed. J.*, 55(10): 325-30, 1983.
44. SEVERIN, B.F., SUIDAN, M.T. & ENGLEBRECHT, R.S. "Kinetic Modelling of UV Disinfection of Water". *Wat. Res.* 17: 1669-78 1983.
45. SEVERIN, B.F., SUIDAN, M.T., RITTMANN, B.E. & ENGLEBRECHT, R.S. "Inactivation Kinetics in a Flow-Trough UV Reactor". *Wat. Poll. Control Fed. J.*, 56(2):1245-53, 1984.
46. THAMPI, M.V. & SORBER, C.A. *Wat. Res.* 21: 765-71, 1987.
47. SEVERIN, B.F., SUIDAN, M.T. & ENGLEBRECHT, R.S. "Mixing Effects in UV Disinfection". *Wat. Poll. Control Fed. J.*, 56(7): 1524-31, 1984.
48. QUALLS, R.G. & JOHNSON J.D. "Bioassay and Dose Measurement in Ultraviolet Disinfection". *Appl. and Environ. Microbiol.*, 45:872-4 1982.
49. HAAS, C.N. & SAKELLAROPOULOS G.P. "Rational Analysis of UV Disinfection Reactors". In: *ASCE National Conference of Environmental Engineers, San Francisco, CA, 1979.*
50. SCHEIBLE, O.K., BINKOWSKI, G. & MILLIGAN, T.J. "Full Scale Evaluation of UV Disinfection of a Secondary Effluent". In: USEPA. *Proceedings of National Symposium on Progress in Wastewater Disinfection Cincinnati OH, 1978.* p. 437, 1978 (EPA-600/7-79-018).

51. VENOSA A.D. 'Current State-of-the-Art of Wastewater Disinfection'. *Wat. Poll. Control Fed. J.*, 55(5): 519-25, 1983.
52. WHITE, S.C. JERNIGAN, E.B. & VENOSA A.D. "A Study of Operational Ultraviolet Disinfection Equipment at Secondary Treatment Plants". In: *WPCF. 58th Annual Conference, Kansas City, MO, 1985. v.2 p. 113.*, 1986.
53. LEGAN, R.W. "UV Disinfection Chambers". *W&SW Refence Number* - 1980.
54. HILL, W.F. Jr., HAMBLET F.E. & BENTON, W.H. "Inactivation of Poliovirus Type 1 by the Kelly-Purdy Ultraviolet Seawater Treatment Unit". *Appl. Microbiol.*, 17(1): 1-6, 1969.
55. SAMPAIO, A.O. "Desinfecção de Esgotos Sanitários com Radiação Ultravioleta". São Carlos, 1985. (Dissertação de mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo).
56. DANIEL, L.A., & CAMPOS, J.R. "Radiação Ultravioleta é alternativa viável para desinfecção de efluentes de sistemas tratamento aeróbio e anaeróbio no Brasil". *Revista Bio*, 3: 77-84, 1994.
57. QUALLS, R.G., DORFMAN M.H., & JOHNSON J.D. "Evaluation of the Efficiency of Ultraviolet Disinfection Systems". *Wat. Res.* 23(3):317-25, 1989.
58. SCHEIBLE, O.K., KREFT, P. & VENOSA A.D. "Demonstration of Process Design and Evaluation Procedures for Ultraviolet Disinfection. Summary report Cincinnati, OH". *U.S. Environmental Protection Agency*, 1985 (WERL, Contract No. 68-03-1821).
59. DANIEL, L.A. "Desinfecção de Esgotos com Radiação Ultravioleta: Fotorreativação e Obtenção de Parâmetros Cinéticos". São Carlos: SHS-EESC, Junho, 1993. 169 p. (Tese de Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1993.
60. QUALLS, R.G. & JOHNSON J.D. "Modelling an Efficiency of Ultraviolet Disinfection. Systems". *Wat. Res.* 19:1039-46, 1985.

61. SEVERIN, B.F., SUIDAN, M.T. & ENGLEBRECHT, R.S. "Effects of Temperature on Ultraviolet Disinfection". *Environ. Sci. Tech.*, 17: 717-21, 1983.
62. BITTON, G. "Effect of Several Clay Minerals and Humic Acid on Survival of *Klebsiella aerogenes* Exposed to Ultraviolet Radiation". *Appl. Microbiol.*, 23: 870-4, 1972.
63. GALASSO, G.J., & SHARP, D.G. "Effect of Particle Aggregation on the Survival of Irradiated Vaccina Virus". *Journal of Bacteriology*, 90: 1138-42, 1965.
64. SCHEIBLE, O.K. "Pilot Studies of UV Disinfection at Several Wastewater Treatment Plants. Summary report. Cincinnati, OH". *U.S. Environmental Protection Agency*, 1986 (WERL, Cooperative Agreement CR 808978).
65. YIP, R.W. & KONASEWICH, D.E. "Ultraviolet Sterilization of Water-its Potencial and Limitations". *Wat. Poll. Control (Canada)*, 110: 6-11, 1972.
66. CHANG, J.C.H. "UV inactivation of Patogenic and Indicator Microorganisms". *Appl. Env. Microbiol.* 49: 1361-65, 1985.
67. RICE, E.W. & HOFF J.C. "Inactivation of Giardia Lamblia cystis by ultraviolet radiation". *Appl. and Environ. Microbiol.*, 42:542-7, 1981.
68. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. "Standard methods for the examination of water and wastewater". Washington, D.C., 14th ed., p. 892, *American Public Health Association*, 1975.
69. LEE, W.C. & WALLER, D.H. Proceedings of the National Speciality Conference on Disinfection. ASCE. July, 8-10, 1970
70. CHAMBERS, C.W. "Clorination for Control of Bacteria and Viruses in Treatment Plant Effluents". *JWPCF*, 43(2):228-41, 1968.
71. KOTT, Y. "Bacteriophages as Viral Pollution Indicator. *Water Research*, v. 8: 165, 1974.

72. GASI, T.M.T.; VIEIRA, S.M.M.; PACHECO, C.E.M. Resultados Preliminares de Cloração de Efluente de Digestor Anaeróbico de Fluxo Ascendente Tratando Esgotos Domésticos. In: 14 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Set. 1987, São Paulo, Brasil.
73. GASI, T.M.T.; PACHECO, C.E.M.; AMARAL, L.A.V.; VIEIRA, S.M.M. Removal of Pathogenic Microorganisms from UASB Reactor Effluent by Chlorination. Poster-Papers 5th Intern. Symposium on Anaerobic Digestion. Bologna, Italy, 22-26 May, 1988.
74. MORETTIN, P.A. & BUSSAB, W.O. "Métodos Quantitativos para Economistas e Administradores - Estatística Básica". Editora Atual, 1984.