

**Alex Moura de Souza Aguiar**

**AVALIAÇÃO DO EMPREGO DA RADIAÇÃO  
ULTRAVIOLETA NA DESINFECÇÃO DE  
ÁGUAS COM COR E TURBIDEZ MODERADAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de Concentração: .... Saneamento

Orientador: ..... Prof. Marcelo Libânio

Belo Horizonte  
Escola de Engenharia da UFMG  
Maio de 2000

Dissertação apresentada, em 26 de maio de 2000, à banca examinadora constituída pelos professores:

---

Professor Marcelo Libânio, Doutor, UFMG - Orientador

---

Professor Carlos Augusto de L. Chernicharo, Ph.D., UFMG - Examinador

---

Professor Léo Heller, Doutor, UFMG - Examinador

---

Professor Willer Hudson Pós, Doutor, UFMG - Examinador

---

Professor Luiz Antônio Daniel , Doutor, EESC/USP - Examinador

À Rosa e Vitor, cujo apoio e paciência inesgotáveis me permitiram conduzir com tranquilidade este trabalho. À minha mãe, motivo de eterna admiração por seu exemplo de luta.

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram com este trabalho, em especial à amiga Maria Berenice C. M. Vieira pelo apoio na microbiologia, à Ludimila, Patrícia e Rodrigo, pelo auxílio nos ensaios, Alexandra e Toninho, parceiros em todo o trabalho.

Ao professor Marcelo Libânio, pelo incentivo e apoio continuados e, mais que tudo, pela maneira fraternal com a qual soube amenizar as dificuldades no decorrer deste trabalho.

Ao CNPq, FINEP e PROSAB/Edital 2 agradeço pelo financiamento do trabalho. À FAPEMIG, pela bolsa de mestrado concedida.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	<b>10</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>11</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>12</b>
1.1 APRESENTAÇÃO .....	13
1.2 JUSTIFICATIVA DO TRABALHO .....	14
1.3 OBJETIVOS .....	15
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>19</b>
2.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS .....	20
2.2 PROCESSOS E MECANISMOS DA DESINFECÇÃO .....	21
2.3 A DESINFECÇÃO COM RADIAÇÃO UV .....	23
2.3.1 A Radiação UV .....	23
2.3.2 Fontes de Radiação UV .....	24
2.3.3 Mecanismo de Desinfecção da Radiação UV .....	26
2.3.4 Aspectos Cinéticos da Desinfecção.....	29
2.3.5 Cinética da Desinfecção com radiação UV .....	31
2.3.6 Subprodutos da Desinfecção com radiação UV .....	36
<b>3 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>37</b>
3.1 DESCRIÇÃO GERAL .....	38
3.2 MATERIAIS E EQUIPAMENTOS.....	41
3.2.1 Reator de UV .....	41
3.2.2 Sistema Gerador de Ozônio.....	44
3.2.3 Equipamentos Principais .....	46
3.2.4 Materiais Diversos .....	46
3.3 METODOLOGIAS.....	48
3.3.1 Preparação da Água Sintética e Coleta da Água Natural.....	48
3.3.2 Elaboração da Curva de Crescimento da <i>E. coli</i> .....	50
3.3.3 Determinação da Dose de Radiação UV através da Actinometria .....	56
3.3.3.1 Preparo da Solução Actinométrica .....	59

3.3.3.2	Curvas de Calibração.....	60
3.3.3.3	Procedimentos dos Ensaios de Actinometria .....	63
3.3.4	Ensaios de Inativação .....	64
3.3.4.1	Sistema de UV .....	64
3.3.4.2	Sistema Conjugado UV + O <sub>3</sub> .....	68
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>70</b>
4.1	ANÁLISES DE EFICIÊNCIA DO SISTEMA.....	71
4.1.1	Etapa 1 – Inativação de <i>E. coli</i> .....	71
4.1.1.1	Resultados de Inativação Percentual .....	77
4.1.1.2	Resultados de Inativação em Unidades Logarítmicas .....	79
4.1.1.3	Carga Efluente Residual.....	87
4.1.1.4	Análise da Correlação entre Carga Afluente e Inativação.....	93
4.2	ESTUDO DA CINÉTICA DE INATIVAÇÃO .....	96
4.2.1	Ensaios com Água Natural .....	96
4.2.2	Ensaios com Água Sintética tipo II.....	99
4.3	ENSAIOS COM O SISTEMA CONJUGADO .....	101
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>103</b>
5.1	CONCLUSÕES .....	104
5.2	RECOMENDAÇÕES.....	106
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>107</b>



## ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1 – ESPECTRO ELETROMAGNÉTICO .....	24
FIGURA 2 – ESPECTRO EXPANDIDO DA RADIAÇÃO UV .....	24
FIGURA 3 – COMPONENTES DA LÂMPADA DE ARCO DE MERCÚRIO .....	25
FIGURA 4 – NUCLEOTÍDIOS FORMADORES DO DNA .....	27
FIGURA 5 – ESTRUTURA DA ETAPA EXPERIMENTAL .....	40
FIGURA 6 – FOTORREATOR DE UV E O <sub>3</sub> EM TUBO DE PVC 100 MM .....	42
FIGURA 7 – DIMENSÕES BÁSICAS DO FOTORREATOR.....	43
FIGURA 8 – SISTEMA GERADOR DE OZÔNIO E O FOTORREATOR DE UV .....	45
FIGURA 9 – ESQUEMA DA TÉCNICA DE INCORPORAÇÃO “POUR – PLATE” .....	52
FIGURA 10 – GRÁFICO DE CRESCIMENTO DA <i>E. COLI</i> .....	54
FIGURA 11 – REGRESSÃO UFC E ABSORBÂNCIA PARA <i>E. COLI</i> .....	54
FIGURA 12 – CURVA DE CRESCIMENTO EM 2 HORAS PARA A <i>E. COLI</i> .....	55
FIGURA 13 - CURVA DE CALIBRAÇÃO – $\alpha$ 510 NM X [Fe <sup>2+</sup> ] – MET. DANIEL & CAMPOS, 1993 .....	61
FIGURA 14 - CURVA DE CALIBRAÇÃO – $\alpha$ 510 NM X [Fe <sup>2+</sup> ] – MET. STANDARD METHODS, 18 <sup>a</sup> ED.....	62
FIGURA 15 - ESQUEMA DO REATOR COM OPERAÇÃO EM FLUXO CONTÍNUO.....	65
FIGURA 16 - 1 <sup>a</sup> ADAPTAÇÃO DO REATOR PARA OPERAÇÃO EM REGIME DE BATELADAS.....	66
FIGURA 17 - GRÁFICO DE FREQUÊNCIA DE INATIVAÇÃO (%) – FASE 2 – T = 1’ .....	80
FIGURA 18 – GRÁFICO DE FREQUÊNCIA DE INATIVAÇÃO (LOG) – FASE 1 – T = 5’ .....	82
FIGURA 19 - GRÁFICO DE FREQUÊNCIA DE INATIVAÇÃO (LOG) – FASE 2 – T = 1’ .....	83
FIGURA 20 - GRÁFICO DE FREQUÊNCIA DE INATIVAÇÃO (LOG) – FASE 2 – T = 3’ .....	85
FIGURA 21 - GRÁFICO DE FREQUÊNCIA DE INATIVAÇÃO (LOG) – FASE 2 – T = 5’ .....	86
FIGURA 22 – GRÁFICO DE FREQUÊNCIA NMP/100 ML EFLUENTE – FASE 1, T = 5’ .....	88
FIGURA 23 – GRÁFICO DE FREQUÊNCIA NMP/100 ML EFLUENTE – FASE 2, T = 1’ .....	89
FIGURA 24– GRÁFICO DE FREQUÊNCIA NMP/100 ML EFLUENTE – FASE 2, T = 3’ .....	90
FIGURA 25– GRÁFICO DE FREQUÊNCIA NMP/100 ML EFLUENTE – FASE 2, T = 5’ .....	91

## ÍNDICE DE TABELAS

TABELA 1 – POTENCIAL DE OXIDAÇÃO DE ALGUNS COMPOSTOS QUÍMICOS .....	21
TABELA 2 – COEFICIENTES DE LETALIDADE DA <i>E. COLI</i> A DESINFETANTES QUÍMICOS. 31	
TABELA 3 – CONSTANTES DE INATIVAÇÃO UV DE ALGUNS MICRORGANISMOS.....	33
TABELA 4 – DOSES MÍNIMAS DE UV RECOMENDADAS PARA DESINFECÇÃO .....	35
TABELA 5 – ADIÇÃO DE REAGENTES NA PREPARAÇÃO DA ÁGUA SINTÉTICA .....	48
TABELA 6 – CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA SINTÉTICA .....	49
TABELA 7 – CONCENTRAÇÕES DE ADIÇÃO DE ARGILA E ÁCIDOS HÚMICOS .....	49
TABELA 8 – CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS TIPO I E TIPO II.....	49
TABELA 9 – CURVA DE CRESCIMENTO DA <i>ESCHERICHIA COLI</i> .....	53
TABELA 10 – DOSE POR UNIDADE DE VOLUME : ENSAIO 1.....	63
TABELA 11 – DOSE POR UNIDADE DE VOLUME : ENSAIO 2.....	64
TABELA 12 – ENSAIOS DE DETERMINAÇÃO DA [O <sub>3</sub> ] NA FASE LÍQUIDA .....	69
TABELA 13 – FAIXAS DE [O <sub>3</sub> ] OBTIDAS .....	69
TABELA 14 – ENSAIOS DA 1 <sup>A</sup> ETAPA – FASE 1: ÁGUA TIPO 1; T = 5' .....	72
TABELA 15 – ENSAIOS DA 1 <sup>A</sup> ETAPA – FASE 2: ÁGUA TIPO 2; T = 1' .....	74
TABELA 16 - ENSAIOS DA 1 <sup>A</sup> ETAPA – FASE 2: ÁGUA TIPO 2; T = 3' .....	75
TABELA 17 - ENSAIOS DA 1 <sup>A</sup> ETAPA – FASE 2: ÁGUA TIPO 2; T = 3' .....	76
TABELA 18 – INATIVAÇÃO PERCENTUAL – FASE 1 – T = 5' .....	77
TABELA 19 – INATIVAÇÃO PERCENTUAL – FASE 2 – T = 1' .....	78
TABELA 20 – INATIVAÇÃO PERCENTUAL – FASE 2 – T = 3' .....	78
TABELA 21 – INATIVAÇÃO PERCENTUAL – FASE 2 – T = 5' .....	78
TABELA 22 - INATIVAÇÃO EM UNIDADES LOGARÍTMICAS – FASE 1 – T = 5' .....	81
TABELA 23 - INATIVAÇÃO EM UNIDADES LOGARÍTMICAS – FASE 2 – T = 1' .....	81
TABELA 24 - INATIVAÇÃO EM UNIDADES LOGARÍTMICAS – FASE 2 – T = 3' .....	84
TABELA 25 - INATIVAÇÃO EM UNIDADES LOGARÍTMICAS – FASE 2 – T = 5' .....	84
TABELA 26 – FREQUÊNCIA DE NMP/100 ML DO EFLUENTE TRATADO – FASE 1, T = 5' .....	88
TABELA 27 – FREQUÊNCIA DE NMP/100 ML DO EFLUENTE TRATADO – FASE 2, T = 1' .....	89
TABELA 28 – FREQUÊNCIA DE NMP/100 ML DO EFLUENTE TRATADO – FASE 2, T = 3' .....	90
TABELA 29 – FREQUÊNCIA DE NMP/100 ML DO EFLUENTE TRATADO – FASE 2, T = 5' .....	91
TABELA 30 – TURBIDEZ DA ÁGUA TIPO 2 FILTRADA EM MEMBRANA DE 3,0 µM .....	92

<b>TABELA 31 – CORRELAÇÃO CARGA AFLUENTE E INATIVAÇÃO (%) – FASE 1 – T =5’ ..</b>	<b>94</b>
<b>TABELA 32 – CORRELAÇÃO CARGA AFLUENTE E INATIVAÇÃO (%) – FASE 2 – T =1’ ..</b>	<b>94</b>
<b>TABELA 33 – CORRELAÇÃO CARGA AFLUENTE E INATIVAÇÃO (%) – FASE 2 – T =3’ ..</b>	<b>95</b>
<b>TABELA 34 – CORRELAÇÃO CARGA AFLUENTE E INATIVAÇÃO (%) – FASE 2 – T =5’ ..</b>	<b>95</b>
<b>TABELA 35 – RESULTADOS DE INATIVAÇÃO – ÁGUA NATURAL .....</b>	<b>97</b>
<b>TABELA 36 – DETERMINAÇÃO DA IRRADIAÇÃO MÉDIA.....</b>	<b>98</b>
<b>TABELA 37 – CONSTANTES DE INATIVAÇÃO – ENSAIOS COM ÁGUA NATURAL.....</b>	<b>99</b>
<b>TABELA 38 – DETERMINAÇÃO DA IRRADIAÇÃO MÉDIA.....</b>	<b>100</b>
<b>TABELA 39 – CONSTANTES DE INATIVAÇÃO – ENSAIOS COM ÁGUA SINTÉTICA TIPO II .....</b>	<b>100</b>
<b>TABELA 40 – RESULTADOS DE INATIVAÇÃO – SISTEMA CONJUGADO .....</b>	<b>101</b>
<b>TABELA 41 – AVALIAÇÃO DA REDUÇÃO DE COR VERDADEIRA – SISTEMA CONJUGADO...</b>	<b>102</b>

## LISTA DE ABREVIATURAS

CNPq	<i>Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico</i>
COPASA MG	<i>Companhia de Saneamento de Minas Gerais</i>
DESA	<i>Departamento de Engenharia Sanitária</i>
DNA	<i>Ácido Desoxirribonucléico</i>
EHR	<i>Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos</i>
FUNED	<i>Fundação Ezequiel Dias</i>
l/s	<i>Litros por segundo (unidade de vazão: <math>1 \text{ l/s} = 1 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}</math>)</i>
mg/l	<i>miligramas por litro</i>
ml/min	<i>Mililitros por minuto</i>
nm	<i>Nanometro (unidade de comprimento: <math>1 \text{ nm} = 1 \times 10^{-9} \text{ m}</math>)</i>
Pa	<i>Pascal (unidade de pressão: <math>1 \text{ Pa} = 1,02 \times 10^{-5} \text{ kgf/cm}^2</math>)</i>
PROSAB	<i>Programa de Pesquisas em Saneamento Básico</i>
Pt-Co	<i>Unidade de cor Platina Cobalto, referência do espectrofotômetro</i>
RNA	<i>Ácido Ribonucléico</i>
Torr	<i>Torricelli (unidade de pressão: <math>1 \text{ Torr} = 1,36 \times 10^{-3} \text{ kgf/cm}^2</math>)</i>
TSA	<i>Agar de Triptona de Soja</i>
TSB	<i>Caldo de Triptona de Soja</i>
UFC	<i>Unidade Formadora de Colônia</i>
UFMG	<i>Universidade Federal de Minas Gerais</i>
uH	<i>Unidade Hazen (Pt-Co)</i>
uT	<i>Unidade de Turbidez</i>
UV	<i>Ultravioleta</i>
VMP	<i>Valor Máximo Permissível</i>
W	<i>Watt (unidade de potência: <math>1 \text{ W} = 1,36 \times 10^{-3} \text{ CV}</math>)</i>

## RESUMO

Este estudo avaliou a aplicação de um sistema baseado no emprego de radiação ultravioleta – UV – na desinfecção de águas com cor e turbidez moderadas. Foi utilizado um reator anular, dotado de lâmpada UV de potência 15W, desenvolvido no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA – da UFMG. Foram realizados ensaios em regime de bateladas, empregando-se água sintética de dois tipos : Água tipo 1, com turbidez até 5 uT e cor aparente até 30 uH, e Água tipo 2, com turbidez entre 20 e 30 uT e cor verdadeira até 30 uH. As águas experimentais foram contaminadas com *Escherichia coli* proveniente de cepa isolada de água, em concentrações de  $10^2$  a  $10^7$  NMP/100 ml, e submetidas à exposição UV no reator por tempos de contato de 1, 3 ou 5 minutos. Para cada ensaio foram determinadas as concentrações de microrganismos das amostras brutas e tratadas através da metodologia do substrato definido.

Os ensaios realizados demonstraram que para os dois tipos de água experimental obteve-se inativação completa dos microrganismos nos ensaios com tempos de contato iguais a 3 e 5 minutos. Nos ensaios com tempo de contato iguais a 1 minuto, embora não suficiente para inativação completa dos microrganismos, as características do sistema proporcionaram redução de até 6 log da carga afluente, com média entre 3 e 4 log.

Complementarmente foram realizados ensaios cinéticos, utilizando-se água natural coletada na entrada da estação de tratamento Morro Redondo, da COPASA MG, objetivando a determinação da constante de inativação à UV da *Escherichia coli* e de bactérias do grupo coliforme (coliformes totais). Os valores obtidos foram coerentes com aqueles apontados na literatura. As doses de radiação UV foram determinadas por actinometria, realizada pelo grupo de apoio na área de química da equipe da UFMG vinculada ao PROSAB – Edital 2, Tema Água, tendo sido utilizado o ferrioxalato de potássio como substância actinométrica.

Desta forma, o estudo realizado permitiu a consolidação da boa perspectiva de aplicação da radiação UV como alternativa aos sistemas baseados no uso do cloro, com especial enfoque para sistemas e abastecimento de água de pequeno porte.

## ABSTRACT

This study evaluates the application of a disinfection system using ultraviolet radiation – UV – in water with moderate presence of color and turbidity. An annular reactor developed at the *Sanitary and Environmental Engineer Department – DESA / UFMG* – with a 15 W UV lamp were used. Batch experiments were done using two types of synthetic water: *Type 1*, turbidity up to 5 TU, apparent color until 30 HU, and *Type 2*, turbidity between 20 and 30 TU and true color until 30 HU. The experimental waters were contaminated with *Escherichia coli* from strain isolated of water, in a  $10^2$  to  $10^7$  per 100 mL concentration, and submitted to UV exposition within the reactor for contact times of 1, 3 and 5 minutes. For each test the concentration of raw as well as treated samples were determined with the methodology of defined substrate.

The experiments demonstrated that the complete inactivation was reached to contact times of 3 and 5 minutes. In tests with contact time of 1 minute the complete inactivation was not reached but the operational conditions were enough to reduce until 6 log of affluent cargo, with average mean between 3 and 4 log.

Complementarily kinetic studies were conducted using natural surface water collected in the entrance of the Morro Redondo plant, COPASA MG. The objective of these tests was to determine the constant of inactivation of *Escherichia coli* and total coliforms to UV irradiation. The results were in accordance with the ones shown in literature. The UV dosage determination was conducted by the UFMG/PROSAB chemistry staff using the potassium ferrioxalate actinometer process.

This studies allowed the admittance of the good goals of application of UV disinfection instead chlorine systems specially to small communities water supply systems.

# **1 INTRODUÇÃO**

## 1.1 APRESENTAÇÃO

A seguir é apresentado o estudo de um sistema desinfetante baseado no emprego da radiação ultravioleta – UV – , alternativo aos sistemas baseados na utilização do cloro como agente desinfetante, usualmente empregados no processo de potabilização das águas destinadas ao consumo humano. O sistema estudado consistiu de um reator cilíndrico dotado de lâmpada UV, desenvolvido pelo professor Willer Hudson Pós, então pesquisador do DESA. Embora este sistema seja associado a um gerador de ozônio, possibilitando a aplicação conjunta dos dois agentes desinfetantes no mesmo reator, o trabalho foi focado na aplicação UV, tendo em vista a baixa produção do sistema gerador de ozônio e, conseqüentemente, pouca influência na eficiência do processo.

