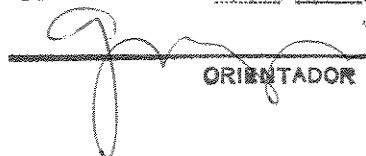


ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE A REDAÇÃO FINAL DA
TESE DEFENDIDA POR Marco Roberto Pires

E APROVADA PELA
COMISSÃO JULGADORA EM 14/05/97.


ORIENTADOR

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA MECÂNICA**

DESINFECÇÃO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO COM RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA: EFICIÊNCIA BACTERICIDA E UMA ANÁLISE ECONÔMICA E ENERGÉTICA

Autor: **Marco Roberto Pires**

Orientador: **Roberto Feijó de Figueiredo**

Co-orientador: **Gilberto De Martino Jannuzzi**

P665d

34729/BC

Campinas, 1997
SP - Brasil



UNIDADE	BC
N.º CHAMADA:	
Tel. nu. camp.	
R. 665d	
V.	
TOMBO	34729
PREÇO	395/98
	☐ ☐ ☒
PREÇO	R\$ 11,00
DATA	11/08/98
N.º CPD	

CM-00114961-B

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA MECÂNICA
PLANEJAMENTO DE SISTEMAS ENERGÉTICOS**

**DESINFECÇÃO DE ÁGUA PARA
ABASTECIMENTO COM RADIAÇÃO
ULTRAVIOLETA: EFICIÊNCIA
BACTERICIDA E UMA ANÁLISE
ECONÔMICA E ENERGÉTICA**

Autor: Marco Roberto Pires

Orientador: Roberto Feijó de Figueiredo

Co-orientador: Gilberto De Martino Jannuzzi

Curso: Engenharia Mecânica

Área de Concentração: Planejamento de Sistemas Energéticos

Dissertação de mestrado apresentada à sub-comissão de pós-graduação da Área Interdisciplinar de Planejamento de Sistemas Energéticos, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Planejamento de Sistemas Energéticos.

Campinas, 1997
SP - Brasil

28/09/97

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

P665d Pires, Marco Roberto
Desinfecção de água para abastecimento com radiação
ultravioleta: eficiência bactericida e uma análise econômica
e energética / Marco Roberto Pires.--Campinas, SP:
[s.n.], 1997.

Orientadores: Roberto Feijó de Figueiredo, Gilberto De
Martino Jannuzzi.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica.

1. Radiação ultravioleta. 2. Água potável. 3. Água -
Purificação. 4. Engenharia - Estimativa e custo. I.
Figueiredo, Roberto Feijó de. II. Jannuzzi, Gilberto De
Martino. III. Universidade Estadual de Campinas.
Faculdade de Engenharia Mecânica. IV. Título.

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA MECÂNICA
PLANEJAMENTO DE SISTEMAS ENERGÉTICOS**

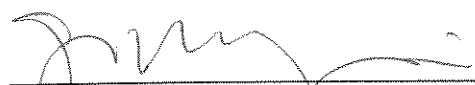
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**DESINFECÇÃO DE ÁGUA PARA
ABASTECIMENTO COM RADIAÇÃO
ULTRAVIOLETA: EFICIÊNCIA
BACTERICIDA E UMA ANÁLISE
ECONÔMICA E ENERGÉTICA**

Autor: **Marco Roberto Pires**

Orientador: **Roberto Feijó de Figueiredo**

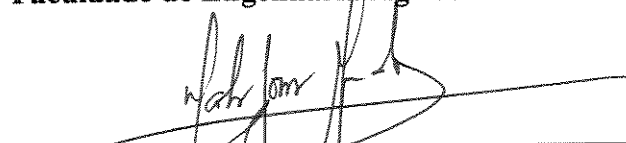
Co- Orientador: **Gilberto De Martino Jannuzzi**



Prof. Dr. Gilberto De Martino Jannuzzi
Faculdade de Engenharia Mecânica - UNICAMP



Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani
Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP



Prof. Dr. Carlos Gomes da Nave Mendes
Faculdade de Engenharia Civil - UNICAMP

Campinas, 16 de abril de 1997

Dedicatória

Dedico este trabalho aos meus pais: Waldemar e Dirce.

Agradecimentos

Este trabalho é o resultado da ajuda de várias pessoas que eu gostaria de homenagear:

A minha família que sempre me incentivou em todos os momentos, em especial: Waldemar, Dirce, Rubinho, Gilson, Gisele, Gabriela e Giuliana.

Aos meus orientadores, Feijó e Jannuzzi, que muito me ajudaram na realização deste trabalho.

Ao Dr. Ashok Gadgil, por doar as lâmpadas e informações importantes para o desenvolvimento do trabalho.

Ao Instituto Adolfo Lutz que possibilitou as análises experimentais. Em particular, gostaria de agradecer as pessoas amigas que trabalharam diretamente nesta pesquisa como a Beatriz, Marise e Ângela.

Aos professores, funcionários e colegas que colaboraram direta ou indiretamente neste trabalho.

A Marta, namorada e amiga.

A todos os amigos que sempre me apoiaram, em particular: Maria Rita, Vicente, Adler, Eduardo, José Guilherme, Carioca, Sassá, Daniel.

Sumário

Sumário	i
Lista de Figuras	iv
Lista de Tabelas	vi
Lista de Símbolos	viii
Resumo	x
Abstract	xi
Capítulo 1 - Introdução	1
Capítulo 2 - Desinfecção	
2.1 - Introdução	5
2.2 - Métodos de Desinfecção	7
2.3 - Mecanismos de Desinfecção	8
2.4 - Fatores que Influenciam na Ação dos Desinfetantes	9
2.4.1 - Tempo de Contato	9
2.4.2 - Concentração e Tipo de Agente Químico	10
2.4.3 - Intensidade e Natureza do Agente Físico	11
2.4.4 - Temperatura	11
2.4.5 - Número de Organismos	12
2.4.6 - Tipos de Organismos	12
2.4.7 - Natureza da Água	13
2.5 - Desinfecção com Cloro	13
2.5.1 - Introdução	13

2.5.2 - Breve Histórico	13
2.5.3 - Química da Cloração	14
2.5.4 - Sub-produtos da Cloração	24

Capítulo 3 Radiação Ultravioleta

3.1 - Introdução	26
3.2 - Espectro da Radiação Ultravioleta	27
3.3 - Lâmpadas Bactericidas	27
3.4 - Dose de Radiação Ultravioleta	28
3.5 - Inativação dos Microrganismos	32
3.5.1 - Cinética de Lesões Únicas em Alvos Únicos	32
3.5.2 - Cinética de Alvos Múltiplos	34
3.5.3 - Cinética de Lesões Múltiplas	36
3.6 - Reatores Fotoquímicos	38
3.6.1 - Reatores Fotoquímicos de Lâmpadas Emersas	38
3.6.2 - Reatores Fotoquímicos Cilíndricos de Câmaras Luminosas Coaxiais	39
3.7 - Fotorreativação	41
3.8 - Custos do Sistema de Radiação Ultravioleta	42
3.9 - Desvantagens do Sistema de Radiação Ultravioleta	44

Capítulo 4 - Metodologia

4.1 - Introdução	45
4.2 - Equipamentos	45
4.2.1 - Reator Fotoquímico	46
4.2.2 - Lâmpada de Ultravioleta	48
4.2.3 - Medição do Cloro Residual	48
4.2.4 - Medição da Absorbância	49
4.2.5 - Medição da Intensidade de Radiação Ultravioleta	49
4.3 - Sistema de Operação do Reator	49
4.4 - Determinação da Dose de Ultravioleta	50
4.5 - Parâmetros Biológicos	50
4.6 - Operação do Sistema de Ultravioleta	50

4.7 - Contagem dos Microrganismos	52
4.8 - Análises dos Resultados	52
4.9 - Análise Econômica	53
4.10 - Comparação do Consumo de Energia Elétrica	54
 Capítulo 5 - Resultados e Discussão	
5.1 - Intensidade de Radiação Ultravioleta	55
5.2 - Absorbância	57
5.3 - Dose de Radiação Ultravioleta	57
5.4 - Estudos Preliminares	59
5.5 - Inativação de Microrganismos	60
5.5.1 - Cinética de Lesões Únicas em Alvos Únicos	64
5.5.2 - Cinética de Alvos Múltiplos	65
5.5.3 - Cinética de Lesões Múltiplas	66
5.5.4 - Discussão das Cinéticas	68
5.6 - Análise Econômica	70
5.6.1 - Sistema de Radiação Ultravioleta	71
5.6.2 - Sistema de Desinfecção com Cloro	73
5.6.3 - Discussão dos Sistemas de Desinfecção	75
5.7 - Comparação do Consumo de Energia Elétrica	76
 Capítulo 6 - Conclusões e Sugestões para Próximos Trabalhos	
6.1 - Conclusões	78
6.2 Sugestões para Próximos Trabalhos	80
 Referências Bibliográficas	81