A principal diferença entre o sistema estudado e um sistema usual de desinfecção, baseado na aplicação do cloro como desinfetante, é a formação de residual ativo do desinfetante. A radiação UV, por ser um agente físico, não produz qualquer tipo de residual. Já o ozônio, também possível de ser aplicado no sistema estudado, é bastante instável, permanecendo como residual por tempos que variam de segundos a horas e, assim, tem segurança em termos de residual bastante limitada. Dessa forma, o emprego desses agentes em sistemas de desinfecção de água com fins de abastecimento limita-se às seguintes possibilidades:

- a) Emprego associado a um agente químico, capaz de formar residual ativo – cloro, cloraminas, dióxido de cloro, etc. ;
- b) Sistemas cuja distribuição apresente condições de operação e manutenção adequadas, de modo a assegurar a não contaminação após a etapa de tratamento;  
e
- c) Aplicação em pontos final de consumo.



## 1.2 JUSTIFICATIVA DO TRABALHO

A grande maioria dos sistemas de desinfecção de águas com fins de abastecimento utiliza o cloro como agente desinfetante. As principais vantagens apresentadas pelo cloro são:

- a) Amplo poder germicida, com atuação eficaz sobre diversos microrganismos;
- b) Formação de residual ativo, possibilitando grande segurança em termos de ação sobre contaminações em etapas posteriores à sua aplicação;
- c) Tecnologia de operação com baixos custos e já de pleno domínio na área.

Ainda que o cloro apresente todas estas vantagens, estudos recentes têm apresentado cada vez mais a preocupação com os seguintes aspectos da desinfecção com o cloro:

- a) Identificação de diversos microrganismos patogênicos resistentes à ação do cloro nas condições usuais empregadas nos processos de desinfecção. Neste item, destacam-se algumas bactérias como a *P. aeruginosa*, além de cistos e oocistos de protozoários, especialmente os oocistos de *Cryptosporidium parvum*, causadores de epidemias vinculadas ao consumo de água tratada em países desenvolvidos na década de 80;
- b) Formação de subprodutos da desinfecção, tais como os trihalometanos, principalmente a partir das reações do cloro com a matéria orgânica presente nas águas.

Assim, este trabalho insere-se no âmbito das pesquisas atualmente conduzidas por diversas instituições na busca de um sistema alternativo de desinfecção, objetivando o alcance de um potencial de inativação maior e de menor formação de subprodutos do que os sistemas de cloração. Cabe observar que, neste contexto, este trabalho integrou o grupo de pesquisas do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB – Edital 2, Tema 1 – “Alternativas de Desinfecção para Sistemas de Pequeno Porte”, com suporte institucional e financeiro do CNPq e da FINEP.

Posteriormente, contudo, este trabalho foi desligado do referido Programa, não obstante o adiantado estágio da fase experimental em que se encontrava. Na ocasião, foram apresentadas pelos organismos financiadores do projeto as justificativas de restrição financeira, que imporia dificuldades à finalização da pesquisa e, também, a impossibilidade de se promover em curto prazo a transferência desta tecnologia à aplicação em escala real, ainda que amparada nos possíveis resultados positivos a serem obtidos.

Ainda assim, através do apoio institucional do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA – e do Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos – EHR – da UFMG e, também, do esforço pessoal do Orientador, Professor Marcelo Libânio, e de toda a equipe envolvida na pesquisa, os trabalhos foram levados a termo.

### **1.3 OBJETIVOS**

Os objetivos gerais do trabalho baseiam-se no enfoque referido às suas próprias justificativas, ou seja, o estudo de um sistema de desinfecção alternativo aos sistemas de cloração capaz de atender aos seguintes requisitos:

- a) Menor formação de subprodutos; e
- b) Eficiência em termos de inativação de *E. coli*, indicador de contaminação fecal, e também de bactérias do grupo coliforme, mais resistentes à ação do cloro, para águas de cor e turbidez moderadas.

Os subprodutos da desinfecção com cloro tem sua origem na reação deste com a matéria orgânica presente na água. Desta forma, águas com maiores concentrações de cor e turbidez são mais suscetíveis à formação de subprodutos indesejáveis no processo de desinfecção. A radiação UV tem uma formação mínima de subprodutos no processo de desinfecção e, por conseqüência, mínimo risco à saúde. Além disso, a radiação UV tem

comprovada eficiência na inativação de uma grande variedade de microrganismos, com baixas doses e, conseqüentemente, baixo custo operacional.

Por outro lado, devem ser compreendidos como “resistentes à ação do cloro” aqueles microrganismos que não são inativados nas condições usuais de emprego do cloro nos sistemas de desinfecção. Isto porque altas concentrações de cloro podem conferir sabor e odor à água e, também, aumentar a probabilidade de formação de subprodutos, comprometendo a aplicabilidade do sistema. Algumas bactérias ambientais, como a *Pseudomona aeruginosa*, causadora de infecções secundárias principalmente em indivíduos com deficiência imunológica, são encontradas em águas tratadas por meio de processo convencional e desinfetadas pela ação do cloro. Sua grande resistência à ação desinfetante do cloro resultou na sua adoção como organismo indicador de contaminação em águas de piscinas.

Deste modo, no desenvolvimento do trabalho foram buscados os seguintes objetivos:

- a) Avaliar a eficiência do processo de desinfecção com radiação UV em sistemas de abastecimento de água, com base na inativação de um microrganismo indicador de contaminação fecal – *Escherichia coli*;
- b) Avaliar o efeito do incremento dos parâmetros cor e turbidez na eficiência do mesmo processo, também com base na inativação da *Escherichia coli*;
- c) Avaliar a eficiência do mesmo processo na inativação de microrganismos mais resistentes à ação do cloro do que a *E. coli*, indicadora de contaminação fecal. Tal avaliação foi procedida com base na inativação de bactérias do grupo coliformes presentes em amostras de água natural (coliformes totais);
- d) Estudo da cinética do processo de desinfecção, possibilitando a aferição da taxa de letalidade à radiação UV dos microrganismos estudados.

De modo complementar, este trabalho também teve como objetivo contribuir para uma reflexão com relação aos aspectos das concentrações limites para cor e turbidez constantes nos padrões de potabilidade da água da Portaria nº 36/1990 do Ministério da Saúde.

A referida Portaria admite valores máximos permissíveis – VMP – para a cor aparente e a turbidez iguais a 5 uH e 1 uT, respectivamente, para pontos anteriores à entrada do sistema de distribuição. Tais valores são absolutos, isto é, independem da fonte de produção, das características da água bruta e da linha de tratamento adotada.

Os parâmetros cor aparente e turbidez estão intrinsecamente relacionados com a probabilidade de presença de microrganismos na água tratada. Tanto as partículas dissolvidas como as partículas em suspensão podem constituir-se em um meio de fixação dos microrganismos, exercendo um efeito escudo que os protegerá da ação do desinfetante. É intuitivo, portanto, que um limite mais restritivo desses parâmetros possibilitará a minimização desse efeito.

Contudo, há diversos outros aspectos que devem ser também considerados. As recentes epidemias verificadas em países desenvolvidos, causadas pela presença de oocistos do *Cryptosporidium parvum* em águas tratadas através de sistemas convencionais – coagulação e floculação, decantação e filtração rápida – e submetidas à desinfecção com cloro bem exemplificam a questão em termos de tecnologia de tratamento. Ainda que atendendo a padrões de turbidez da água tratada mais restritivos do que os definidos pela legislação nacional, estes sistemas se mostraram ineficazes na remoção dos oocistos deste protozoário, resultando em milhares de infectados.

Por outro lado, estudos diversos demonstram que a filtração lenta, atendendo aos mesmos padrões de turbidez, tem obtido eficiência na remoção destes oocistos superior à filtração rápida, sendo portanto mais indicada para este fim (BELLANY et al., 1985, FOGEL et al., 1993, FINCH, 1996).

Na mesma linha, portanto, pode-se admitir que, uma vez evidenciado o grau de influência dos parâmetros cor e turbidez no processo de desinfecção de um agente qualquer, seria possível a flexibilização dos limites permissíveis para estes parâmetros, desde que associados às características da água bruta e aos processos de tratamento adotados. Para isto, deve-se ter em mente que os sistemas de desinfecção baseados no emprego do cloro, embora eficientes na inativação de bactérias, não se constituem em barreira sanitária contra vírus e cistos de protozoários. Para estes, as principais barreiras são os processos de sedimentação e filtração, referenciados pelo parâmetro turbidez da água submetida a estes processos. Na bibliografia técnica são recomendados valores

máximos de 0,2 uT para a água tratada como referência para se garantir a ausência destes patogênicos na água (GELDREICH et al., 1974, BRANCO, 1986).

Assim, águas superficiais ou subterrâneas com comprovada segurança sanitária poderiam ser submetidas apenas ao processo de desinfecção, ainda que apresentassem valores de turbidez e cor pouco acima dos limites da Portaria 36/1990, desde que assegurada a eficiência do processo utilizado.

## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

## 2.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A desinfecção de águas de abastecimento é definida como o processo integrante do tratamento cujo objetivo é a inativação de microrganismos patogênicos presentes na água, possibilitando, assim, a minimização da probabilidade de ocorrência de doenças de veiculação hídrica através do consumo e manuseio da água tratada (ROSSIN, 1987, HAAS, 1990, DI BERNARDO, 1993). Em estações de tratamento convencional, antecedendo o processo da desinfecção, é alcançado um índice de remoção entre 98% e 99% das bactérias nos sistemas com filtros rápidos de leitos de areia (BRANCO, 1986, VIANNA, 1992). Em sistemas de filtração lenta, pode-se alcançar um índice de 100% (VIANNA, 1992).

A desinfecção é um processo seletivo, i.e., não elimina todas as formas de microrganismos patogênicos presentes na água. Assim, é necessária a inserção de um sistema de controle que possa referenciar a eficiência do processo. Tal controle nas rotinas de estações de tratamento de água é feito por meio de testes de ausência / presença de bactérias do grupo coliforme, ou especificamente da espécie *Escherichia coli*, indicadora de contaminação fecal, e mais frequentemente através do monitoramento do cloro residual.

A eficiência de um sistema de desinfecção, contudo, não deve ser considerada apenas em termos de inativação das bactérias do grupo indicador. Diversas doenças veiculadas através da água são causadas por microrganismos cuja resistência à ação do cloro – o agente desinfetante mais utilizado em todo o mundo – é bastante superior à das bactérias do grupo coliforme. Análises da eficiência de um sistema desinfetante apenas em termos de inativação de coliformes não asseguram, portanto, a ausência de outros microrganismos patogênicos viáveis na água.

Diversos agentes desinfetantes são usados nos sistemas de tratamento de água. O cloro, sob diversas formas, é o mais utilizado em todo o mundo (HAAS, 1990, GRABOW, 1993, CHRISTMAN, 1998).

O ozônio, a radiação ultravioleta e a associação de dois ou mais agentes oxidantes diversos têm sido alternativas amplamente estudadas, principalmente em termos de controle de subprodutos e espectro de inativação (REIFF, 1993, BERNARDES, CAIXETA & MORAES, 1999).

## 2.2 PROCESSOS E MECANISMOS DA DESINFECÇÃO

Os processos utilizados na prática da desinfecção de águas de abastecimento podem ser divididos em dois grupos (MONTGOMERY, 1985):

- a) Desinfecção através de agentes químicos ; e
- b) Desinfecção através de agentes não químicos.

Os agentes químicos constituem elementos ou compostos com elevado potencial de oxidação, incluindo o cloro, dióxido de cloro, bromo, iodo, cloreto de bromo e ozônio. Os agentes não químicos têm sua ação referenciada à transferência de energia, destacando-se a radiação ultravioleta (UV), a radiação gama ou a fervura da água. A Tab. 1 seguinte apresenta os potenciais de oxidação de alguns dos agentes químicos utilizados na desinfecção.

**Tabela 1 – Potencial de Oxidação de Alguns Compostos Químicos**

Composto	Fórmula	Potencial (V)
Ozônio	O <sub>3</sub>	2,07
Dióxido de Cloro	ClO <sub>2</sub>	1,91
Cloro	Cl <sub>2</sub>	1,36
Bromo	Br <sub>2</sub>	1,09
Iodo	I <sub>2</sub>	0,54

Adaptado de MONTGOMERY, 1985



A ação dos desinfetantes sobre os microrganismos pode se dar sob três mecanismos diversos (STANIER, DOUDOROFF & ADELBERG, 1963) :

- a) Destruição ou danificação da organização estrutural da célula: O desinfetante atua sobre os constituintes da parede celular, que são destruídos ou danificados, gerando disfunções na ação da membrana semipermeável. O desinfetante age também combinando-se com ácidos ribonucléicos no interior do núcleo ou do citoplasma;
- b) Interferência no nível energético do metabolismo: Ocorre através da inativação de enzimas, competição com substratos de enzimas, etc.; e
- c) Interferência na biossíntese e crescimento: Ocorre devido à combinação de vários mecanismos, tais como a síntese de proteínas, ácidos nucleicos, coenzimas ou alterações nas células estruturais.

Na desinfecção por agentes químicos, os dois tipos preponderantes de mecanismos de desinfecção são a oxidação (ruptura) da parede celular e a difusão no interior das células, com conseqüente interferência na atividade celular.

Na desinfecção por agentes físicos, prepondera a interferência na biossíntese e crescimento. A radiação é absorvida pelos nucleotídios – blocos de construção do DNA e RNA – , promovendo a formação de união entre nucleotídios adjacentes, criando moléculas duplas ou dímeros de timina e citosina (WRIGHT & CAIRNS, 1998). Essas moléculas impedem a duplicação normal do DNA, interrompendo o processo de reprodução celular (DANIEL & CAMPOS, 1993). Contudo, sob certas condições, há a ocorrência do processo inverso. Quando organismos afetados são expostos à energia luminosa de comprimento de onda entre 300 e 500 nm, ocorre uma fotorreativação, na qual a união de nucleotídios é revertida por meio de uma enzima fotorreativada (MONTGOMERY, 1985, WRIGHT & CAIRNS, 1998).

A fotorreativação está condicionada, além da exposição à energia luminosa referida, a fatores tais como extensão do dano, pH e temperatura da água (WRIGHT & CAIRNS, 1998).

## **2.3 A DESINFECÇÃO COM RADIAÇÃO UV**

A radiação ultravioleta é uma forma estabelecida e de crescente aplicação como alternativa aos agentes químicos no processo de desinfecção das águas de abastecimento e, também, de águas residuárias.

O efeito germicida da energia foi reportado pela primeira vez por DOWNS & BLUNT em 1878 (DANIEL & CAMPOS, 1993, WRIGHT & CAIRNS, 1998).

As primeiras instalações de desinfecção com UV ocorreram na Suíça e na Áustria em 1955, sendo que em 1985 estes dois países contavam com 500 e 600 instalações, respectivamente.

Segundo a USEPA – *United States Environmental Protection Agency* –, estima-se que em todo o mundo existam cerca de 3000 instalações de desinfecção com UV para águas de abastecimento, sendo 2000 na Europa e 1000 nos Estados Unidos (WRIGHT & CAIRNS, 1998).

### **2.3.1 A Radiação UV**

A radiação UV corresponde à porção do espectro eletromagnético que se encontra entre os raios X e a luz visível, conforme a Fig. 1 seguinte.

**Figura 1 – Espectro Eletromagnético**

Raios C3smicos	Raios Gama	Raios X	UV	Luz Vis3vel	Infravermelho	Microondas	Ondas Radiais
			100 nm    400 nm				

O espectro da radia33o UV 3 dividido arbitrariamente em tr3s bandas (USEPA, 1998), conforme apresentado na Fig. 2 seguinte :

- UV-A (315 a 400 nm);
- UV-B (280 a 315 nm); e
- UV-C (100 a 280 nm).

**Figura 2 – Espectro Expandido da Radia33o UV**

Raios X	UV-C	UV-B	UV-A	Luz Vis3vel
100 nm	280 nm	315 nm	400 nm	

Alguns autores consideram ainda uma banda denominada UV- v3cuo ou UV- vazio, cujos limites de emiss3o se encontram entre os comprimentos de onda de 100 a 200 nm (DI BERNARDO, 1993, WRIGHT & CAIRNS,1998).

A aplica33o da radia33o UV na desinfec33o 3 dependente da propriedade germicida das regi3es UV-C e UV-B, sendo a maior a3o germicida referida 3 regi3o dos comprimentos de onda entre 200 e 300 nm (CAIRNS & McKEE, 199?).

### 2.3.2 Fontes de Radia33o UV

O sol 3 a fonte natural de radia33o violeta. Contudo, a absor33o das ondas curtas pela camada de oz3nio impede que quantidades significativas de UV-B e UV-C cheguem 3 Terra. Com isso, as aplica33es da radia33o na desinfec33o dependem de fontes artificiais de UV.

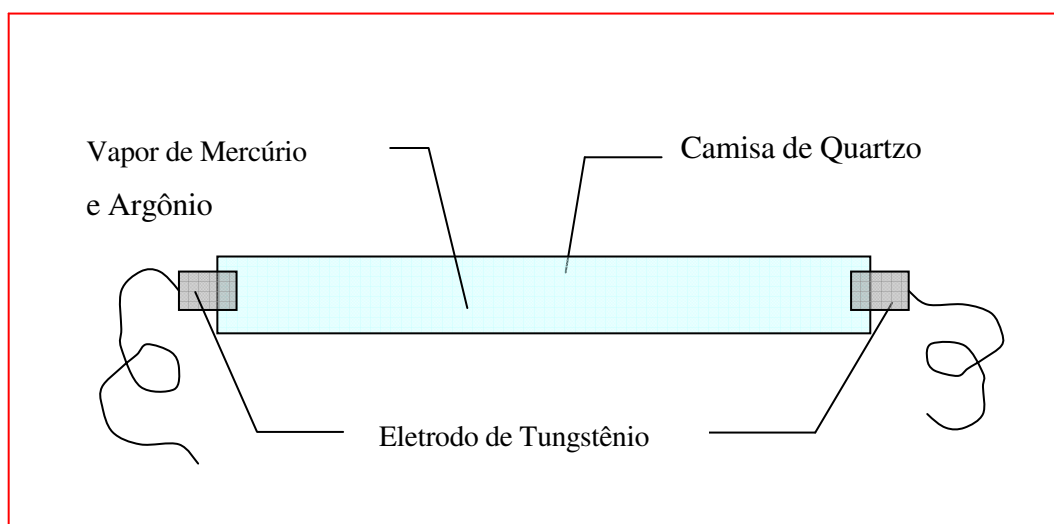
Algumas radiações artificiais de UV são emitidas por bulbos de lâmpadas incandescentes, bulbos de halogêneo e, também, pelas telas de computadores (PARROTTA & BEKDASH, 1998).

As fontes artificiais mais comuns são as lâmpadas de arco de mercúrio de baixa e média pressão. Consistem de um tubo hermético de sílica ou quartzo (ambos transmissores de UV), com as extremidades dotadas de eletrodos de tungstênio com uma mistura de terra alcalina que facilita a formação do arco dentro da lâmpada. No interior do tubo é introduzida uma pequena quantidade de mercúrio e de um gás inerte – geralmente o argônio, à pressão de alguns torr. A voltagem através dos eletrodos produz uma excitação do mercúrio. Ao retornarem a um nível de menor energia, as moléculas excitadas emitem a luz UV.

O argônio tem as funções de auxiliar a partida da lâmpada e reduzir as perdas térmicas, contribuindo para o espectro de rendimento da lâmpada (WRIGHT & CAIRNS, 1998).

A Fig. 3 seguinte ilustra os componentes da lâmpada de arco de mercúrio.