Lista de Figuras

2-1 - Dissociação do ácido hipocloroso em função do pH	17
2-2 - Cloração ao “Breakpoint”	19
2-3 - Concentração de cloro como HOCl exigido para 99% de destruição de <i>E.coli</i> e três viroses entéricas (0 a 6°C)	21
2-4 - Sobrevivência de <i>E.coli</i> em água isenta de impurezas	21
2-5 - Taxa de sobrevivência de coliformes em função do cloro residual e tempo de contato	22
2-6 - Relação entre o teor de cloro residual de diferentes compostos de cloro na destruição de 99% de <i>E.coli</i> (2 a 5°C)	23
2-7 - Influência do pH do cloro na destruição de <i>E.coli</i> em água (2 a 5°C)	23
2-8 - Influência do pH da cloramina na destruição de <i>E.coli</i> em água (2 a 5°C)	23
2-9 - Fórmulas dos sub-produtos	25
3-1 - Espectro eletromagnético	27
3-2 - Declínio da potência da lâmpada uv ao longo da vida útil	28
3-3 - Intensidade durante o período de exposição	30
3-4 - Inativação de <i>E.coli</i> em reator “flow-through” em diferentes coeficientes de absorção, A (cm^{-1})	32
3-5 - Determinação gráfica do número de alvos	35
3-6 - Reator fotoquímico de lâmpadas emersas	38
3-7 - Corte transversal de reator de lâmpadas emersas	39
3-8 - Corte transversal do reator fotoquímico anular	40
3-9 - Reator fotoquímico tipo radial	40
3-10 - Esquema de fotorreativação	41

4-1 - Esquema do reator de ultravioleta	47
5-1 - Intensidade de radiação ultravioleta por região do reator	56
5-2 - Fração de sobrevivência de <i>Escherichia coli</i> em função da dose de radiação ultravioleta	62
5-3 - Fração de sobrevivência de <i>Pseudomonas aeruginosa</i> em função da dose de radiação ultravioleta	62
5-4 - Fração de sobrevivência de <i>Aeromonas hydrophila</i> em função da dose de radiação ultravioleta	63
5-5 - Fração de sobrevivência de <i>Enterococcus faecalis</i> em função da dose de radiação ultravioleta	63
5-6 - Fração de sobrevivência de <i>Vibrio cholerae</i> em função da dose de radiação ultravioleta	64
5-7 - Sobrevivência de <i>Escherichia coli</i> em função da dose de radiação ultravioleta - comparação teórica e experimental	66
5-8 - Sobrevivência de <i>Aeromonas hydrophila</i> em função da dose de radiação ultravioleta - comparação teórica e experimental	66
5-9 - Sobrevivência de <i>Escherichia coli</i> em função da dose de radiação UV - comparação teórica e experimental	67
5-10 - Sobrevivência de <i>Aeromonas hydrophila</i> em função da dose de radiação UV - comparação teórica e experimental	68
5-11 - Esquema simplificado da montagem do hidroejetor para aplicação da solução de hipoclorito de sódio em tubulação de sucção de água a ser desinfetada	73
5-12 - Custos dos sistemas de desinfecção com radiação ultravioleta (alumínio e inox) e cloro (dose de 1 e 2 mg/l) ao longo do tempo de vida útil	76

Lista de Tabelas

2-1 - Doenças causadas por microrganismos de veiculação hídrica	7
2-2 - Comparação das características dos desinfetantes usados	8
2-3 - Principais propriedades físicas do cloro	14
2-4 - Constante de hidrólise (K_H) em várias temperaturas	15
2-5 - Constante de ionização (K_i) do ácido hipocloroso em diferentes temperaturas	17
3-1 - Custos anualizados para desinfecção	43
4-1 - Esquema da análise experimental	46
4-2 - Especificações técnicas da lâmpada ultravioleta	48
4-3 - Esquema de amostragem	52
5-1 - Dose de radiação ultravioleta	58
5-2 - Estudos preliminares de remoção de <i>E.coli</i> , feitos com aplicação de radiação ultravioleta nas amostras de água	59
5-3 - Resultados experimentais para a <i>Escherichia coli</i>	60
5-4 - Resultados experimentais para a <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	60
5-5 - Resultados experimentais para a <i>Aeromonas hydrophila</i>	61
5-6 - Resultados experimentais para o <i>Enterococcus faecalis</i>	61
5-7 - Resultados experimentais para o <i>Vibrio cholerae</i>	61
5-8 - Valor da constante k para cinética de lesões e alvos únicos	64
5-9 - Valores da constante k e η para cinética de alvos múltiplos	65
5-10 - Valores da constante k e j para cinética de lesões múltiplas	67
5-11 - Preços médios dos componentes do sistema de ultravioleta	71

5-12 - Custos anualizados do sistema de radiação ultravioleta em alumínio e aço inoxidável	72
5-13 - Consumo anual de cloro em função da dose	74
5-14 - Custos anualizados do sistema de cloro em função da dosagem	75
5-15 - Relação entre o volume de água tratada por cloro e consumo de energia de energia elétrica em função da dose de cloro	77

Lista de Símbolos

Letras Latinas

a :	constante;
C :	concentração do desinfetante;
C_t :	cloro residual total no tempo t , mg/l
CE :	custo de eletricidade, R\$/kWh;
CL :	custo da lâmpada, R\$;
CP :	custo do reator convencional de partida, R\$;
CS :	custo do sistema de ultravioleta, R\$;
CTA :	custo total anualizado, R\$;
d :	taxa de desconto para investimento público;
D :	dose de radiação ultravioleta, $W \cdot s/cm^2$;
D_{Cl} :	dosagem de cloro, mg/l;
E :	energia de ativação, J/mol (cal/mol);
$E(x,y)$:	intensidade de radiação total nas coordenadas (x,y) ;
$E_{dir}(x,y)$:	intensidade direta de radiação nas coordenadas (x,y) ;
$E_{ref}(x,y)$:	intensidade refletida de radiação nas coordenadas (x,y) ;
FRD :	fator de redução de dose;
I, I_0, I_m, I_w :	intensidade de radiação ultravioleta, W/cm^2 ;
j :	nível de lesão;
k :	constante de inativação ultravioleta, $(W \cdot s/cm^2)^{-1}$;
k' :	constante, t^{-1} ;
k_{Cl} :	coeficiente para a dosagem de cloro;
K_H, K_1, K_2 :	constante de hidrólise, mol/l;
K_i :	constante de ionização;

m :	constante;
n :	tempo de vida útil do equipamento;
N :	número inicial de microrganismo;
N_0 :	número final de microrganismo;
N/N_0 :	fração de sobrevivência;
N_j :	densidade de microrganismo no nível de lesão j ;
N_{j-1} :	densidade de microrganismo no nível de lesão $j-1$;
N_p :	concentração de organismos reduzidos para uma dada porcentagem em dado tempo;
N_{pr} :	número de microrganismos fotorreativados;
N_t :	número de microrganismos no tempo t ;
$P(0)$:	probabilidade de um alvo não ser inativado ou fração sobrevivência;
q :	constante relacionada com o poder do desinfetante;
r :	coeficiente de regressão;
r_{Nj} :	taxa de formação de microrganismo no nível de lesão j (densidade.s ⁻¹);
R :	constante do gás, 8.314 J/mol.°K (1.99 cal/mol.°K);
t :	tempo de contato ou exposição, unidade de tempo [T];
t_p :	tempo exigido para efeito de uma porcentagem de morte constante, [T];
t_1, t_2 :	tempo para uma dada porcentagem de morte nas temperaturas T_1 e T_2 , [T];
T_1, T_2 :	temperatura, °K;
x :	espessura da camada líquida, cm;

Letras gregas

α :	coeficiente de absorção ou absorbância, cm ⁻¹ ;
β :	coeficiente que depende do tipo de microrganismo;
η :	número de alvos;
ρ :	fator de reflexão;

Abreviaturas

uv:	ultravioleta
-----	--------------

RESUMO

PIRES, Marco Roberto, *Desinfecção de água de abastecimento com radiação ultravioleta: eficiência bactericida e uma análise econômica e energética*, Campinas: Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, 1997. 88p. Dissertação (Mestrado)