**Figura 3 – Componentes da Lâmpada de Arco de Mercúrio**



Fonte : WRIGHT & CAIRNS, 1998

As lâmpadas de baixa pressão operam com uma eficiência máxima à temperatura de parede de 40° C e um arco de energia de aproximadamente 0,3 V/cm. Sob estas condições, a pressão do vapor de mercúrio dentro da lâmpada é de cerca de  $7 \times 10^{-3}$  Torr e a maior parte do mercúrio dentro da lâmpada encontra-se no estado líquido. Aproximadamente toda a luz emitida por uma lâmpada de baixa pressão é de radiação com comprimento de onda de 254 nm – média de 85% - (DANIEL & CAMPOS, 1993, WRIGHT & CAIRNS,1998) e apenas 5 a 10% a 185 nm (USEPA, 1998).

As lâmpadas de média pressão operam com um arco de energia bastante elevado, entre 48 e 126 V/cm. A temperatura da parede da lâmpada encontra-se entre 650 e 850° C e todo o mercúrio no interior da lâmpada vaporiza-se a uma pressão aproximada de 13 kPa. Devido a essa alta temperatura, o mercúrio vaporizado encontra-se em diferentes estados de excitação. A transição das moléculas destes estados diversos para níveis de menor energia proporciona a emissão de luz em diversos comprimentos de onda, sendo que aproximadamente 44% da radiação emitida corresponde às faixas de comprimento de onda das regiões UV-C e UV-B (WRIGHT & CAIRNS,1998).

### **2.3.3 Mecanismo de Desinfecção da Radiação UV**

O principal mecanismo de ação da radiação UV na desinfecção é através da interferência na biossíntese e na reprodução celular. Os microrganismos são inativados pela radiação UV como resultado dos danos fotoquímicos causados a seus ácidos nucléicos.

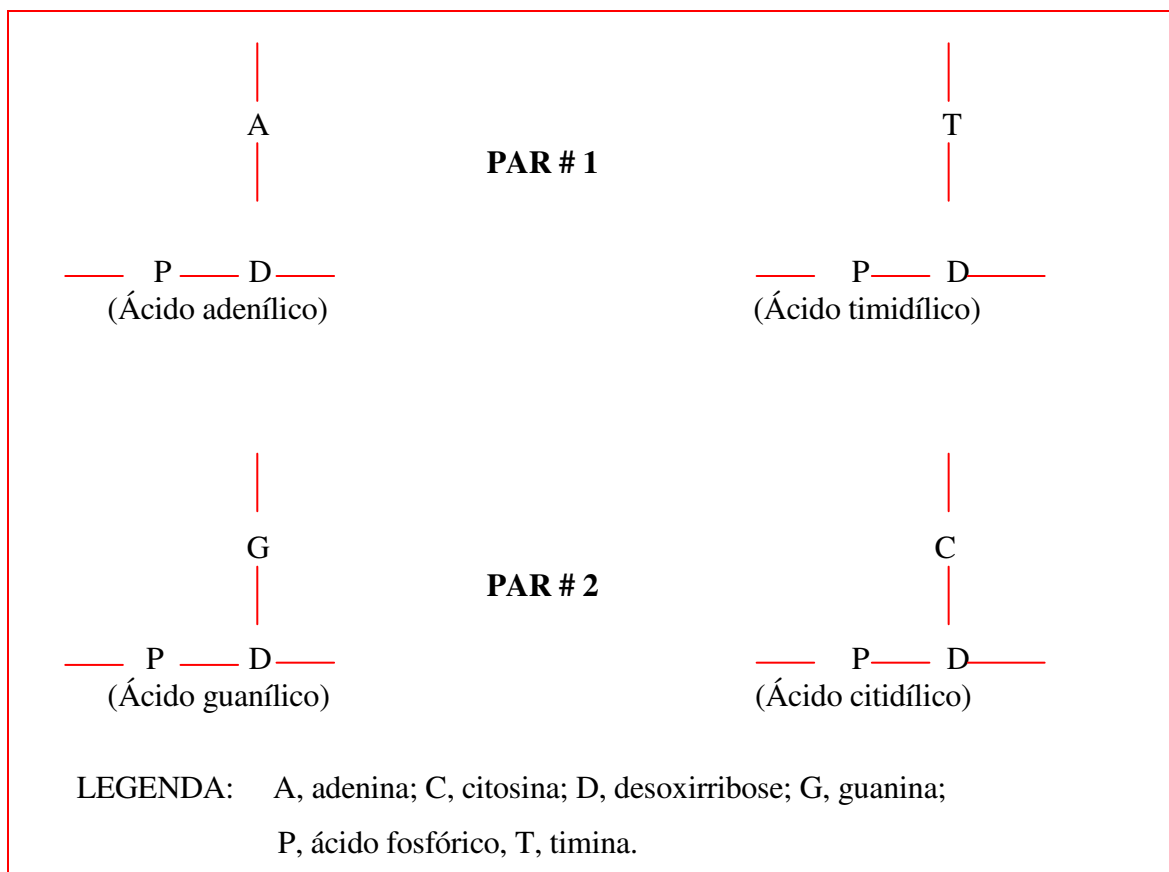
O ácido desoxirribonucléico (DNA) é o responsável pelo controle das funções e pela reprodução das células. Cada gene do DNA controla a formação do ácido ribonucléico (RNA), responsável pela formação de enzimas específicas e de proteínas estruturais. Tais genes são constituídos pelos seguintes compostos básicos (GUYTON, 1985):

- a) Ácido Fosfórico;
- b) Desoxirribose;
- c) Bases: Purina (Adenina e Guanina) e Pirimidinas (Timinas e Citosinas).

A combinação do Ácido Fosfórico com a Desoxirribose e com uma das quatro bases dá origem ao bloco denominado nucleotídeo. Existem quatro nucleotídeos básicos que formam o DNA e estão sempre juntos, em dois pares (Fig. 4):

- a) Os ácidos adenílico e timidílico, formando o par número 1;
- b) Os ácidos guanílico e citidílico, formando o par número 2.

**Figura 4 – Nucleotídios Formadores do DNA**



Fonte: GUYTON, , 1985

As bases de cada par fixam-se através de ligações fracas de pontes de hidrogênio, fazendo com que as cadeias duplas do DNA permaneçam unidas. A radiação UV é absorvida por estas estruturas, quebrando as ligações entre as bases e fazendo com que se formem novas ligações entre nucleotídeos adjacentes. São então formadas moléculas duplas ou dímeros das bases pirimídicas. A maioria dos dímeros formados é de timina – timina, também podendo ocorrer dímeros de citosina – citosina e citosina – timina. A formação de um número de dímeros suficiente impede que haja a duplicação do DNA, impossibilitando assim a reprodução do microrganismo, além de comprometer a síntese protéica (STANIER, DOUDOROFF & ADELBERG, 1963).

As conseqüências das alterações ocorridas diretamente sobre o RNA são menores, pois este ácido encontra-se presente em várias cópias que podem ser substituídas, desde que as informações para sua síntese, contidas no DNA, não tenham sido perdidas (DANIEL, 1993).

Um interessante fenômeno é a reversibilidade do dano causado às estruturas do DNA das células. Esta reversibilidade é conhecida como “reativação”, se ocorrer após um processo de desinfecção química, e como “fotorreativação”, caso ocorra após exposição à radiação UV (PARROTTA & BEKDASH, 1998). Sob determinadas condições, alguns microrganismos dotados de sistema metabólico funcional são capazes de produzir uma enzima que utiliza a energia das radiações luminosas entre 300 e 500 nm para partir a ligação entre os dímeros de timina. Os dímeros de citosina não são partidos por esse processo e algumas inversões na sua formação são promovidas por meio de mecanismo ainda não completamente esclarecidos (WRIGHT & CAIRNS, 1998). Os vírus não são capazes de promover esta fotorreativação mas podem utilizar os mecanismos de enzimas reparadoras produzidas nas células do hospedeiro (PARROTTA & BEKDASH, 1998). Nas bactérias e outros microrganismos, a amplitude da capacidade de fotorreativação está relacionada à extensão do dano fotoinduzido, à exposição à radiação entre 300 e 500 nm e ao pH e temperatura da água (PARROTTA & BEKDASH, 1998 , WRIGHT & CAIRNS, 1998).

### 2.3.4 Aspectos Cinéticos da Desinfecção

Os principais preceitos da cinética do processo de desinfecção foram descritos por CHICK, observando a similaridade da inativação de microrganismos por agentes químicos com reações químicas (HAAS, 1990).

A taxa de reação  $r$  é o termo usado para descrever a formação ou o desaparecimento de um composto ou espécie química (VON SPERLING, 1996):

$$r = k \cdot C^n, \quad (\text{Eq. 1})$$

em que :  $r$  = Taxa de Inativação (organismos / volume . tempo);

$k$  = Constante da reação;

$C$  = Concentração do reagente; e

$N$  = ordem da reação.

A desinfecção se processa de maneira análoga a uma reação química, na qual os microrganismos e os desinfetantes são os reagentes. Essa analogia entre a reação química e a inativação de microrganismos por um agente desinfetante, conhecida como lei de CHICK, é dada por:

$$r = -k.N \quad (\text{Eq. 2})$$

onde  $r$  = Taxa de Inativação (organismos / volume . tempo);

$N$  = Concentração de organismos viáveis; e

$k$  = Constante da reação de Inativação.

Posteriormente, WATSON (1908) propôs relacionar a constante  $k$  da reação de inativação com a concentração  $C$  do desinfetante:

$$k = K x C^n \quad (\text{Eq. 3})$$



Nesta Eq. 2 , K é presumido independente da concentração do desinfetante e, pela Lei de CHICK, da concentração de microrganismos.

Substituindo a Eq. 2 na Eq 1, tem-se a denominada “Lei de CHICK – WATSON” :

$$\frac{dN}{dt} = -kN \therefore \frac{dN}{dt} = -KC^n N , \text{ ou}$$

$$\int_{N_0}^N \frac{dN}{N} = \int_{t_0}^t -KC^n dt$$

$$\ln \frac{N}{N_0} = -KC^n t \quad (\text{Eq. 4})$$

onde  $N$  e  $N_0$  são, respectivamente, as concentrações de microrganismos viáveis nos tempos  $t$  e  $t_0 = 0$ .

Em um sistema no qual a concentração do desinfetante seja mantida constante ao longo do tempo, a taxa de inativação dada pela relação  $N/N_0$  será constante.

Desta forma, o coeficiente K pode ser entendido como uma representação da letalidade específica do microrganismo, sendo dependente dos seguintes fatores (MONTGOMERY, 1985):

- a) Características da água (pH, temperatura, etc.);
- b) Características do desinfetante; e
- c) Características dos microrganismos.

A Tab. 2 seguinte apresenta os coeficientes de letalidade da *Escherichia coli* a diversos desinfetantes químicos, considerando-se a inativação de 1 log em condições de pH neutro e temperatura 20° C:

**Tabela 2 – Coeficientes de Letalidade da *E. coli* a desinfetantes químicos**

Agente Desinfetante	$K_{1 \log}$
O <sub>3</sub>	2300
HOCl	120
ClO <sub>2</sub>	16
OCl <sup>-</sup>	5
NHCl <sub>2</sub>	0,84
NH <sub>2</sub> Cl	0,12

Adaptado de MONTGOMERY, 1985

### 2.3.5 Cinética da Desinfecção com radiação UV

Na desinfecção com UV, a dose de radiação é definida como sendo o produto da intensidade de energia pelo tempo de exposição :

$$D = I.t \quad (Eq. 5)$$

em que :

$D$  = Dose de radiação ultravioleta (W.s/cm<sup>2</sup>);

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

$t$  = Tempo de exposição (s).

A absorção de radiação por partículas dispersas em um meio líquido e pelo próprio líquido é obtida segundo a Lei de “Beer – Lambert” (PIRES et al., 1998):

$$I = I_0 \cdot e^{-\alpha x} \quad (\text{Eq. 6})$$

onde :

$I$  = Intensidade de radiação no meio líquido (W/cm<sup>2</sup>);

$I_0$  = Intensidade de radiação na fonte (W/cm<sup>2</sup>);

$\alpha$  = absorvância (cm<sup>-1</sup>); e

$x$  = espessura da camada líquida (cm).

Considerando como  $x = 0$  a superfície na qual a intensidade de radiação é máxima ( $I=I_0$ ) e que a intensidade mínima ocorre na superfície do líquido distante  $x$  da fonte, pode-se calcular a intensidade média integrando a Eq. 6 anterior, resultando em :

$$I_M = \frac{\int_0^x I_0 \cdot e^{-\alpha x} dx}{x} = \frac{I_0}{\alpha \cdot x} (1 - e^{-\alpha x}) \quad (\text{Eq. 7})$$

Assim, a dose média de radiação UV seria :

$$D_M = I_M \cdot t \quad (\text{Eq. 8})$$

A inativação, pela Lei de CHICK – WATSON, seria então :

$$\ln \frac{N}{N_0} = -K \cdot I_M \cdot t \quad (\text{Eq. 9})$$

onde  $K$  é o coeficiente de letalidade à UV dos microrganismos e  $I_M$  a intensidade média da radiação germicida.

A Tab. 3 seguinte apresenta os valores do coeficiente de letalidade à UV de alguns microrganismos, obtidos por PIRES et al. (1998) em experimentos com lâmpadas de baixa pressão (emissão de radiação UV a 254 nm):

**Tabela 3 – Constantes de Inativação UV de alguns microrganismos**

Microrganismo	K (cm <sup>2</sup> / μWs)
<i>E. coli</i>	2,50 x 10 <sup>-3</sup>
<i>P. aeruginosa</i>	1,74 x 10 <sup>-3</sup>
<i>A. hydrophila</i>	2,20 x 10 <sup>-3</sup>
<i>E. faecalis</i>	1,23 x 10 <sup>-3</sup>
<i>V. cholerae</i>	2,07 x 10 <sup>-3</sup>

Adaptado de PIRES et al., 1998

As lâmpadas de UV de baixa pressão – ou monocromáticas – emitem de 85% a 90% de radiações no comprimentos de onda de 254 nm, que é a radiação de maior efeito germicida. Dessa forma, é considerada nos estudo cinéticos da desinfecção UV a intensidade média da radiação germicida a 254 nm.

Para as lâmpadas de média pressão – ou policromáticas – , as contribuições de cada radiação de diferente comprimento de onda deve ser considerada na determinação da dose (MEULEMANS, 1986):

$$D = \sum_{\lambda=200nm}^{\lambda=315nm} I(\lambda)G(\lambda).t \quad (Eq. 10)$$

em que :

$I(\lambda)$  = Intensidade de radiação a cada comprimento de onda  $\lambda$  ; e

$G(\lambda)$  = Espectro de ação germicida de cada comprimento de onda  $\lambda$   
dependente do microrganismo a ser inativado.

Não se tem estabelecido valores de doses mínimas a serem adotadas na desinfecção com radiação UV. Esta definição está vinculada a uma série de características particulares de cada sistema, dentre as quais se destacam:

- a) Características físico-químicas da água;
- b) Nível de contaminação microbiológica;
- c) Impacto das etapas de tratamento anteriores à desinfecção sobre os microrganismos;
- d) Histórico epidemiológico; e
- e) Grau de risco a ser assumido.

Ainda assim, há uma série de regulamentações que recomendam doses mínimas a serem adotadas nos processos de desinfecção com UV, conforme apresentado na Tab. 4 seguinte.

**Tabela 4 – Doses mínimas de UV recomendadas para desinfecção**

Organismos Regulamentadores	Dose Recomendada (mW.s/cm <sup>2</sup> )	Observações
<i>1) Entidades</i>		
DHEW <sup>(1)</sup>	16	Padrão para desinfecção em barcos
ANSI/NSF <sup>(2)</sup>	38	Classe A – desinfecção de vírus e bactérias
	16	Classe B – desinfecção complementar
USEPA	21	Remoção de 2 log de vírus da hepatite A
	36	Remoção de 3 log de vírus da hepatite A
<i>2) Estados dos EUA</i>		
Arizona	38	Idem ANSI/NSF Classe A
Carolina do Norte	38	Idem ANSI/NSF Classe A
Nova Jersey	16	
Pennsylvania	16	Desinfecção de águas subterrâneas
Utah	16	
<i>3) Países da Europa</i>		
Áustria	30	
França	25	
Noruega	16	

<sup>(1)</sup> *Department of Health, Education and Welfare, USA.*

<sup>(2)</sup> *American National Standards Institute, USA*

Fonte : PARROTTA & BEKDASH, 1998, WRIGHT & CAIRNS, 1998

### **2.3.6 Subprodutos da Desinfecção com radiação UV**

O processo fotoquímico da desinfecção com radiação UV é responsável por uma baixa geração de subprodutos, portanto com mínimos riscos à saúde (CAIRNS, 1997?).

Alguns estudos reportam a formação de subprodutos da desinfecção com radiação UV, principalmente formaldeídos e acetaldeídos, na desinfecção de águas residuais (AWAD, GERBA & MAGNUSON, 1993).

Também foi verificada a conversão de nitrato a nitrito em exposição a radiação UV abaixo de 240 nm (GROOCOCK, 1984). Todavia, tal conversão não é preocupante em sistemas que utilizam lâmpadas de baixa pressão, cuja emissão predominante é de 254 nm.

Nos sistemas que utilizam lâmpadas de média pressão é possível impedir essa conversão mediante o uso de lâmpadas com camisas que absorvem a radiação abaixo de 240 nm.

Em síntese, a formação de subprodutos nos processos de desinfecção de águas de abastecimento com radiação UV é mínima, não tendo sido verificada a formação de subprodutos mutagênicos ou carcinógenos (WRIGHT & CAIRNS, 1998).

### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**



### 3.1 DESCRIÇÃO GERAL

Os trabalhos da fase experimental foram realizados nos laboratórios do DESA, consistindo de experimentos de desinfecção com radiação UV, utilizando-se o reator de UV e ozônio desenvolvido no DESA. Cabe observar que esta utilização se deu após algumas alterações da configuração original do reator, dentre as quais se destacam:

- a) Adoção de um sistema independente de geração do ozônio, sendo que na configuração original essa geração ocorria dentro do reator; e
- b) Utilização de uma única lâmpada, cujo eixo longitudinal era coincidente com o eixo do reator. A configuração original utilizava duas lâmpadas dispostas no interior do reator.

Os experimentos foram conduzidos em regime de batelada, utilizando-se dois tipos de água sintética contaminada com *E. coli* proveniente de uma cepa matriz. Esta fase experimental realizou-se no período compreendido entre novembro de 1999 e abril de 2000, tendo sido subdividida nas seguintes Etapas :

- a) Etapa 1 : Experimentos de avaliação da eficiência do sistema de desinfecção com radiação UV;
- b) Etapa 2 : Experimentos de avaliação da cinética da desinfecção com radiação UV; e
- c) Etapa 3 : Verificações complementares, com operação do sistema associado de radiação UV e ozônio.

Os experimentos referentes à Etapa 1 basearam-se na avaliação da eficiência do sistema em termos de inativação de um microrganismo indicador de contaminação fecal – a bactéria *Escherichia coli*. Estes experimentos foram conduzidos em duas fases distintas, tendo em vista os objetivos do trabalho, que se caracterizaram pelos seguintes elementos :

- a) Fase I : Ensaios conduzidos com água sintética tipo I e tempo de contato de 5 minutos; e
- b) Fase II : Ensaios conduzidos com água sintética tipo II e tempos de contato de 1, 3 e 5 minutos.