A desinfecção de água com radiação ultravioleta tem demonstrado ser uma alternativa à cloração. Os objetivos deste trabalho são: estudo da inativação dos microrganismos; análise econômica do sistema de uv comparativamente a um sistema equivalente de desinfecção com cloro; e comparação do consumo de energia elétrica entre estes sistemas. Utilizou-se um reator (câmara de desinfecção), equipado com lâmpada de uv, operando no sistema de batelada. Os microrganismos inativados foram *E.coli*, *P.aeruginosa*, *A.hydrophila*, *E. faecalis* e *V.cholera*. A análise econômica foi realizada em termos de implantação, operação e manutenção dos sistemas de cloro e uv com base nos preço de mercado. A comparação energética foi baseada na relação de volume de água desinfetada pelo consumo de energia elétrica entre os sistemas. A *E.coli* se mostrou o microrganismo de maior resistência inicial, mas a maior constante de inativação; o *E.faecalis* foi o mais resistente. O sistema de uv fornece água desinfetada a um custo de R\$ 0,037 por habitante por ano. O consumo de energia elétrica entre os sistemas é equivalente para baixa dose de cloro. A radiação uv para desinfecção de água demonstra ser eficiente bactericida e compete economicamente com o cloro.

Palavras chave

- água de abastecimento, desinfecção, radiação ultravioleta, análise econômica

ABSTRACT

PIRES, Marco Roberto, *Desinfecção de água de abastecimento com radiação ultravioleta: eficiência bactericida e uma análise econômica e energética*, Campinas: Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, 1997. 88p. Dissertação (Mestrado)

Ultraviolet radiation has been accepted as an alternative to chlorination for disinfection of water. The main subjects in this work can be summarized as follows: microorganism inactivation survey; comparative economical analysis between uv system and chlorine disinfection; comparative electrical energy consumption between them. A batch reactor , equipped with uv lamp, was used in the tests. *E.coli*, *P.aeruginosa*, *A. hydrophila*, *E.faecalis*, *V.cholera*, were the microorganisms employed for the study of inactivation. The economical analysis was accomplished based on capital costs, operation and maintenance of uv and chlorine system based on current market prices of components. The energetic analysis comparison was based on the volume ratio between disinfected water and electrical energy consumption of both the systems. The *E.coli* was the bacteria with the strongest initial resistance but the greatest inactivation constant. *E.faecalis* was the most resistant. The uv system provide disinfected water by R\$ 0,037 per person per year. For low chlorine doses the electrical energy consumption between the two systems are equivalent. Finally, the work shows that uv radiation used for water disinfection is an important tool as an efficient bactericidal and that it competes economically with chlorination.

Key words

- drinking water, disinfection, ultraviolet radiation, economical analysis

Capítulo 1

Introdução

A água é um recurso escasso em relação a sua utilização nas diversas atividades humanas, ao contrário do que se pode imaginar. Embora três quartos da superfície da Terra sejam cobertas por água, 97,4% é salgada e se encontra nos oceanos, 1,8% é congelada e se encontra nas geleiras das regiões polares, e 0,8% é de água doce onde apenas 3% desta porcentagem são superficiais, ou seja, de aproveitamento imediato (*Sperling, 1995*). É importante lembrar que parte desta água está contaminada, e este processo de contaminação é decorrente de anos de uso deste recurso sem planejamento ou inadequado. Entre as causas desta contaminação pode-se citar o crescimento demográfico, desenvolvimento industrial e ocupação do solo de forma intensa e acelerada.

O tratamento de água de abastecimento tem a finalidade de fornecer à população condições de uso para o consumo, sem risco à sua saúde. Com a descoberta de doenças de veiculação hídrica, fez-se necessária e obrigatória a desinfecção da água. Isso tanto para águas de abastecimento, como também para efluentes secundários domésticos e industriais.

A desinfecção é a última etapa do processo de tratamento de água para abastecimento público. Após a captação, o tratamento convencional de água segue, normalmente, o seguinte esquema: gradeamento, caixa de areia, coagulação, floculação, sedimentação, filtração, e por fim a desinfecção. Após estas etapas, a água passa para o sistema de distribuição, onde servirá às residências, casas comerciais, indústrias, e outros estabelecimentos para as mais diversas finalidades. Após o seu uso, a água entra na rede de coleta de esgotos sanitários das cidades.