Os experimentos referentes à Etapa 2 também foram conduzidos em duas fases distintas, a saber:

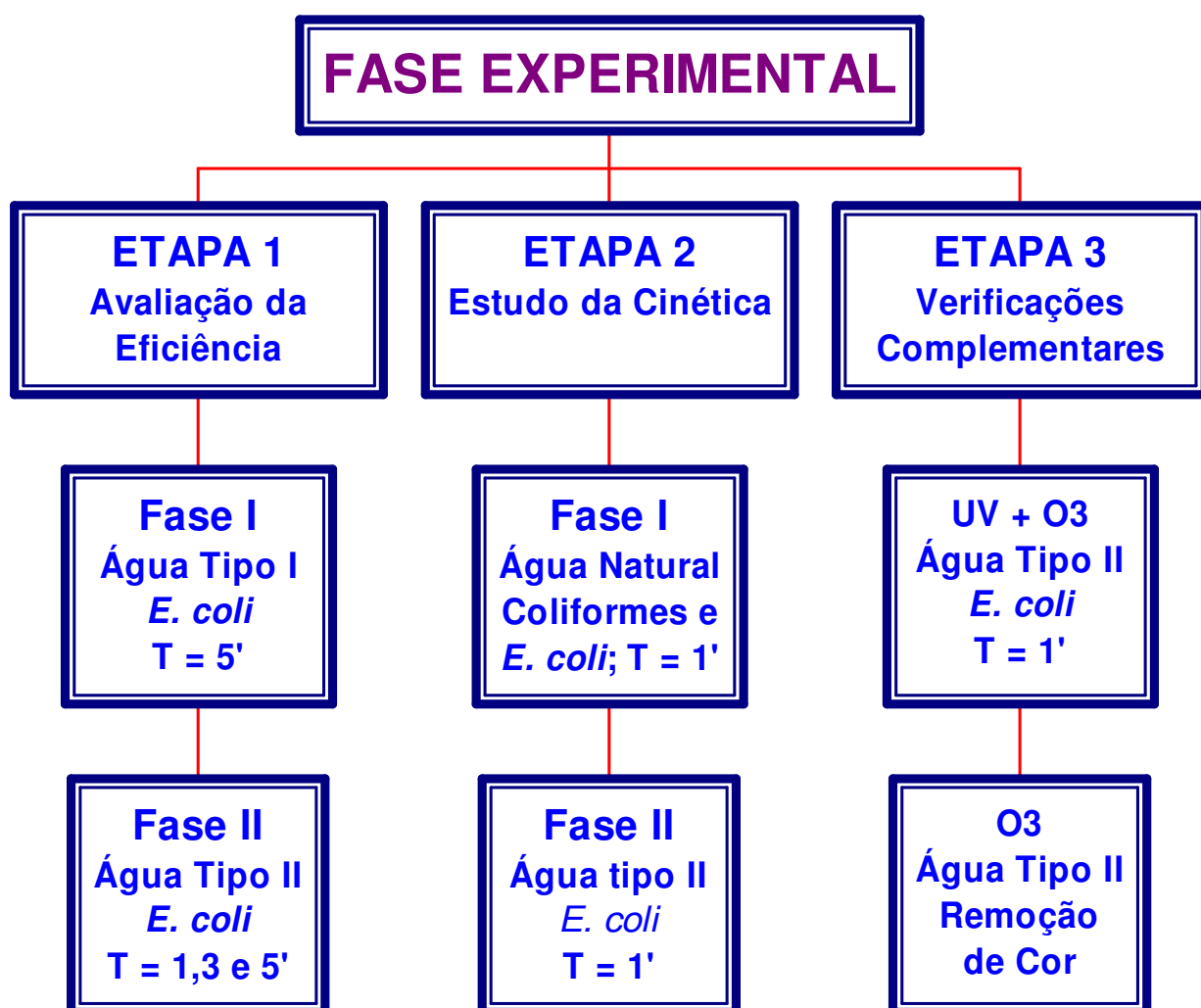
- a) Fase I : Ensaios baseados na inativação de *E. coli* e coliformes em tempo de contato de 1', conduzidos com água natural proveniente de dois dos mananciais afluentes à Estação de Tratamento de Morro Redondo, da COPASA MG, cujas características são bastante próximas às da água tipo I; e
- b) Fase II: Ensaios conduzidos com água sintética tipo II, baseados na inativação de *E. coli* , tendo em vista não ter sido possível a coleta de uma água natural com características próximas às da água sintética tipo II.

Estes experimentos também foram conduzidos nos laboratórios do DESA, sendo que a leitura da absorbância do efluente dos ensaios para determinação do coeficiente de letalidade foi realizada no laboratório da *Fundação Ezequiel Dias – FUNED*.

Finalmente, os experimentos da Etapa 3 consistiram de ensaios com avaliação da eficiência do sistema operando com emprego simultâneo de radiação UV e O<sub>3</sub>, tendo sido realizados com água tipo II contaminada com *E. coli* e tempo de contato de 1 minuto. Além dessa avaliação da eficiência do sistema conjugado (UV + O<sub>3</sub>), foram realizados alguns ensaios objetivando avaliar a ação do sistema de ozônio na redução da cor da água. Tais ensaios, embora relevantes sob a ótica de se avaliar o sistema conjugado como etapa de polimento no tratamento, perderam sua importância no trabalho, uma vez que esse foi integralmente focado na desinfecção com emprego de radiação UV. Ainda assim, tais experimentos merecem seu registro, senão pelos resultados obtidos, ao menos pelo trabalho elaborado.

A Fig. 5 seguinte ilustra as etapas e fases que integraram os trabalhos experimentais.

Figura 5 – Estrutura da Etapa Experimental



## **3.2 MATERIAIS E EQUIPAMENTOS**

### **3.2.1 Reator de UV**

O reator utilizado consistiu de uma unidade tubular, construída com tubo de PVC tipo esgoto, de diâmetro nominal 100 mm, com cerca de 45 cm de altura total.

No eixo da tubulação foi adaptada uma lâmpada de vapor de mercúrio de baixa pressão, potência nominal de 15 W.

Embora tenha sido concebido para operar em regime de fluxo contínuo, o reator foi adaptado neste experimento para operação em regime de bateladas, tendo sido introduzido um ponto de alimentação na extremidade superior do tubo. Inicialmente o reator era dotado de um único ponto de amostragem e descarga (ponto inferior), tendo sido posteriormente acrescentados dois pontos de amostragem intermediários que permitiram avaliar o grau de homogeneidade da dispersão da contaminação das amostras a serem ensaiadas.

O diâmetro de 100 mm assegurou uma distância da lâmpada inferior a 75 mm, valor este recomendado como máximo para aplicações da UV em processos de desinfecção.

Ainda que o PVC não tenha reatividade com a radiação UV capaz de alterar as características da água, segundo informação do catálogo do fabricante, este material não é o ideal para esta aplicação pois absorve a radiação UV. Contudo, há de se observar a sua aplicabilidade em termos de baixo custo, fácil condição de manuseio e grande disponibilidade no mercado.

As Fig. 6 e 7 seguintes apresentam, respectivamente, a configuração e as dimensões básicas do reator.

**Figura 6 – Fotorreator de UV e O<sub>3</sub> em Tubo de PVC 100 mm**

**Figura 7 – Dimensões Básicas do Fotorreator**

### 3.2.2 Sistema Gerador de Ozônio

Conforme já citado anteriormente, o sistema estudado dispunha também de um conjunto independente de geração de ozônio, constituído de tubo de PVC  $\phi$  40 mm dotado de lâmpada de UV de baixa pressão (15 W).

Através de um pequeno compressor de ar (tipicamente utilizado em sistemas de aeração de aquários), era introduzido ar atmosférico no interior da tubulação do conjunto gerador de ozônio, sendo este interligado por meio de mangueiras plásticas a dois difusores de bolhas finas posicionados na extremidade inferior do reator, conforme apresentado na Fig. 8 anexa.

O sistema conjugado – gerador de ozônio e reator – apresentou uma certa limitação em termos de geração e de transferência de ozônio à massa líquida. Em ensaios procedidos para determinação da concentração de ozônio no reator foram obtidos valores máximos de 0,2 mg/l, sendo a média igual a 0,09 mg/l, para vazões de ar afluentes ao reator da ordem de 600 a 1000 ml/min. Tais concentrações não resultaram em nenhuma melhoria da eficiência do sistema nos ensaios de inativação da *E. coli*, considerando-se tempos de contato de 1 minuto, turbidez entre 20 e 30 uT e cor verdadeira entre 20 e 30 uH.

Embora não tenha sido efetuado aqui nenhum tipo de estudo acerca destes problemas, é possível inferir que os seguintes procedimentos poderiam melhorar o sistema de geração e transferência do ozônio à massa líquida:

- a) Tratamento prévio do ar, possibilitando melhor rendimento do sistema gerador de ozônio; e
- b) Aumento do comprimento do reator e, portanto, da coluna líquida, possibilitando maior contato da fase gasosa com a fase líquida e, consequentemente, a melhoria na transferência do ozônio.

**Figura 8 – Sistema Gerador de Ozônio e o fotorreator de UV**

(inserir arquivo da figura 8)



### 3.2.3 Equipamentos Principais

Durante a condução dos experimentos, foram utilizados os seguintes equipamentos dos laboratórios do DESA:

- a) Espectrofotômetro modelo DR/2010 da HACH<sup>®</sup> na determinação de cor aparente e verdadeira das amostras, nos ensaios de actinometria para determinação da dose de radiação UV e na determinação das concentrações de ozônio nas amostras ensaiadas;
- b) Turbidímetro 2100A da HACH<sup>®</sup>, na determinação da turbidez das amostras;
- c) Balança de precisão SARTORIUS<sup>®</sup>, modelo BASIC, nas medidas das massas dos reagentes para preparação da água sintética;
- d) Medidor de pH modelo EC10 da HACH<sup>®</sup>;
- e) Equipamento Destilador e Deionizador FABBEL<sup>®</sup>.

A determinação da absorvância a 254 nm das amostras dos ensaios de determinação das constantes de inativação foi obtida através do espectrofotômetro modelo 8451A, da HEWLETT-PACKARD<sup>®</sup>, com apoio da equipe do Laboratório de Química Aplicada da FUNED.

### 3.2.4 Materiais Diversos

Foram utilizados os seguintes materiais e reagentes no decorrer do experimento :

Vidrarias :

- ❑ Provetas graduadas (100, 500 e 1000 ml);
- ❑ Becker (50, 100, 250 e 1000 ml);
- ❑ Balões volumétricos (100, 500 e 1000 ml);

- ❑ Pipetas volumétricas (10, 25, 50 e 100 ml) ;
- ❑ Erlenmeyer (100 e 250 ml);
- ❑ Funis de vidro;
- ❑ Bastões de vidro;
- ❑ Cadinhos de porcelana.

Reagentes para a preparação das águas sintéticas :

- ❑ Bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ), REAGEN<sup>®</sup> ;
- ❑ Solução 1,0 N de hidróxido de sódio ( $\text{NaOH}$ ), MERCK<sup>®</sup>;
- ❑ Solução 1,0 M de fosfato de potássio monobásico ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ), MERCK<sup>®</sup>;
- ❑ Sulfato de magnésio ( $\text{MgSO}_4$ ), MERCK<sup>®</sup> ;
- ❑ Cloreto de Potássio ( $\text{KCl}$ ), REAGEN<sup>®</sup> ;
- ❑ Sulfato de cálcio di-hidratado ( $\text{Ca SO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), MERCK<sup>®</sup> .

Reagentes para os ensaios de actinometria :

- ❑ Oxalato de Potássio monohidratado MERCK<sup>®</sup> ;
- ❑ Sulfato férrico penta-hidratado, SYNCKS<sup>®</sup>;
- ❑ Solução  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado;
- ❑ Fenantrolina ;
- ❑ Acetato de amônio;

Aparelhos e materiais diversos:

- ❑ Bomba de vácuo ;
- ❑ Filtro de nitrato de celulose, poros de 0,45  $\mu\text{m}$ ;
- ❑ Medidor de vazão de gás HITTER<sup>®</sup>, modelo 16.745;
- ❑ Reagente ACCU-VACUM 012535 da HACH<sup>®</sup> para determinação da concentração de ozônio, gentilmente cedido pela JUNDILAB;
- ❑ Balde plástico de 5 litros;
- ❑ Galões de 5 e 10 litros.

### 3.3 METODOLOGIAS

#### 3.3.1 Preparação da Água Sintética e Coleta da Água Natural

A água sintética utilizada no experimento foi preparada de acordo com a recomendação do “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”, 18<sup>a</sup> Ed., para águas utilizadas em ensaios de toxicidade, caracterizada como “muito branda”.

À água destilada e deionizada, obtida através do destilador e deionizador do DESA, foram adicionados os reagentes nas concentrações indicadas na Tab. 5:

**Tabela 5 – Adição de Reagentes na Preparação da Água Sintética**

Reagente	Concentração (mg/l)
NaHCO <sub>3</sub>	12,0
CaSO <sub>4</sub> . 2H <sub>2</sub> O	7,5
MgSO <sub>4</sub>	7,5
KCl	0,5
NaOH (1,0 N)	5,0
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> (1,0 M)	30,0

A adição destes reagentes resultou em uma água com as seguintes características:

**Tabela 6 – Características da Água Sintética**

Parâmetro	Faixa de Concentração
PH	6,4 – 6,8
Dureza	10 a 15 mg CaCO <sub>3</sub> /l
Alcalinidade	10 a 20 mg CaCO <sub>3</sub> /l

Após este preparo, foram adicionadas quantidades de argila e ácidos húmicos à água com o intuito de conferir a cor e turbidez desejadas. Dessa forma, com base nestes dois parâmetros, foram configurados os dois tipos de água, conforme as Tab. 7 e 8 seguintes:

**Tabela 7 – Concentrações de Adição de Argila e Ácidos Húmicos**

Reagente	Água Tipo I	Água Tipo II
Argila	3,2 mg/l	100 mg/l
Ácidos Húmicos	0,8 mg/l	1,8 mg/l

**Tabela 8 – Características das Águas Tipo I e Tipo II**

Parâmetro	Água Tipo I	Água Tipo II
PH	6,4 – 6,8	6,4 – 6,8
Dureza (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	10 – 15	10 – 15
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	10 – 20	10 – 20
Turbidez (uT)	0 – 5	20 – 30
Cor Aparente (uH)	20 – 30	170 – 230
Cor Verdadeira (uH)	15 – 20	20 – 30

A água para os ensaios foi sempre preparada em quantidade suficiente para utilização em cerca de 05 (cinco) ensaios, possíveis de serem realizados em um único dia, evitando-se, assim, o armazenamento da água sintética.

A água natural I foi coletada na Estação de Tratamento de Água de Morro Redondo, da COPASA MG, a montante da câmara de pré-cloração e aplicação de cal de reação. A água coletada é proveniente dos mananciais Fechos e Mutuca. A turbidez (4,9 uT) e a cor aparente (30 uH) na ocasião da coleta enquadraram-se às características da água sintética tipo I.

Tentou-se também obter uma água natural com características semelhantes às da água tipo II. Foi realizada uma coleta no sistema produtor do Barreiro, da COPASA MG, na barragem do córrego Clemente. Este manancial apresenta dados históricos de turbidez que se enquadram à faixa desejada. Contudo, nesta época do ano, a turbidez (5,0 uT) e a cor aparente (23 uH) na ocasião da coleta se aproximaram mais das características da água sintética tipo I. Assim, os ensaios cinéticos para águas mais turvas foram realizados com água sintética tipo II. A água natural foi mantida à temperatura ambiente, tendo sido objeto de ensaios cerca de 3 a 4 horas após sua coleta.

### **3.3.2 Elaboração da Curva de Crescimento da *E. coli***

Os ensaios de desinfecção que integraram a fase experimental foram baseados na inativação da bactéria *E. coli* para as águas sintéticas e de *E. coli* e coliformes para as águas naturais. Todos os trabalhos que envolveram a preparação dos inóculos de contaminação das águas sintéticas utilizadas nos experimentos foram desenvolvidos com o apoio da equipe de microbiologia do PROSAB vinculada à UFMG.

A *E. coli* foi obtida a partir de cepa natural isolada de água, cedida pela coordenação do PROSAB. Foram elaboradas as curvas de crescimento da *E. coli* de modo a permitir o conhecimento da fase exponencial de crescimento, possibilitando, assim, o trabalho sistemático com células jovens e viáveis. Basicamente, o procedimento foi conduzido conforme o seguinte roteiro:

- a) Transferiu-se uma alçada da cultura-mãe para caldo triptona de soja (TSB) e incubou-se a 37° C por 24 horas;
- b) Repicou-se novamente a amostra em meio líquido no dia anterior ao experimento;
- c) Distribuiu-se alíquotas de 0,1 ml em 16 tubos de ensaio contendo 10 ml de TSB e incubou-se a 37° C utilizando-se estufa ou banho-maria equipado com “shaker”.

A cada 30 minutos retirou-se um tubo de ensaio da estufa (ou do banho-maria com shaker) e procedeu-se a medida da absorbância a 520 nm, através de espectrofotômetro. Foi utilizado o meio de cultura não inoculado como branco, mantido à mesma temperatura da amostra.

Através de técnica de incorporação pour-plate (Fig. 9), foi plaqueado 0,1 ml da amostra em meio TSA em duplicata, efetuando-se previamente as diluições necessárias.

As placas foram incubadas em estufa a 37° C, após invertidas e identificadas, por um período de 24 horas. Após este período, foi realizada a contagem das colônias bacterianas (UFC/ml) para cada placa. Foram então elaborados os gráficos das curvas de absorbância e de UFC em relação ao tempo de leitura das amostras, conforme apresentado na Tab. 9 anexa.

Foi realizado ainda a determinação da curva de crescimento para um tempo total igual a 2 horas, seguindo o mesmo procedimento anteriormente descrito mas em intervalos de tempo iguais a 15 minutos e com volume distribuído para cada tubo com meio de cultura igual a 0,01 ml.

As curvas obtidas são apresentadas em seqüência.

**Figura 9 – Esquema da Técnica de Incorporação “Pour – Plate”**

**Tabela 9 – Curva de Crescimento da *Escherichia coli***

#	Tempo (h)	$\alpha_{520 \text{ nm}}$	UFC
1	0,5	0,020	$>3,00 \times 10^4$
2	1,0	0,024	$>3,00 \times 10^5$
3	1,5	0,053	$>2,22 \times 10^4$
4	2,0	0,123	$2,00 \times 10^9$
5	2,5	0,240	$>3,00 \times 10^9$
6	3,0	0,623	$>3,00 \times 10^{11}$
7	3,5	0,773	$>3,00 \times 10^{12}$
8	4,0	0,954	$>3,00 \times 10^{12}$
9	4,5	1,061	$>3,00 \times 10^{12}$
10	5,0	1,092	$>3,00 \times 10^{12}$
11	5,5	1,107	$>3,00 \times 10^{12}$
12	6,0	1,112	$>3,00 \times 10^{12}$
13	6,5	1,101	$>3,00 \times 10^{12}$
14	7,0	1,122	$>3,00 \times 10^{12}$
15	7,5	1,113	$>3,00 \times 10^{12}$
16	8,0	1,102	$>3,00 \times 10^{12}$



Figura 10 – Gráfico de Crescimento da *E. coli*

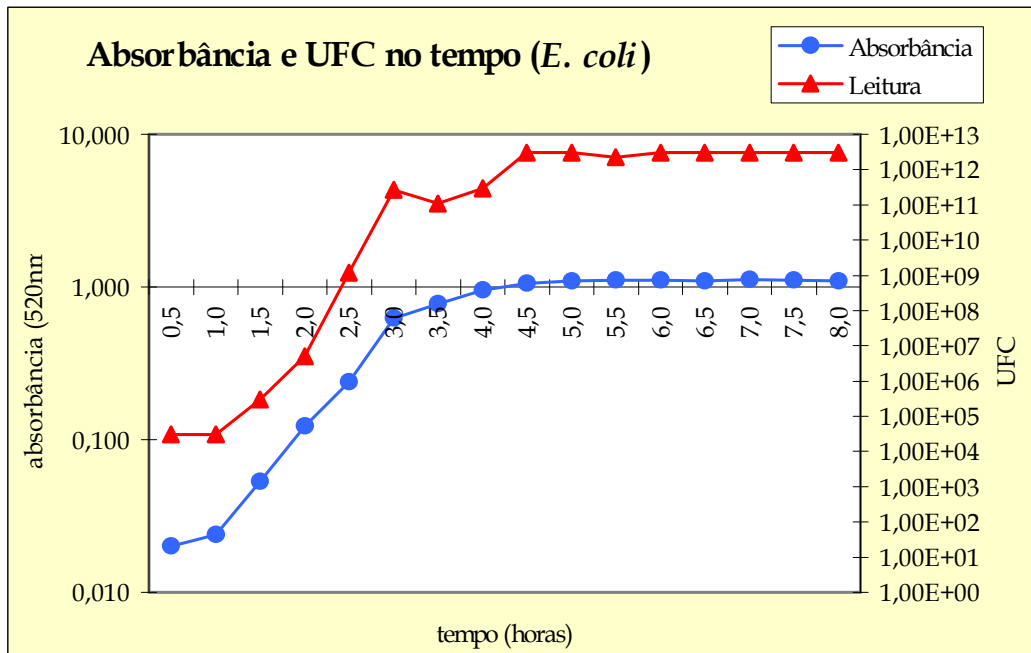


Figura 11 – Regressão UFC e Absorbância para *E. coli*

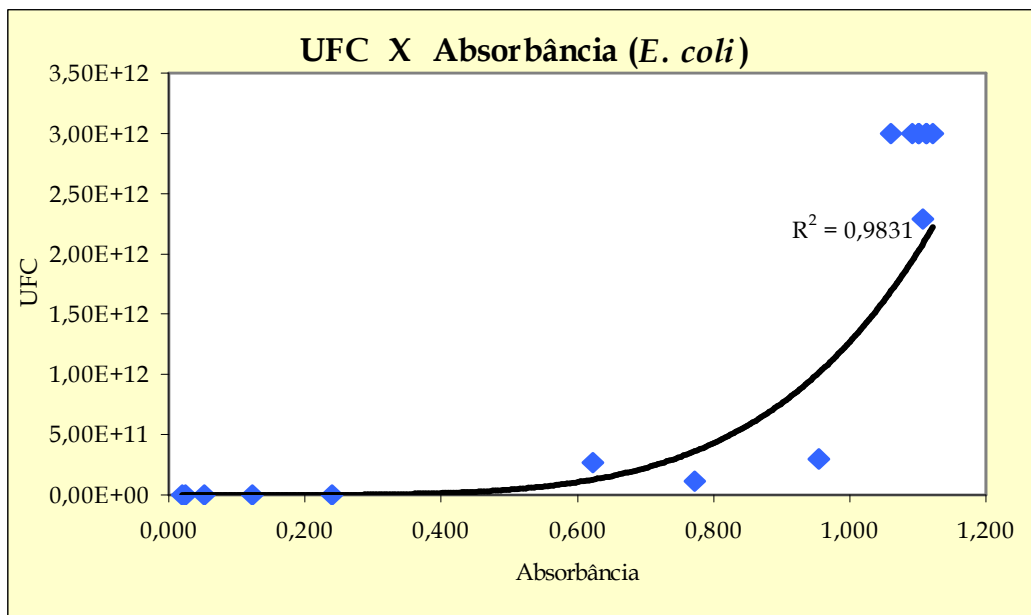
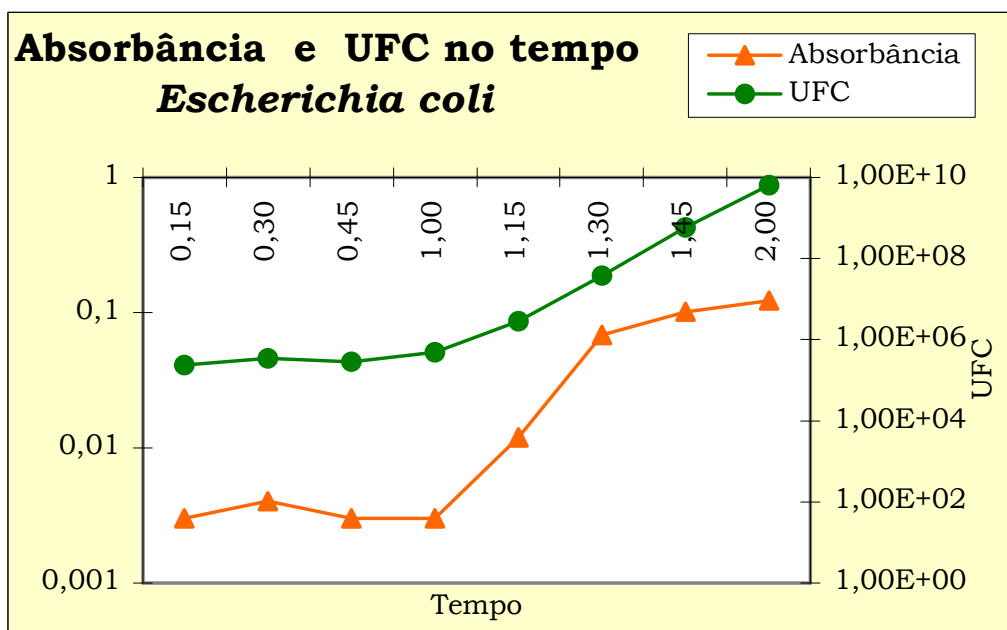


Figura 12 – Curva de Crescimento em 2 horas para a *E. coli*



Com estes resultados, foi possível verificar que o início da fase exponencial para a *Escherichia coli* correspondeu a um tempo de 1 hora.

Após determinada a curva de correlação UFC x Absorbância, para cada experimento foi repicada a amostra da cultura-mãe e, após incubação em banho-maria e shaker pelo tempo de 1 hora, medida a absorbância a 520 nm. A leitura da absorbância foi então relacionada a uma concentração de células através da curva UFC x Absorbância, permitindo a determinação dos volumes dos inóculos em cada experimento.

### 3.3.3 Determinação da Dose de Radiação UV através da Actinometria

A intensidade de radiação ultravioleta está relacionada com a quantidade de energia recebida por uma unidade de área. Sua determinação só é possível através de radiômetros ou actinômetros. A precisão da medida feita com radiômetros está associada à sensibilidade do equipamento aos comprimentos de onda de interesse e ao número de medições realizadas em diferentes pontos do reator (DANIEL & CAMPOS, 1993). O campo de intensidade dentro do reator pode ser bastante variável, o que torna difícil a determinação da intensidade média relativa ao volume de líquido no reator. Desta forma, para esta determinação, utilizam-se substâncias actinométricas que sofrem reações fotoquímicas em comprimentos de onda específicos.

O ferrioxalato de potássio teve sua aplicação como substância actinométrica introduzida por HATCHARD & PARKER (DANIEL & CAMPOS, 1993). Quando exposto à radiação UV, o ferrioxalato é reduzido, apresentando um rendimento quântico de 1,26 moles de  $Fe^{2+}$  por einstein para comprimentos de onda inferiores a 436 nm. Como nas lâmpadas de baixa pressão de mercúrio a emissão em comprimentos de onda abaixo de 280 nm é de 86% de sua energia a 254 nm, pode-se admitir que a redução do ferrioxalato de potássio é devida apenas a este comprimento de onda (DANIEL & CAMPOS, 1993).

A cinética deste procedimento de actinometria pode ser acompanhada medindo-se a concentração de  $Fe^{2+}$  formado ao longo do tempo de exposição à radiação UV. A concentração molar de  $Fe^{2+}$  é medida através da absorbância de um complexo de  $Fe^{2+}$  - fenantrolina – de cor vermelha a 510 nm. Íons férricos formam somente um leve complexo com fenantrolina, transparente a 510 nm.

A dose média por volume de líquido irradiado pode ser calculada pela equação:

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

em que:

$D$  = Dose de UV no comprimento de onda de 254 nm, em  $\text{mW.s/cm}^3$ ;

$[Fe^{+2}]_d$  = Concentração molar de  $Fe^{2+}$  depois da irradiação, em mol/l;

$[Fe^{+2}]_a$  = Concentração molar de  $Fe^{2+}$  antes da irradiação, em mol/l;

$\phi_{Fe}$  = Rendimento quântico de  $Fe^{2+}$  no comprimento de onda 254 nm (mol/einstein).

A dose aplicada à superfície irradiada ( $\text{mW.s/cm}^2$ ) é calculada multiplicando-se a “dose média por volume”, calculada conforme a equação 11 anterior, por uma profundidade média da lâmina no reator. Neste estudo foi assumida a mesma condição admitida por HARRIS et. al. (1987) para reatores anulares, considerando-se as situações seguintes:

- a) Admitindo-se haver 100% de reflexão da radiação UV, a área irradiada é a área das paredes do reator em contato com o líquido; e
- b) Admitindo-se não haver nenhuma reflexão da radiação UV (100% de absorção pelo líquido e paredes do reator), a área irradiada é a área de parede da lâmpada.

Assim, considerou-se como profundidade média da lâmina ( $L$ ) o resultado da divisão do volume ensaiado (2 litros) pela área média irradiada, sendo esta calculada pela expressão seguinte:

$$A_M = \frac{A_R + A_L}{2} \quad (\text{Eq. 12})$$

em que:

$A_R$  = Área das paredes do reator em contato com o líquido, em  $\text{cm}^2$ ;

$A_L$  = Área da parede da lâmpada em contato com o líquido, em  $\text{cm}^2$ .

Deste modo, a profundidade média da lâmina foi determinada a partir dos seguintes elementos referentes à configuração do reator utilizado:

- Volume de líquido ensaiado: 2 litros (2.000 cm<sup>3</sup>);
- Diâmetro interno do reator: 9,80 cm;
- Diâmetro externo da lâmpada: 2,6 cm;
- Determinação da altura do líquido (H) no reator:

- Área preenchida pelo líquido : Área do reator – área da lâmpada
- Área do reator :  $A_R = \frac{\pi \cdot 0,098^2}{4} \times 10.000 = 75,43 \text{ cm}^2$  ;
- Área da lâmpada:  $A_L = \frac{\pi \cdot 0,026^2}{4} \times 10.000 = 5,31 \text{ cm}^2$  ;
- Área de preenchimento do líquido = (75,43 – 5,31) = 70,12 cm<sup>2</sup> ;
- Altura do líquido no reator :  $H = 2.000 \text{ cm}^3 \div 70,12 \text{ cm}^2 = 28,52 \text{ cm}$ .

- Determinação da área de paredes em contato com o líquido (A<sub>R</sub>):

- $A_R = \pi D_R \times H = \pi \times 9,8 \times 28,52 = 878,06 \text{ cm}^2$  ;

- Determinação da área da lâmpada em contato com o líquido (A<sub>L</sub>):

- $A_L = \pi D_L \times H = \pi \times 2,6 \times 28,52 = 232,97 \text{ cm}^2$  ;

- Determinação da Área Média Irradiada (A<sub>M</sub>):

- $A_M = (878,06 \text{ cm}^2 + 232,97 \text{ cm}^2) \div 2 = 554,52 \text{ cm}^2$  ;

- Determinação da profundidade média da lâmina (L):

- $L = V \div A_M = (2.000 \text{ cm}^3 \div 554,52 \text{ cm}^2) = 3,61 \text{ cm}$ ;

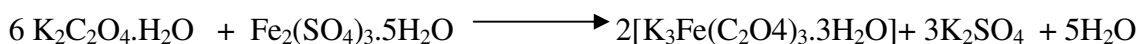
Assim, a dose aplicada à superfície irradiada (mW.s/cm<sup>2</sup>) pode ser determinada pela seguinte expressão:

$$D = \frac{[Fe^{+2}]_d - [Fe^{+2}]_a}{\phi Fe} \times 4,719 \times 10^5 \times 3,61 \quad (Eq. 13)$$

### 3.3.3.1 Preparo da Solução Actinométrica

Os ensaios de actinometria foram realizados pela equipe de suporte na área de química do PROSAB, sendo aqui descritos os procedimentos então realizados.

A obtenção do ferrioxalato de potássio se deu a partir dos reagentes oxalato de potássio monohidratado ( $K_2C_2O_4 \cdot H_2O$ ) e do sulfato férrico penta-hidratado ( $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 5H_2O$ ), sendo a reação de formação dada por:



A solução de ferrioxalato de potássio foi obtida a partir da mistura – apenas no instante do teste – de duas soluções previamente preparadas (A e B), com volume final de 2,0 litros, mantendo-se o mesmo volume adotado para os ensaios de inativação. Os preparos destas soluções se deram conforme descrito a seguir :

Solução A :  $V_A = 1l$ . Pesou-se 3,316 g de oxalato de potássio que, em um béquer de 100 ml, foi dissolvido em certa quantidade de  $H_2SO_4$  0,1N, com o auxílio de um bastão de vidro. Transferiu-se a solução para um balão volumétrico de 1000 ml e completou-se até o traço. Em seguida, a solução foi transferida para um frasco âmbar de 1 litro e rotulada;

Solução B :  $V_B = 1l$ . Pesou-se 1,47g de sulfato férrico penta-hidratado que, em um béquer de 100 ml, foi dissolvido em certa quantidade de  $H_2SO_4$  0,1N, com o auxílio de um bastão de vidro. Transferiu-se a solução para um balão volumétrico de 1000 ml e completou-se até o traço. Em seguida, a solução foi transferida para um frasco âmbar de 1 litro e rotulada.

### 3.3.3.2 Curvas de Calibração

No ensaio da actinometria, a concentração do  $\text{Fe}^{2+}$  resultante da irradiação UV sobre a solução de ferrioxalato de potássio é relacionada à absorbância da amostra irradiada a 510 nm. Desta forma, é necessária a construção de uma curva de calibração, tornando possível a determinação da concentração de  $\text{Fe}^{2+}$  nas amostras dos ensaios de actinometria através da leitura de seus valores de absorbância a 510 nm.

Foram elaboradas duas curvas de calibração, baseadas nas metodologias propostas por DANIEL & CAMPOS (1993) e pelo “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”, 18<sup>a</sup> Ed. As curvas obtidas são apresentadas em anexo.

Para determinação das doses de radiação por unidade de volume (Eq. 11) foi adotada a curva de calibração indicada na Fig. 13, que apresentou o maior coeficiente de correlação.

O procedimento para a elaboração da curva de calibração adotada seguiu o seguinte roteiro:

- a) Em uma série de balões volumétricos de 50,0 ml foram adicionados os seguintes volumes de solução  $1 \times 10^{-3}\text{M}$  de  $\text{Fe}^{+2}$  : 0; 0,5; 1,0 ; 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 3,5; 4,0; 4,5; 5,0 ml;
- b) Em seguida, foram adicionadas em cada um dos balões, obedecendo à seqüência, as seguintes soluções:
  - $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,1N até completar volume de 25,0 ml;
  - 5,0 ml de solução de fenantrolina monohidratada 0,1% em água;
  - Solução tampão até completar volume de 50,0 ml.
- c) Misturavam-se os balões a cada adição de reagente. Após a adição da solução tampão, foi também procedida a mistura da amostra e deixada em repouso por meia hora para desenvolvimento de cor;
- d) Mediu-se a absorbância em espectrofotômetro a 510 nm em cubetas de 1,0 cm e corrigiu-se a absorbância com o branco.

**Figura 13 - Curva de Calibração –  $\alpha$  510 nm x  $[\text{Fe}^{2+}]$  – Met. DANIEL & CAMPOS, 1993**

Inserir curva do excel



Inserir curva do excel

**Figura 14 - Curva de Calibração –  $\alpha$  510 nm x  $[\text{Fe}^{2+}]$  – Met. Standard Methods, 18<sup>a</sup> Ed.**

### 3.3.3.3 Procedimentos dos Ensaio de Actinometria

Os ensaios de actinometria foram integralmente realizados em ambiente escuro. A lâmpada no fotorreator permaneceu ligada por 15 minutos para seu aquecimento, sendo então desligada até o início do teste, logo em seqüência.

Para isto, as soluções de oxalato de potássio (Solução A) e de sulfato férrico (Solução B), já preparadas na véspera, foram misturadas protegidas da luz e introduzidas no fotorreator. Foi então coletada uma amostra de 5 ml não submetida à radiação UV (branco ou amostra não irradiada). A lâmpada foi então ligada e foram coletadas amostras em intervalos de tempo regulares. De cada amostra foram pipetadas alíquotas e transferidas para seis balões volumétricos de 100 ml e adicionados 20 ml de solução de fenantrolina, 10 ml de solução tampão (acetato de amônio/ácido acético glacial) e 1ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado. Após repouso de 30 minutos, foram realizadas as medidas de absorbância a 510 nm em cubetas de 1 cm. As quantidades de Fe<sup>2+</sup> foram determinadas através da curva de calibração e corrigidas pela expressão:

$$C_{Fe^{2+}} = \frac{C_{MEDIDA} \cdot V_{FRASCO}}{V_{ALÍQUOTA}}$$

Através dos processos acima descritos, foram determinadas as seguintes doses para o fotorreator utilizado:

**Tabela 10 – Dose por Unidade de Volume : Ensaio 1**

Tempo (min)	$\alpha$ 510 nm	[Fe2+]MEDIDA (mg/l)	[Fe2+]CORRIGIDA (mg/l)	Dose (mW.s/cm <sup>3</sup> )
0	0,000	0,000	0,000	-
1	0,008	0,018	0,089	0,599
2	0,015	0,033	0,167	1,122
3	0,213	0,468	2,377	15,939

**Tabela 11 – Dose por Unidade de Volume : Ensaio 2**

Tempo (min)	$\alpha$ 510 nm	[Fe <sup>2+</sup> ] <sub>MEDIDA</sub> (mg/l)	[Fe <sup>2+</sup> ] <sub>CORRIGIDA</sub> (mg/l)	Dose (mW.s/cm <sup>3</sup> )
0	0,000	0,000	0,000	-
1	0,008	0,018	0,088	0,590
2	0,015	0,033	0,167	1,122
3	0,174	0,388	1,942	13,020

### 3.3.4 Ensaios de Inativação

#### 3.3.4.1 Sistema de UV

Todos os ensaios foram conduzidos nos laboratórios do DESA. Inicialmente, foi feita uma adaptação do reator para operar em sistema de bateladas, uma vez que este teve sua concepção para operação em um sistema de fluxo contínuo, conforme apresentado na Fig. 15. A primeira adaptação para operação em bateladas consistiu do tamponamento da derivação de entrada do reator e instalação de uma curva de PVC na derivação de saída, passando essa a ter a função de entrada (Fig. 16). Com esta configuração foram realizados onze ensaios de inativação, com volume de água experimental igual a 2,5 litros, sendo coletados três amostras em tempos tais que correspondessem às alturas de lâmina inferior, média e superior do volume de água no reator. Verificou-se que, sistematicamente, os resultados de inativação referentes à última coleta de cada ensaio, portanto correspondente à parcela superior do volume, apresentaram eficiência bastante inferior às demais coletas. Tal fato deu-se devido à altura da lâmina de água no reator. O volume adotado de 2,5 litros impunha um nível de água no reator que ultrapassava a altura do eixo da curva adaptada como derivação de entrada. Como consequência, um determinado volume que se acomodava nesta derivação não era submetido às mesmas condições de radiação existentes no corpo do reator.

**Figura 15 - Esquema do Reator com Operação em Fluxo Contínuo**

**Figura 16 - 1ª Adaptação do Reator para Operação em Regime de Bateladas**

Uma vez identificado este problema, passou-se a utilizar um volume de 2,0 litros em cada ensaio e, posteriormente, foi procedida uma nova adaptação do sistema de entrada, resultando na configuração final do reator, anteriormente apresentada na Fig. 6.

Após a definição desta configuração final e do volume experimental de 2,0 litros, os ensaios foram executados segundo os procedimentos seguintes:

- a) Inicialmente, efetuava-se a lavagem do reator com água destilada e deionizada, com volume aproximado de três vezes o volume do reator (cerca de 7,5 litros, portanto). Durante esta lavagem, a lâmpada UV era mantida acesa para aquecimento;
- b) Com auxílio de uma proveta graduada, media-se o volume de dois litros da água experimental, sendo este transferido para um balde plástico previamente limpo. Adicionava-se o volume do inóculo de contaminação e, após agitação enérgica com bastão de vidro, coletava-se uma amostra de 10 ml para determinação da concentração afluente de NMP;
- c) O volume contaminado era então transferido para o reator, através do funil de alimentação. Ligava-se a lâmpada UV pelo tempo correspondente ao ensaio (1, 3 ou 5 minutos). Após o desligamento, coletava-se uma amostra de 100 ml para determinação da concentração de microrganismos no efluente;
- d) Após a coleta da amostra do efluente, era procedida a descarga do reator, mantendo-se a lâmpada UV acesa, promovendo sua esterilização.

A cada ensaio, os procedimentos supracitados eram repetidos, sendo que todos os materiais utilizados eram limpos com álcool 70% e lavados abundantemente com água destilada e deionizada.

Cabe observar que em duas oportunidades foram realizadas amostragens nos pontos intermediários para se avaliar o grau de dispersão dos microrganismos, em tempos de 1 e 3 minutos. Em ambas as avaliações, obteve-se um desvio inferior a 5%, assegurando o estado de homogeneização da amostra contaminada dentro do reator.

### 3.3.4.2 Sistema Conjugado UV + O<sub>3</sub>

Nos ensaios com operação do sistema conjugado (UV + O<sub>3</sub>) foram procedidos os mesmos passos anteriormente descritos, sendo acionados simultaneamente o sistema gerador de O<sub>3</sub> e a lâmpada UV. A determinação da concentração média de O<sub>3</sub> no meio líquido foi procedida previamente, através de ensaios com água destilada e deionizada e operação do sistema gerador de ozônio com uma vazão de gás de 1000 ml/min.

O procedimento para determinação da concentração de O<sub>3</sub> no meio líquido foi realizado em ambiente escuro e seguiu o roteiro próprio do método do espectrofotômetro DR/2010 da HACH<sup>®</sup>, utilizando-se ampolas do reagente 012535, também da HACH<sup>®</sup>, próprio para concentrações de até 1,5 mgO<sub>3</sub>/l. Basicamente, tal procedimento foi constituído dos seguintes passos:

- a) O sistema gerador de ozônio foi colocado em operação por cerca de 30 minutos, de modo a se promover o aquecimento da lâmpada e desligado para o preenchimento do reator;
- b) O reator foi cheio com um volume de 2 litros de água destilada e deionizada;
- c) O sistema foi religado e após o tempo de ensaio definido foi desligado. Imediatamente foram coletadas amostras dos pontos de amostragem inferior, intermediário e superior em frascos previamente limpos de 40 ml. As amostras foram cuidadosamente levadas à câmara escura, evitando qualquer movimento que provocasse mistura nos frascos;
- d) Foi introduzida a ampola do reagente no béquer de 40 ml da primeira amostra e para zerar a leitura do espectrofotômetro. Foi então introduzida a ampola do reagente na amostra de branco (água destilada e deionizada) e efetuada a leitura da concentração de O<sub>3</sub> no espectrofotômetro. Para as demais amostras procedeu-se da mesma forma, sendo feita a leitura a partir da mesma amostra de branco.

Foram realizados ensaios com a operação apenas do sistema gerador de ozônio (sistema de UV desligado) e com o sistema conjugado UV + O<sub>3</sub>. Embora a operação com o sistema conjugado tenha resultado em concentrações ligeiramente superiores de O<sub>3</sub>, não houve diferenciação substancial nas dosagens obtidas, conforme a tabela seguinte:

**Tabela 12 – Ensaio de Determinação da [O<sub>3</sub>] na Fase Líquida**

Ensaio	Sistema	T (min)	Ponto de Amostragem	t (° C)	[O <sub>3</sub> ] (mg/l)
1	O <sub>3</sub>	3	1	28	0,10
2	O <sub>3</sub>	5	1	28	0,09
3	O <sub>3</sub>	7	1	28	0,02
4	O <sub>3</sub>	9	1	28	0,03
5	O <sub>3</sub>	10	1	28	0,05
6	O <sub>3</sub>	3	2	28	0,20
7	O <sub>3</sub>	5	2	28	0,06
8	O <sub>3</sub>	7	2	28	0,02
9	O <sub>3</sub>	9	2	28	0,04
10	O <sub>3</sub>	10	2	28	0,05
11	O <sub>3</sub> +UV	3	2	28	0,20
12	O <sub>3</sub> +UV	3	2	28	0,03
13	O <sub>3</sub> +UV	3	2	28	0,05
14	O <sub>3</sub>	2	2	28	0,02
15	O <sub>3</sub>	4	2	28	0,01
16	O <sub>3</sub>	6	2	28	0,04

**Tabela 13 – Faixas de [O<sub>3</sub>] obtidas**

Parâmetro	Sistema O <sub>3</sub>	Sistema O <sub>3</sub> + UV
[O <sub>3</sub> ] Máxima (mg/l)	0,20	0,20
[O <sub>3</sub> ] Mínima (mg/l)	0,01	0,03
[O <sub>3</sub> ] Média (mg/l)	0,06	0,09



## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

## 4.1 ANÁLISES DE EFICIÊNCIA DO SISTEMA

### 4.1.1 Etapa 1 – Inativação de *E. coli*

Conforme exposto anteriormente, os experimentos desta Etapa 1 basearam-se no estudo da eficiência do sistema em termos de inativação de *E. coli*, tendo sido realizados ensaios com águas sintéticas, de acordo com as seguintes características:

- a) **Fase 1** :
  - Água Sintética tipo 1;
  - Tempo de Contato igual a 5 minutos;
  - Número Total de Ensaios: 88; e
  
- b) **Fase 2** :
  - Água Sintética tipo 2;
  - Tempos de Contato iguais a 1, 3 e 5 minutos;
  - Número Total de Ensaios: 90 (30 para cada tempo de contato).

Em cada ensaio foram determinadas as concentrações de microrganismos do afluente e do efluente, permitindo a avaliação da eficiência do processo. As concentrações de microrganismos foram obtidas através de processo cromogênico, utilizando-se reagentes e cartelas da Tecnologia de Substrato Definido™ da IDEXX® Laboratories, Inc.

As características e os resultados dos ensaios de cada etapa são apresentados em seqüência, sendo que para a fase 1 são apresentados 30 dos 88 ensaios. Tal fato deveu-se à identificação de diversos ensaios cujos resultados foram influenciados por erros de procedimento na contaminação das amostras e, também, pelos motivos já expostos anteriormente e que resultaram na adoção final de um volume experimental igual a 2,0 l.

**Tabela 14 – Ensaio da 1ª Etapa – Fase 1: Água tipo 1; T = 5'**

Continuação 1ª etapa

**Tabela 15 – Ensaio da 1ª Etapa – Fase 2: Água tipo 2; T = 1'**

**Tabela 16 - Ensaio da 1ª Etapa – Fase 2: Água tipo 2; T = 3'**

**Tabela 17 - Ensaio da 1ª Etapa – Fase 2: Água tipo 2; T = 3'**

O arranjo dos resultados obtidos permitiu a elaboração de tabelas e gráficos que possibilitaram a análise e a visualização da eficiência ou da correlação do sistema em termos de:

a) Análises de Eficiência:

- Inativação Percentual;
- Inativação em Unidades Logarítmicas; e
- NMP/100 ml da amostra tratada .

b) Análise de Correlação:

- Carga Afluente (NMP/100 ml) e Eficiência.

A seguir são apresentados os elementos referentes a estas análises para as fases 1 (Água Tipo 1, T = 5') e 2 (Água Tipo 2, T = 1; 3 e 5').

#### 4.1.1.1 Resultados de Inativação Percentual

O arranjo dos resultados obtidos para os experimentos das fases 1 e 2 possibilitou a identificação das seguintes frequências em termos de inativação percentual:

□ **Fase 1 : Água Tipo 1, T = 5'**

**Tabela 18 – Inativação Percentual – Fase 1 – T = 5'**

Inativação (%)	F(x)	F(x)%
< 99,995	0	0
99,995 < X < 99,999	0	0
> 99,999	30	100,00
$\Sigma$	30	100,00



□ **Fase 2 : Água Tipo 2, T = 1'**

**Tabela 19 – Inativação Percentual – Fase 2 – T = 1'**

Inativação (%)	F(x)	F(x)%
< 99,995	10	36,67
99,995 < X < 99,999	3	10,00
> 99,999	17	56,67
$\Sigma$	30	100,00

□ **Fase 2 : Água Tipo 2, T = 3'**

**Tabela 20 – Inativação Percentual – Fase 2 – T = 3'**

Inativação (%)	F(x)	F(x)%
< 99,995	0	0,00
99,995 < X < 99,999	0	0,00
> 99,999	30	100,00
$\Sigma$	30	100,00

□ **Fase 2 : Água Tipo 2, T = 5'**

**Tabela 21 – Inativação Percentual – Fase 2 – T = 5'**

Inativação (%)	F(x)	F(x)%
< 99,995	0	0,00
99,995 < X < 99,999	0	0,00
> 99,999	30	100,00
$\Sigma$	30	100,00

De acordo com os dados apresentados nas tabelas anteriores, verifica-se que todos os ensaios apresentaram as mesmas características em termos de inativação percentual – todas as amostras ensaiadas tiveram 100% de inativação, exceção feita aos ensaios referentes à fase 2 com tempo de contato igual a 1 minuto, cujo gráfico referente às frequências indicadas na Tab. 19 anterior é apresentado em anexo (Fig. 17)

Cabe considerar que embora o caráter estatístico do teste de determinação da presença dos microrganismos, baseado na tecnologia de substrato definido, imponha a necessidade de se expressar os resultados negativos de presença como “<1”, considerou-se a inativação de 100% para tais resultados. A rigor, poder-se-ia admitir que a inativação devesse ser considerada como “>99,9...”. Ainda que tal consideração seja correta do ponto de vista matemático, entendeu-se que ela induziria à uma análise pouco otimista dos resultados. Tome-se como exemplo o ensaio de nº. 1 da fase 1, t = 5’. Os dados referentes à inativação percentual deste ensaio são:

- NMP/100 ml afluyente: ..... 1,70 x 10<sup>4</sup> ;
- NMP/100 ml efluente: ..... <1,0 ;
- Determinação da Inativação Percentual:

$$I(\%) = \frac{NMP_{AFLUENTE} - NMP_{EFLUENTE}}{NMP_{AFLUENTE}} \times 100 = 99,99412$$

Logo, a inativação acima deveria ser expressa, do ponto de vista matemático, como >99,99412. Assumindo um ponto de vista mais prático, considerou-se que a ausência de microrganismos (<1,0) indicou 100% de inativação.

#### 4.1.1.2 Resultados de Inativação em Unidades Logarítmicas

A exemplo do item anterior, o arranjo dos resultados obtidos para os experimentos das fases 1 e 2 possibilitou a identificação das seguintes frequências em termos de inativação em unidades logarítmicas:

**Figura 17 - Gráfico de Frequência de Inativação (%) – Fase 2 – T = 1'**

□ **Fase 1 : Água Tipo 1, T = 5'**

**Tabela 22 - Inativação em Unidades Logarítmicas – Fase 1 – T = 5'**

Inativação (Log)	F(x)	F(x)%
$3,00 \leq X < 4,00$	2	6,67
$4,00 \leq X < 5,00$	15	50,00
$5,00 \leq X < 6,00$	7	23,33
$\geq 6,00$	6	20,00
$\Sigma$	30	100,00

□ **Fase 2 : Água Tipo 2, T = 1'**

**Tabela 23 - Inativação em Unidades Logarítmicas – Fase 2 – T = 1'**

Inativação (Log)	F(x)	F(x)%
$X < 3,00$	2	6,67
$3,00 \leq X < 4,00$	13	43,33
$4,00 \leq X < 5,00$	6	20,00
$5,00 \leq X < 6,00$	5	16,67
$\geq 6,00$	4	13,33
$\Sigma$	30	100,00

A representação gráfica das frequências indicadas nas Tab. 22 e 23 anteriores são apresentadas, respectivamente, nas Fig. 18 e 19 seguintes.

**Figura 18 – Gráfico de Frequência de Inativação (Log) – Fase 1 – T = 5'**

**Figura 19 - Gráfico de Frequência de Inativação (Log) – Fase 2 – T = 1'**

□ **Fase 2 : Água Tipo 2, T = 3'**

Inativação (Log)	F(x)	F(x)%
$X < 3,00$	0	0,00
$3,00 \leq X < 4,00$	12	40,00
$4,00 \leq X < 5,00$	6	20,00
$5,00 \leq X < 6,00$	6	20,00
$\geq 6,00$	6	20,00
$\Sigma$	30	100,00

**Tabela 24 - Inativação em Unidades Logarítmicas – Fase 2 – T = 3'**

□ **Fase 2 : Água Tipo 2, T = 5'**

**Tabela 25 - Inativação em Unidades Logarítmicas – Fase 2 – T = 5'**

Inativação (Log)	F(x)	F(x)%
$X < 3,00$	4	13,33
$3,00 \leq X < 4,00$	8	26,67
$4,00 \leq X < 5,00$	6	20,00
$5,00 \leq X < 6,00$	6	20,00
$\geq 6,00$	6	20,00
$\Sigma$	30	100,00

A representação gráfica das frequências indicadas nas Tab. 24 e 25 anteriores são apresentadas, respectivamente, nas Fig. 20 e 21 seguintes.

**Figura 20 - Gráfico de Frequência de Inativação (Log) – Fase 2 – T = 3'**



**Figura 21 - Gráfico de Frequência de Inativação (Log) – Fase 2 – T = 5'**

Os dados apresentados demonstram que o comportamento do sistema foi bastante similar nas situações estudadas em termos de redução de unidades logarítmicas de microrganismos, havendo sempre uma maior frequência no intervalo compreendido entre 3,00 e 4,00 log.

Tais resultados, objetivando caracterizar a eficiência do processo de desinfecção, devem ser observados sempre em conjunto com as cargas afluentes, uma vez que são limitados por ela. Tomando-se também o ensaio de n°. 1 da fase 1,  $t = 5'$  como exemplo, verifica-se que a máxima redução possível seria de 4,23 log, correspondente a uma inativação de 100% dos microrganismos afluentes. Essa mesma redução em termos de unidades logarítmicas para uma carga afluente hipotética de, por exemplo,  $1 \times 10^7$  NMP/100 ml corresponderia a uma carga residual aproximada de  $5,9 \times 10^2$  NMP, que não indicaria eficiência do processo em termos de barreira sanitária. Assim, é importante a avaliação conjunta destes resultados com as cargas afluentes e residuais, conforme apresentado no item seguinte.

#### **4.1.1.3 Carga Efluente Residual**

Dentro das condições definidas para o experimento, verificou-se ter havido completa inativação dos microrganismos para os ensaios com tempos de detenção iguais a 5'. Dos ensaios da fase 2 (água tipo 2) com tempos de detenção iguais a 3', apenas um apresentou carga residual de microrganismos, sendo esta de apenas 3,1 NMP/100 ml, tendo havido uma redução de mais de 5 unidades logarítmicas. Embora não tenham sido realizados estudos de determinação da dose da radiação UV nestes ensaios, é possível admitir com base na redução logarítmica obtida que tal resultado tem mais significado de flutuação amostral do que como expressão da ineficiência do sistema para tais condições.

Já para os ensaios da fase 2 com tempos de contato iguais a 1', fica evidente a insuficiência da dose de radiação UV aplicada para inativação completa dos microrganismos. Tal dado é de extrema relevância ao se considerar o sistema como última barreira sanitária antes do ponto de consumo final. Os resultados obtidos são apresentados a seguir.

□ Fase 1 : Água Tipo 1, T = 5'

NMP/100 ml	F(x)	F(x) <sub>ACUMULADA</sub>	F(x)%	F(x)% <sub>ACUMULADA</sub>
0	30	30	100,00	100,00
1	0	30	0,00	100,00
>1	0	30	0,00	100,00
Σ	30	-	100,00	-

Tabela 26 – Frequência de NMP/100 ml do Efluente Tratado – Fase 1, T = 5'

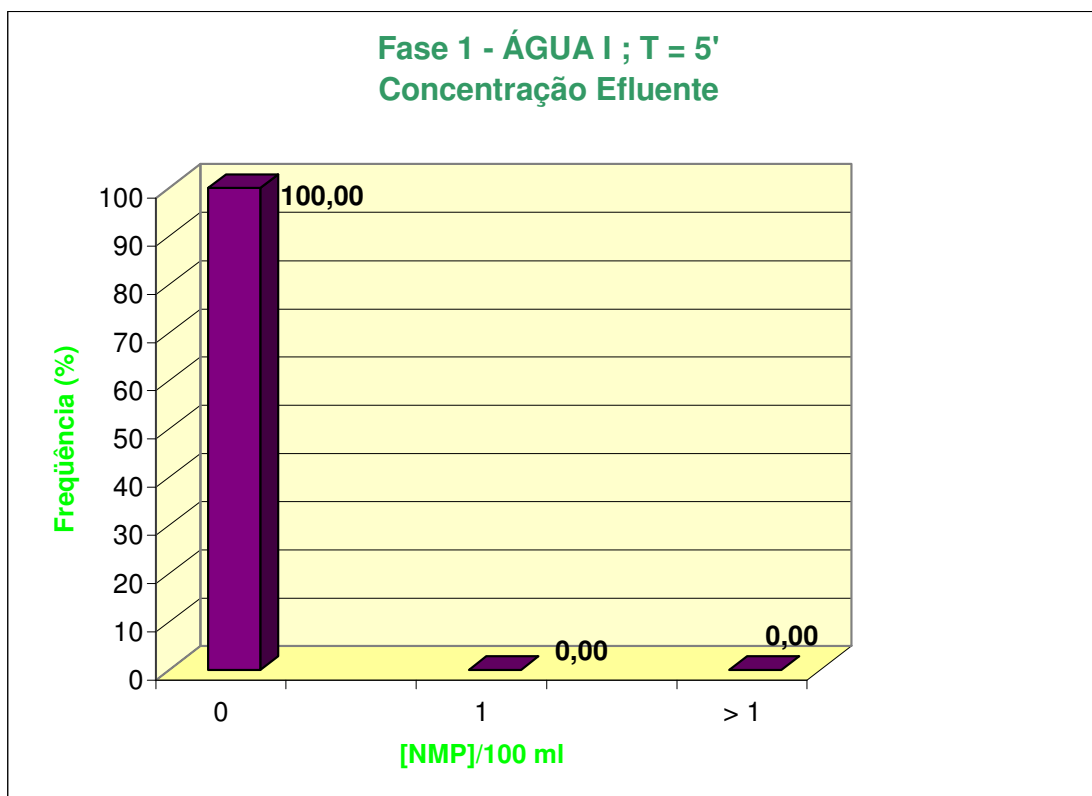


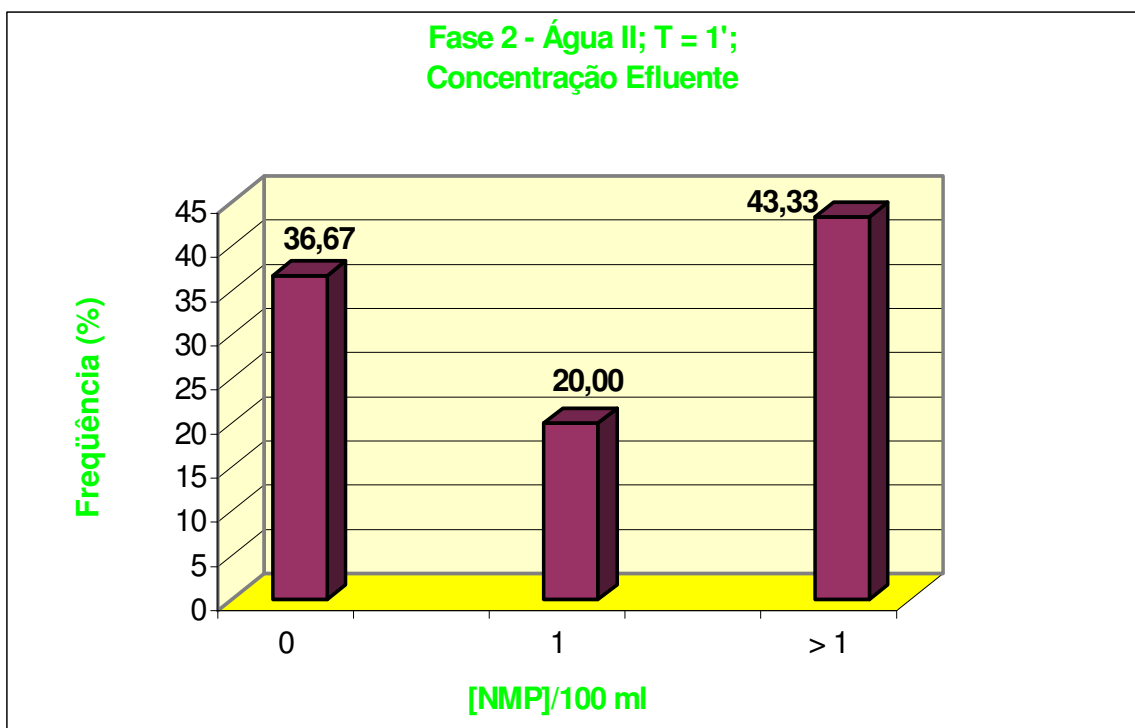
Figura 22 – Gráfico de Frequência NMP/100 ml Efluente – Fase 1, T = 5'

□ Fase 2 : Água Tipo 2, T = 1'

**Tabela 27 – Frequência de NMP/100 ml do Efluente Tratado – Fase 2, T = 1'**

NMP/100 ml	F(x)	F(x) <sub>ACUMULADA</sub>	F(x)%	F(x)% <sub>ACUMULADA</sub>
0	11	11	36,67	36,67
1	6	17	20,00	56,67
>1	13	30	43,33	100,00
Σ	30	-	100,00	-

**Figura 23 – Gráfico de Frequência NMP/100 ml Efluente – Fase 2, T = 1'**



□ Fase 2 : Água Tipo 2, T = 3'

NMP/100 ml	F(x)	F(x) <sub>ACUMULADA</sub>	F(x)%	F(x)% <sub>ACUMULADA</sub>
0	29	29	96,67	96,67
1	0	29	0,00	96,67
>1	1	30	3,33	100,00
$\Sigma$	30	-	100	-

Tabela 28 – Frequência de NMP/100 ml do Efluente Tratado – Fase 2, T = 3'

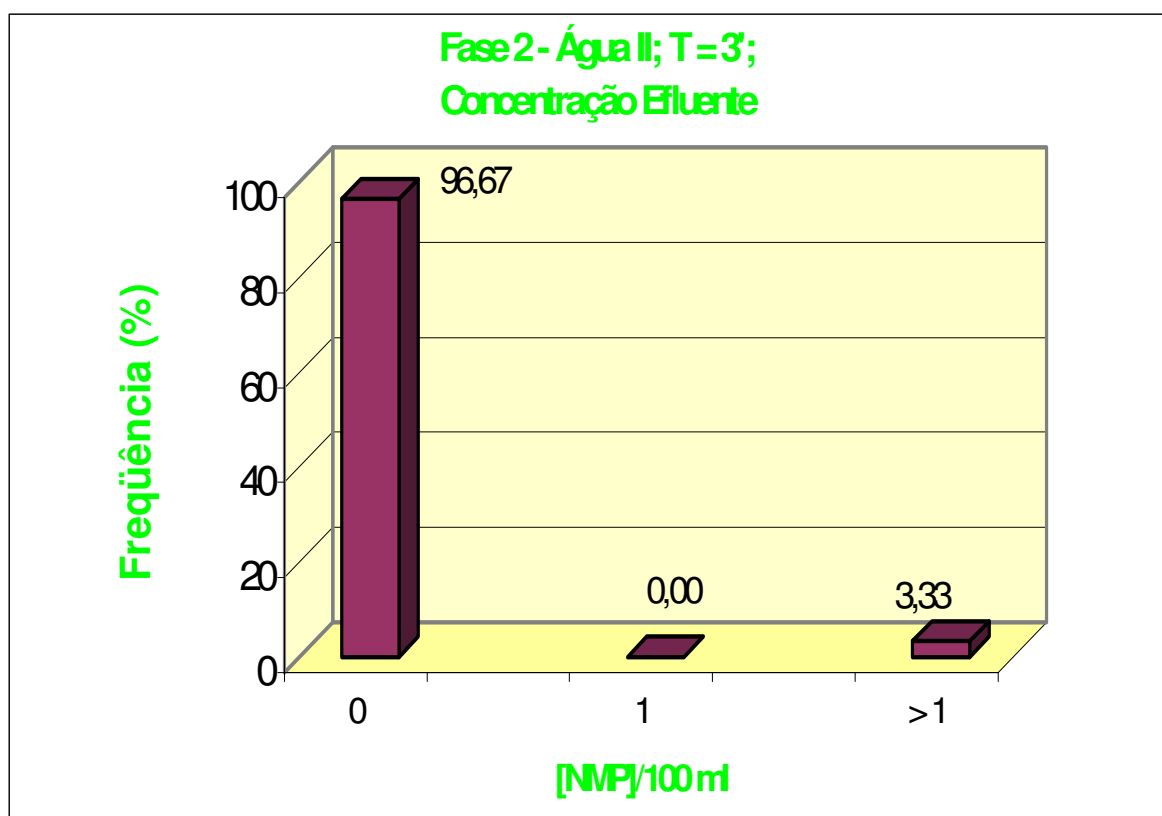


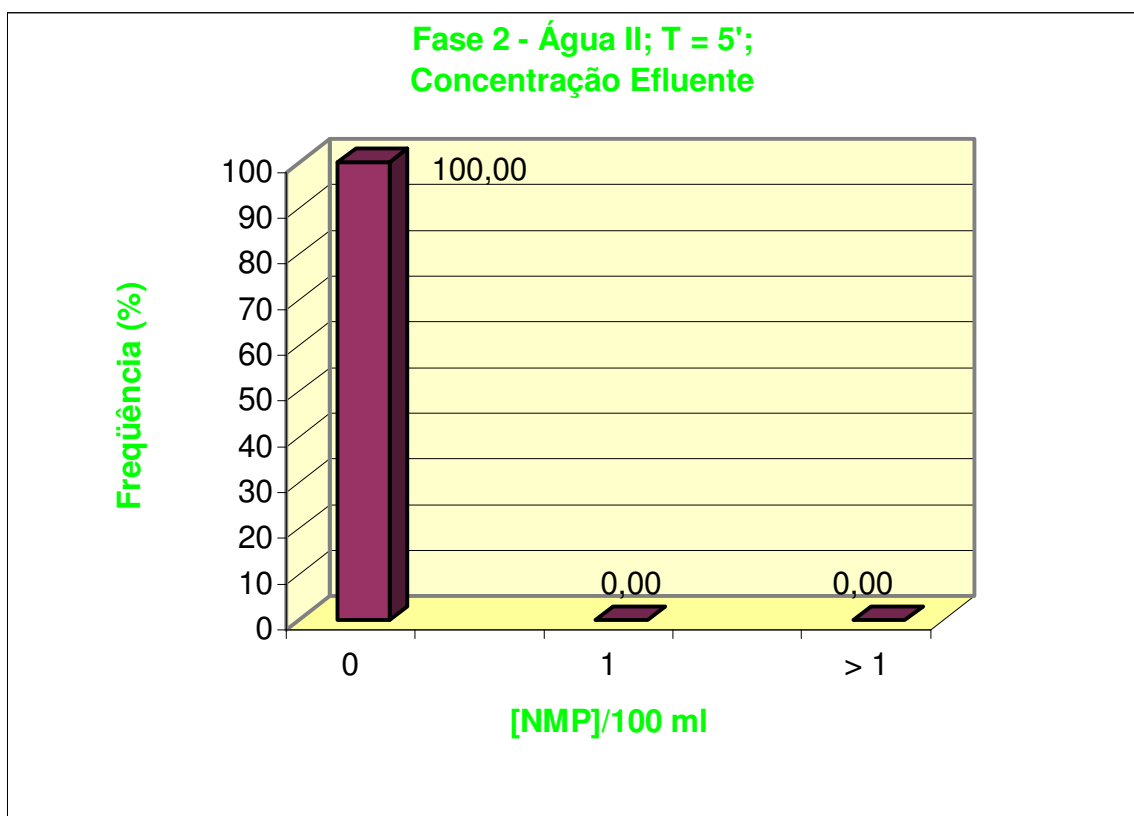
Figura 24– Gráfico de Frequência NMP/100 ml Efluente – Fase 2, T = 3'

□ Fase 2 : Água Tipo 2, T = 5'

**Tabela 29 – Frequência de NMP/100 ml do Efluente Tratado – Fase 2, T = 5'**

NMP/100 ml	F(x)	F(x) <sub>ACUMULADA</sub>	F(x)%	F(x)% <sub>ACUMULADA</sub>
0	30	30	100	100,00
1	0	30	0,00	100,00
>1	0	30	0,00	100,00
$\Sigma$	30	-	100	-

**Figura 25– Gráfico de Frequência NMP/100 ml Efluente – Fase 2, T = 5'**



De acordo com os elementos anteriormente apresentados, foi possível verificar que o sistema teve operação bastante eficiente em termos de inativação de *E. coli* para as condições de experimentos com tempos de detenção de 3 e 5 minutos, tanto para a fase 1, com água mais límpida, como para a fase 2, com água mais turva.

Ainda que não tenham sido determinadas as doses de radiação UV nestes ensaios, verificou-se que a configuração adotada se mostrou bastante eficiente, propiciando a inativação completa dos microrganismos em tempos de contato de três minutos, não obstante as características de cor e turbidez impostas às amostras ensaiadas. Sob este aspecto, convém salientar que para que as partículas dispersas no meio líquido possam interferir no processo de inativação dos microrganismos, elas devem ter tamanho igual ou superior ao tamanho destes. A *E. coli* tem tamanho médio variando de 2,0 a 3,0  $\mu\text{m}$ . Embora não tenha sido possível a elaboração de ensaios para determinação da dimensão das partículas dispersas na água experimental, procurou-se obter um indicativo desta dimensão através da determinação da turbidez da amostras da água tipo 2 após filtragem em membranas de 3,0  $\mu\text{m}$ , conforme a Tab.30 seguinte:

**Tabela 30 – Turbidez da Água tipo 2 filtrada em membrana de 3,0  $\mu\text{m}$**

Ensaio	Turbidez (uT)	
	Amostra Bruta	Amostra Filtrada
1	36	3
2	31	4
3	31	8
4	25	9
5	24	8
6	24	8
7	19	7

Conforme pode ser observado, o ensaio de filtração procedido indica que a maior parte da turbidez da amostra bruta corresponde à parcela de partículas retidas em membrana de poros cujos diâmetros equivalem ao tamanho estimado das bactérias.

Assim, pode-se admitir que as partículas dispersas no meio têm, em sua maioria, pelo menos o mesmo tamanho dos microrganismos utilizados na contaminação das águas utilizadas nos experimentos.

Com relação aos ensaios com tempos de contato iguais a 1', verificou-se que, não obstante a evidente insuficiência da dose para inativação completa dos microrganismos, o sistema chegou a alcançar redução de até 6 unidades logarítmicas da carga afluyente.

Ainda com relação à análise em termos de eficiência, há de se observar que a inativação de *E. coli* não determina a segurança do sistema como barreira sanitária. Para isso, devem ser objeto de verificação não apenas os microrganismos patogênicos de maior resistência ao processo de desinfecção por radiação UV, tais como vírus e cistos de protozoários, mas, também, aqueles cujas dimensões proporcionem um maior efeito de proteção exercido pelas partículas dispersas na água à ação da radiação UV. Assim, ao se estabelecer um sistema de desinfecção por radiação UV, fica evidente a necessidade de se proceder de forma abrangente a caracterização físico-química e microbiológica da água, a caracterização granulométrica das partículas dispersas e a avaliação da permanência destes parâmetros em termos sazonais.

#### **4.1.1.4 Análise da Correlação entre Carga Afluyente e Inativação**

Nesta avaliação, foram ordenados os resultados obtidos de forma a se verificar a relação entre o a carga bruta afluyente e o grau de inativação alcançado pelo sistema. De um modo geral, em todas as situações estudadas não foram verificadas alterações significativas em termos de eficiência na inativação da *E. coli*, considerando-se uma variação da carga afluyente de  $10^3$  a  $10^7$  NMP/100 ml. Os resultados obtidos são apresentados a seguir.



□ **Fase 1 : Água Tipo 1, T = 5'**

**Tabela 31 – Correlação Carga Afluente e Inativação (%) – Fase 1 – T =5'**

Carga Afluente (NMP/100 ml)	F(x)	F(x)%	Inativação Mínima (%)	Inativação Média(%)	Inativação Máxima (%)	Desvio Padrão
$10^3 \leq X < 10^4$	2	6,67	100	100	100	0,0000
$10^4 \leq X < 10^5$	15	50,00	100	100	100	0,0000
$10^5 \leq X < 10^6$	7	23,33	100	100	100	0,0000
$X \geq 10^6$	6	20,00	100	100	100	0,0000

□ **Fase 2 : Água Tipo 2, T = 1'**

**Tabela 32 – Correlação Carga Afluente e Inativação (%) – Fase 2 – T =1'**

Carga Afluente (NMP/100 ml)	F(x)	F(x)%	Inativação Mínima (%)	Inativação Média(%)	Inativação Máxima (%)	Desvio Padrão
$10^3 \leq X < 10^4$	12	40,00	99,90000	99,95562	100	0,04832
$10^4 \leq X < 10^5$	6	20,00	99,74154	99,93163	100	0,10464
$10^5 \leq X < 10^6$	6	20,00	99,99833	99,99899	99,9996	0,00051
$X \geq 10^6$	6	20,00	99,99915	99,99982	100	0,00034

□ Fase 2 : Água Tipo 2, T = 3'

**Tabela 33 – Correlação Carga Afluente e Inativação (%) – Fase 2 – T =3'**

Carga Afluente (NMP/100 ml)	F(x)	F(x)%	Inativação Mínima (%)	Inativação Média(%)	Inativação Máxima (%)	Desvio Padrão
$10^3 \leq X < 10^4$	12	40,00	100	100	100	0,00000
$10^4 \leq X < 10^5$	6	20,00	100	100	100	0,00000
$10^5 \leq X < 10^6$	6	20,00	99,9993	99,9999	100	0,00030
$X \geq 10^6$	6	20,00	100	100	100	0,00000

□ Fase 2 : Água Tipo 2, T = 5'

**Tabela 34 – Correlação Carga Afluente e Inativação (%) – Fase 2 – T =5'**

Carga Afluente (NMP/100 ml)	F(x)	F(x)%	Inativação Mínima (%)	Inativação Média(%)	Inativação Máxima (%)	Desvio Padrão
$10^3 \leq X < 10^4$	12	40,00	100	100	100	0,00000
$10^4 \leq X < 10^5$	6	20,00	100	100	100	0,00000
$10^5 \leq X < 10^6$	6	20,00	100	100	100	0,00000
$X \geq 10^6$	6	20,00	100	100	100	0,00000

Dos resultados apresentados, pode-se concluir que o sistema reagiu bem com o aumento da carga em uma mesma condição de experimento. Assim, em cada uma das fases estudadas, o aumento da carga afluente não representou alteração no grau de inativação alcançado.

É necessário considerar que o sistema operou em regime de bateladas, com água sintética, sendo que o reator era diariamente lavado antes de se proceder os ensaios. Desta forma, foi minimizado o efeito de incrustações nas paredes da lâmpada por sais constituintes da água, o que poderia ter reduzido a eficiência em termos de irradiação.

Por outro lado, deve ser também considerado que dificilmente uma água submetida ao tratamento convencional ou mesmo águas brutas provenientes de poços ou de mananciais superficiais bem protegidos apresentará cargas bacteriológicas tão elevadas quanto as utilizadas no experimento (superiores a  $10^6$  NMP/100 ml). Ainda assim, a verificação desta correlação com o sistema operando em fluxo contínuo e com água natural permitiria uma maior aproximação das condições reais de uso e, conseqüentemente, uma avaliação mais apropriada da influência da carga no grau de inativação alcançado.

## **4.2 ESTUDO DA CINÉTICA DE INATIVAÇÃO**

### **4.2.1 Ensaios com Água Natural**

Foram realizados 10 (dez) ensaios com água natural proveniente da Estação de Tratamento de Morro Redondo, da COPASA MG, responsável pelo sistema de abastecimento de água da região metropolitana de Belo Horizonte. A água utilizada foi coletada na caixa de chegada das adutoras de água bruta dos mananciais Fechos e Mutuca.

Os ensaios foram procedidos segundo a mesma rotina estabelecida para os ensaios com água experimental, excetuando-se, evidentemente, a contaminação microbiológica.

O tempo de contato adotado foi de 1'. Para esta água natural foi avaliada a inativação de *E. coli* e, também, dos organismos do grupo coliformes totais. Foram obtidos os seguintes resultados:

**Tabela 35 – Resultados de Inativação – Água Natural**

Ensaio	Coliformes Totais afluentes (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> Afluente (NMP/100 ml)	Coliformes Totais efluentes (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> efluente (NMP/100 ml)
1	$6,6 \times 10^3$	$2,0 \times 10^2$	6,2	1,0
2	$6,6 \times 10^3$	$2,0 \times 10^2$	8,4	0,0
3	$6,6 \times 10^3$	$2,0 \times 10^2$	4,1	0,0
4	$6,6 \times 10^3$	$2,0 \times 10^2$	13,0	0,0
5	$6,6 \times 10^3$	$2,0 \times 10^2$	15,3	0,0
6	$6,6 \times 10^3$	$2,0 \times 10^2$	10,7	0,0
7	$6,6 \times 10^3$	$2,0 \times 10^2$	9,6	0,0
8	$6,6 \times 10^3$	$2,0 \times 10^2$	0,0	0,0
9	$6,6 \times 10^3$	$2,0 \times 10^2$	6,2	0,0
10	$6,6 \times 10^3$	$2,0 \times 10^2$	3,1	0,0

A partir dos dados obtidos nos ensaios de actinometria, foram feitas as determinações das constantes de inativação:

- Dose por Unidade de Volume: ..... 0,599 mW.s/cm<sup>3</sup> ;
- Profundidade da Lâmina: ..... 3,61 cm;
- Dose por Unidade de Área Irradiada: ..... 2,159 mW.s/cm<sup>2</sup> ;
- Tempo de Irradiação: ..... 60 s;
- Irradiação na Fonte: ..... 0,036 mW/cm<sup>2</sup>.

As medidas de absorvância a 254 nm foram realizadas na FUNED, tendo sido então determinadas as irradiações médias em cada caso, através da equação (6) anteriormente apresentada. Os resultados obtidos foram:

**Tabela 36 – Determinação da Irradiação Média**

Ensaio	$\alpha$ 254 nm	I (mW/cm <sup>2</sup> )	t (s)
1	0,032028	0,0340	60
2	0,014320	0,0351	60
3	0,011475	0,0353	60
4	0,012405	0,0352	60
5	0,013076	0,0351	60
6	0,011474	0,0353	60
7	0,010726	0,0353	60
8	0,009048	0,0354	60
9	0,017562	0,0349	60
10	0,012962	0,0352	60

Através dos valores de inativação apresentados na Tab. 35 anterior e por meio da Lei de Chick:

$$\ln \frac{N}{N_0} = -K.I.t$$

foram determinadas as constantes de inativação, conforme apresentado em anexo. Verifica-se que a constante de inativação dos coliformes totais foi superior à da *E. coli*, conforme esperado. O valor médio da constante encontrado para a *E. coli* ( $2,52 \times 10^{-3} \text{ cm}^2/\mu\text{W.s}$ ) está coerente com os valores encontrados na literatura (PIRES et al., 1998).

**Tabela 37 – Constantes de Inativação – Ensaio com Água Natural**

Ensaio	$K_{CT}$ (cm <sup>2</sup> /μW.s)	$K_{EC}$ (cm <sup>2</sup> /μW.s)
1	3,42 x 10 <sup>-3</sup>	2,60 x 10 <sup>-3</sup>
2	3,17 x 10 <sup>-3</sup>	2,52 x 10 <sup>-3</sup>
3	3,49 x 10 <sup>-3</sup>	2,51 x 10 <sup>-3</sup>
4	2,95 x 10 <sup>-3</sup>	2,51 x 10 <sup>-3</sup>
5	2,88 x 10 <sup>-3</sup>	2,51 x 10 <sup>-3</sup>
6	3,04 x 10 <sup>-3</sup>	2,51 x 10 <sup>-3</sup>
7	3,08 x 10 <sup>-3</sup>	2,50 x 10 <sup>-3</sup>
8	4,14 x 10 <sup>-3</sup>	2,49 x 10 <sup>-3</sup>
9	3,33 x 10 <sup>-3</sup>	2,53 x 10 <sup>-3</sup>
10	3,63 x 10 <sup>-3</sup>	2,51 x 10 <sup>-3</sup>
Média	3,31 x 10 <sup>-3</sup>	2,52 x 10 <sup>-3</sup>

#### 4.2.2 Ensaio com Água Sintética tipo II

Foram realizados 10 ensaios com água sintética tipo II, sendo que os procedimentos de execução foram os mesmos descritos para os ensaios de inativação. As leituras de absorbância a 254 nm foram também realizadas nos laboratórios da FUNED.

A determinação da constante de inativação para a *E. coli* obedeceu à mesma seqüência determinada nos ensaios com água natural. Os resultados obtidos são apresentados a seguir.

Verificou-se que a constante de inativação determinada foi um pouco superior à determinada nos ensaios com água natural.

**Tabela 38 – Determinação da Irradiação Média**

Ensaio	$\alpha$ 254 nm	I (mW/cm <sup>2</sup> )	t (s)
1	0,176788	0,0266	60
2	0,194595	0,0259	60
3	0,209801	0,0252	60
4	0,202198	0,0255	60
5	0,199198	0,0257	60
6	0,1619264	0,0272	60
7	0,159226	0,0274	60
8	0,153488	0,0276	60
9	0,163620	0,0272	60
10	0,164642	0,0271	60

**Tabela 39 – Constantes de Inativação – Ensaio com Água Sintética tipo II**

Ensaio	$K_{EC}$ (cm <sup>2</sup> /μW.s)
1	2,00 x 10 <sup>-3</sup>
2	2,97 x 10 <sup>-3</sup>
3	4,13 x 10 <sup>-3</sup>
4	3,72 x 10 <sup>-3</sup>
5	2,99 x 10 <sup>-3</sup>
6	1,81 x 10 <sup>-3</sup>
7	2,80 x 10 <sup>-3</sup>
8	1,75 x 10 <sup>-3</sup>
9	3,25 x 10 <sup>-3</sup>
10	2,83 x 10 <sup>-3</sup>
Média	2,83 x 10 <sup>-3</sup>

### 4.3 ENSAIOS COM O SISTEMA CONJUGADO

Foram realizados dez ensaios com água tipo 2, tempo de contato 1', com o sistema operando com aplicação simultânea de radiação UV e O<sub>3</sub>. Os resultados obtidos demonstram não ter havido melhora substancial em relação ao uso do sistema apenas com aplicação de radiação UV.

Conforme citado anteriormente, é possível inferir que tal fato deveu-se, principalmente, à baixa eficiência do gerador de ozônio. Além disso, a pequena altura do reator concorreu para a baixa transferência do ozônio à massa líquida.

Os resultados obtidos nestes ensaios são apresentados a seguir.

□ Características da água experimental:

- Turbidez: ..... 23 uT;
- Cor Aparente: ..... 149 uH;
- Cor Verdadeira: ..... 26 uH ;
- pH : ..... 6,42.

**Tabela 40 – Resultados de Inativação – Sistema Conjugado**

Ensaio	NMP/100 ml Afluente	NMP/100 ml Efluente	Inativação (%)
1	$2,4 \times 10^6$	5,2	99,99978
2	$8,6 \times 10^4$	<1,0	100
3	$2,4 \times 10^6$	6,3	99,99974
4	$1,4 \times 10^6$	2,0	99,99986
5	$5,7 \times 10^5$	1,1	99,99981
6	$4,5 \times 10^5$	<1,0	100
7	$4,8 \times 10^4$	<1,0	100
8	$3,1 \times 10^3$	1,6	99,94839
9	$1,0 \times 10^3$	<1,0	100
10	$1,0 \times 10^3$	<1,0	100



Estes resultados, se comparados com os da água tipo 2, tempos de contato iguais a 1', com operação apenas do sistema de UV não apresentam nenhuma melhora em termos da eficiência de inativação.

Tal fato foi determinante para se adotar apenas o sistema de UV nos estudos aqui apresentados.

Complementarmente, foram executados seis experimentos com o sistema conjugado para se avaliar a eficiência na redução da cor verdadeira, através da oxidação dos compostos húmicos. Ainda que para estes ensaios prevalecessem as condições de baixa dosagem e pouca transferência do gás à massa líquida, foram observadas reduções de até 25% na cor verdadeira, conforme os resultados apresentados a seguir.

□ Características da água experimental:

- Cor Aparente: ..... 172 uH;
- Cor Verdadeira: ..... 16 uH;
- pH : ..... 7,02.

**Tabela 41 – Avaliação da Redução de Cor Verdadeira – Sistema Conjugado**

Ensaio / Tempo de Contato	Cor Verdadeira Efluente (uH)	Redução (%)
1 / 1'	13	18,75
2 / 3'	12	25,00
3 / 5'	13	18,75
4 / 1'	12	25,00
5 / 3'	12	25,00
6 / 5'	13	18,75

## **5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES**

## 5.1 CONCLUSÕES

O sistema estudado, baseado na aplicação de radiação UV, apresentou boa eficiência na inativação de *E. coli*, operando com tempos de contato e doses bastantes baixos. As constantes de inativação determinadas para a *E. coli* e para coliformes totais estão coerentes com valores encontrados na literatura.

O aumento dos parâmetros turbidez e cor impostos à água experimental mostrou não ter tido influência significativa nos resultados. O sistema estudado apresentou a mesma performance para todas as situações estudadas, merecendo destaque a condição verificada de manutenção dos níveis de inativação para aumentos substanciais da carga de contaminação microbiológica. Para todos os ensaios com tempos de contato de 3 e 5 minutos, obteve-se 100% de inativação da *E. coli*, independente das características de cor e turbidez da amostra.

A influência dos sólidos no processo não foi avaliada de forma mais aprofundada, principalmente por questões logísticas. Entretanto, a avaliação do tamanho das partículas, empreendida por meio de filtração em membranas de poros de mesma dimensão das bactérias, possibilita admitir-se a presença de sólidos capazes de proteger os microrganismos da ação do desinfetante. Assim, admite-se com base nos resultados obtidos a eficiência do processo em águas de cor e turbidez moderadas.

Em termos de análises de correlação, cabe observar que não pretendeu-se neste estudo estabelecer uma relação entre os resultados de inativação e a variação dos parâmetros cor e turbidez. A definição das características das águas experimentais, ainda com o projeto ainda vinculado ao PROSAB, estabelecendo as faixas de concentrações destes parâmetros, direcionou o estudo à análise de eficiência do sistema quando aplicado à águas com cor e turbidez moderadas, isto é, com concentrações destes parâmetros pouco acima dos VMP indicados na Portaria 36/1990 do Ministério da Saúde.

Com relação ao sistema conjugado, os ensaios demonstraram que dentro das características operacionais do sistema empregado não houve qualquer alteração em termos de eficiência na inativação de *E.coli*. É possível que alterações na configuração do fotorreator e no sistema gerador de ozônio venham a contribuir para uma diferenciação da eficiência do sistema conjugado em relação ao sistema de UV. Esta expectativa é fundamentada também no mecanismo de desinfecção, diferente em cada um dos agentes do sistema, possibilitando a ocorrência de uma sinergia do processo.

Assim, os resultados obtidos, guardadas as restrições em termos de espectro de microrganismos avaliados, reafirmam a boa perspectiva de emprego de sistemas de desinfecção baseados na aplicação da radiação UV como agente desinfetante, já levada a termo em diversos países, mesmo aplicados em águas com cor e turbidez moderadas.

O emprego deste sistema para águas tratadas, conforme destacado em itens anteriores deste trabalho, estaria condicionado à sua associação a compostos clorados, possibilitando a formação de residual desinfetante. Ainda assim poder-se-ia admitir a flexibilização dos parâmetros turbidez, tendo em vista a perspectiva de eficiência da ação germicida do sistema.

Para águas brutas com cor e turbidez moderadas, há a perspectiva de reflexão em termos de flexibilização dos limites definidos pela Portaria 36/1990, desde que sejam obtidos resultados semelhantes em estudos com um espectro mais amplo de microrganismos, abrangendo também cistos de protozoários e vírus. Ressalva-se que dentro das características e metodologias atualmente empregadas no tratamento de água, os sistemas de filtração constituem-se na barreira sanitária responsável pela remoção de vírus e cistos de protozoários. Assim, a possibilidade de emprego de um sistema de desinfecção capaz de representar segurança em termos de inativação de bactérias, vírus e cistos de protozoários representaria uma grande economia em termos de implantação de obras para tratamento de águas de cor e turbidez moderadas.

## 5.2 RECOMENDAÇÕES

- Ainda que os testes realizados demonstrem a aplicabilidade do sistema de desinfecção baseado no emprego de radiação UV, ensaios com operação em fluxo contínuo e com água natural trariam maior confiabilidade aos resultados, tendo em vista a maior proximidade com sistemas em escala real. É latente a dificuldade de se proceder tais ensaios dentro da estrutura de laboratório. Sugere-se a parceria com companhias de saneamento para implantação de unidades piloto em plantas de tratamento existentes;
- Recomenda-se também estudos direcionados à influência dos sólidos. Nos estudos aqui empreendidos a turbidez foi conferida às água experimentais pela adição de bentonita, argila composta de grão extremamente pequenos. Em águas naturais e sistemas em escala real, a diversidade do tamanho das partículas pode acarretar prejuízo à eficiência do processo, efeitos não avaliados neste estudo;
- Além de aspectos operacionais, há a necessidade de se estudar também a eficiência do sistema com relação a microrganismos mais resistentes à ação da radiação UV do que a *E. coli*. Tal estudo é fundamental para se dotar o sistema de segurança em termos de barreira sanitária. Em outra vertente, o estudo específico com relação à organismos resistentes ao cloro possibilitaria a perspectiva de emprego do sistema como etapa complementar da produção de água com características mais exigentes, como por exemplo aplicação em processos hospitalares;
- Finalizando, em complementação às justificativas das pesquisas por sistemas alternativas de desinfecção, recomenda-se a elaboração de estudos mais abrangentes referentes à formação de subprodutos da desinfecção por meio da radiação UV, principalmente em aplicações em águas com presença mais elevada de matéria orgânica.

## **6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

AWAD, J., GERBA, C., MAGNUSON, G. Ultraviolet disinfection for water reuse. In: *Planning, design and operations of effluents disinfection systems*, Whippany, USA , 1993, apud WRIGTH, H.B., CAIRNS, W.L. Desinfección de agua por medio de luz ultravioleta. In: SIMPOSIO REGIONAL SOBRE CALIDAD DEL AGUA: DESINFECCIÓN EFECTIVA, 1998, Lima, Peru. *Calidad del Agua: Desinfección Efectiva*. Ed. (?), 1998. p.1-28.

BELLANY, W.D. et al. Removing giardia cysts with slow sand filtration. *Journal AWWA*, New York, , v.50, pp. 315-319, fev. 1985.

BERNARDES, R.S., CAIXETA, D.M., MORAES, L.R. Desinfecção de água por exposição à luz solar. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, vol. 4, Nº 1, p. 7-10, abril 1999.

BRANCO, S.M. Controle de organismos em águas de abastecimento. In: SAMUEL MURGEL BRANCO: *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária*, 3ª Ed. São Paulo, CETESB/ASCETESB, 1986. Cap. 7, p. 275-315

CHRISTMAN, K.A. Cloro. In: SIMPOSIO REGIONAL SOBRE CALIDAD DEL AGUA: DESINFECCIÓN EFECTIVA, 1998, Lima, Peru. *Calidad del Agua: Desinfección Efectiva*. Ed. (?), 1998. p.1-23.

DANIEL, L.A. Desinfecção de esgotos com radiação ultravioleta: fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 1993. 164 p. (Tese, Doutorado em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento).

DANIEL, L.A., CAMPOS, J.R. Metodologia simplificada para determinação de parâmetros cinéticos de desinfecção com radiação ultravioleta. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL - DESINFECCÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO E RESIDUÁRIAS EM PAÍSES EM DESENVOLVIMENTO, 1, 1993, Belo Horizonte,

Brasil. *Anais*. Belo Horizonte: Ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES – Seção Minas Gerais, 1993. p.229-245.

DI BERNARDO, L. Desinfecção. In: DI BERNARDO, Luiz. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 1993. v II, cap. 15, p.402-498.

FINCH, G. R. Water industry challenge – Waterborne parasites – Part I. *Environmental Science & Engineering*. September, 1996. Available from WWW <<http://www.esemag.com/0796/parasite.html>>

FOGEL, D. et al. Removing giardia and cryptosporidium by slow sand filtration. *Journal AWWA, New York*, , v.**50**, pp. 74-89, nov. 1993.

GRABOW, W.O.K. Pathogenic organisms and indicators of faecal pollution. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL - DESINFECÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO E RESIDUÁRIAS EM PAÍSES EM DESENVOLVIMENTO, 1, 1993, Belo Horizonte, Brasil. *Anais*. Belo Horizonte: Ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES – Seção Minas Gerais, 1993. p.17-31.

GROOCOCK, N.H. Disinfection of drinking water by UV light. *Journal of the Institute of Water Engineers and Scientists*, vol. 28, Nº 20, p. 163-172, 1984 apud WRIGTH, H.B., CAIRNS, W.L. Desinfección de agua por medio de luz ultravioleta. In: SIMPOSIO REGIONAL SOBRE CALIDAD DEL AGUA: DESINFECCIÓN EFECTIVA, 1998, Lima, Peru. *Calidad del Agua: Desinfección Efectiva*. 1998. p.1-28.

GUYTON, A.C. Controle genético da função celular. In: ARTHUR C.GUYTON: *Fisiologia Humana*, 6ª Ed. Rio de Janeiro, Ed. Interamericana, 1985. Cap. 4, p. 37-47

HARRIS, G.D. et al. Potassium ferrioxalate as chemical actinometer in ultraviolet reactors. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 113, Nº. 3, p. 612-627. June, 1987



HAAS, C.N. Disinfection. In: AWWA. *Water Quality and Treatment* ; A Handbook of Community Water Supplies. 4<sup>th</sup> Ed. [s.l.] USA.: McGraw Hill, Inc., 1990. v1, cap. 14, p. 877-932.

MONTGOMERY, J.M. Disinfection. In: J.M.M., CONSULTING ENGINEERS, INC. *Water Treatment Principles and Design*. New York: Edit. Wiley-Interscience Publication, 1985. v II, cap. 12, p.262-283

PARROTTA, M.J., BEKDASH, F. UV disinfection of small groundwater supplies. *Journal AWWA*, Vol. 90, N<sup>o</sup>. 2, p. 71-81. Feb., 1998.

PIRES, M.R. et al. Desinfecção de água com radiação ultravioleta: Eficiência bactericida. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*. São Paulo, Vol. 57, N<sup>o</sup>. 1, p. 29-34. 1998

REIFF, F.M. Selection of disinfection systems for small community water systems. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL - DESINFECÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO E RESIDUÁRIAS EM PAÍSES EM DESENVOLVIMENTO, 1, 1993, Belo Horizonte, Brasil. *Anais*. Belo Horizonte: Ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES – Seção Minas Gerais, 1993. p.35-52.

ROSSIN, A.C. Desinfecção. In: AZEVEDO NETTO, J.M. et al. *Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água*. 3<sup>a</sup> Edição. São Paulo: Convênio Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB – Associação dos funcionários da CETSB – ASCETESB, 1987. v II, cap. 24, p.275-302.

STANIER, R.Y., DOUDOROFF, M., ADELBERG, E.A. *The Microbial world*. New Jersey: Prentice-Hall, 1963 apud MONTGOMERY, J.M. Disinfection. In: J.M.M., CONSULTING ENGINEERS, INC. *Water Treatment Principles and Design*. New York: Edit. Wiley-Interscience Publication, 1985. Vol. II, cap. 12, p.262-283

USEPA. Ultraviolet light disinfection technology in drinking water – An overview. *EPA 811.12.96.002*, 1996 apud PARROTTA, M.J., BEKDASH, F. UV disinfection of small groundwater supplies. *Journal AWWA*, Vol. 90, N<sup>o</sup>. 2, p. 71-81. Feb., 1998.

VIANNA, M.R. Tratamentos complementares - Desinfecção. In: VIANNA, M.R. *Hidráulica Aplicada às Estações de Tratamento de Água*. 2<sup>a</sup> Edição. Belo Horizonte: Instituto de Engenharia Aplicada Editora, 1992. cap. 11, p.263-278.

VON SPERLING, M. Princípios da cinética de reações e da hidráulica de reatores. In: MARCOS VON SPERLING: *Princípios do tratamento de águas residuárias*. Princípios básicos do tratamento de esgotos. 1<sup>a</sup> Ed. Belo Horizonte: DESA/ABES, 1996. Vol. 2, cap. 2, p. 37-89

WATSON, H.E. A note on the variation of the rate of disinfection with change in concentration of the disinfectant. *Journal Hygiene*, Vol. 8, p. 536 – (?), 1908 apud HAAS, C.N. Disinfection. In: AWWA. *Water Quality and Treatment ; A Handbook of Community Water Supplies*. 4<sup>th</sup> Ed. [s.l.] USA.: McGraw Hill, Inc., 1990. v1, cap. 14, p. 877-932.

WRIGTH, H.B., CAIRNS, W.L. Desinfección de agua por medio de luz ultravioleta. In: SIMPOSIO REGIONAL SOBRE CALIDAD DEL AGUA: DESINFECCIÓN EFECTIVA, 1998, Lima, Peru. *Calidad del Agua: Desinfección Efectiva*. Ed. (?), 1998. p.1-28.