O próximo passo é realizado nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's), onde ocorrerá a remoção de matéria orgânica e nutrientes por diversos métodos e posterior desinfecção. Infelizmente, as ETE's são uma raridade no Brasil, na grande maioria, os esgotos sanitários coletados, são lançados sem qualquer tratamento, diretamente nos corpos receptores, prejudicando a qualidade dessas águas, aumentando sensivelmente o risco de contaminação por veiculação hídrica.

As doenças relacionadas à água são classificadas de duas formas (CETESB):

- doenças de veiculação hídrica: são as doenças em que a água atua como veículo do agente infeccioso. A contaminação ocorre pelos excretas de pessoas ou animais infectados. Podem ser causadas por bactérias, vírus, protozoários e helmintos.
- doenças de origem hídrica: são causadas por certas substâncias químicas, orgânicas ou inorgânicas, presentes na água em concentrações inadequadas ao consumo humano. Essas substâncias podem existir naturalmente no manancial ou resultarem de poluição. As doenças mais comuns de origem hídrica são o saturnismo, a metemoglobinemia em crianças, e outras doenças de efeitos a curto e longo prazo.

Dados estes fatos a desinfecção tornou-se indispensável no processo de tratamento de água, tanto de abastecimento, como residuárias (esgoto doméstico ou industrial). A desinfecção é efetuada, principalmente em efluentes secundários. Basicamente existem três métodos de desinfecção (Daniel, 1993):

- por processos naturais: lagoas de estabilização;
- agentes químicos: cloro (Cl_2), hipoclorito de sódio ou de cálcio), dióxido de cloro, cloraminas e ozônio; e,
- agentes físicos: calor e radiação ultravioleta.

Por questões históricas, técnicas e econômicas, o cloro foi, e ainda é, o desinfetante mais utilizado no país e no mundo. Após a descoberta do potencial de formação de subprodutos, como os trihalometanos, advindos da reação do cloro com matérias húmicas e proteínas, começou-se a questionar o seu uso como desinfetante. Iniciaram-se pesquisas para uma alternativa à cloração, tanto para substituí-lo, como para diminuir os precursores desses subprodutos. A preocupação com estes subprodutos decorre do seu potencial cancerígeno.

Apesar disso, o cloro ainda é muito utilizado devido à manutenção de residual na água, importante para sistemas de abastecimento.

Outros desinfetantes, como as cloraminas, o ozônio, o dióxido de cloro, constituem-se em alternativas à cloração, contudo a utilização destes desinfetantes de forma mais ampla não tem se mostrado viável, principalmente por questões econômicas.

A radiação ultravioleta, como desinfetante alternativo, é conhecida desde o início deste século, mas por problemas de confiabilidade do equipamento, tecnologia, entre outros, foi abandonada. Superados, em grande parte, esses problemas, o sistema de radiação ultravioleta tem ganho popularidade, principalmente nos países europeus.

Ao contrário dos outros desinfetantes que tem ação química, a radiação ultravioleta atua fisicamente, atingindo principalmente os ácidos nucleicos dos microrganismos, promovendo reações fotoquímicas, inativando os vírus e bactérias.

A radiação ultravioleta é obtida através de lâmpadas especiais (tubular, tipo lâmpadas fluorescentes) de baixa potência. Isto significa que a desinfecção com ultravioleta utiliza diretamente a energia elétrica para inativação dos microrganismos, possibilitando obter a eletricidade por meio de painel fotovoltaico pequeno (2 m^2) ou por bateria comum de carro (Gadgil *et al.*, 1994). Desta forma, o sistema opera ininterruptamente, independente da rede de energia elétrica.

Outro fator importante para popularização dos sistemas de radiação ultravioleta, é sem dúvida o custo. Tem-se demonstrado que estes sistemas são competitivos economicamente se comparados à cloração. Ainda, a indústria do cloro consome muita energia elétrica para produzi-lo, e é uma importante indústria na matriz energética do país. A substituição da cloração por radiação ultravioleta para desinfecção, pode contribuir para uma redução do consumo de energia elétrica.

O presente trabalho tem por objetivos: encontrar os valores da constante de inativação para radiação ultravioleta para cada microrganismo em estudo, e a dose necessária para inativação dos mesmos, comparando-os com resultados encontrados na literatura; estudar a

viabilidade econômica para um sistema de desinfecção com radiação ultravioleta, comparativamente a um sistema equivalente de cloro, analisando a implantação, operação e manutenção destes sistemas em comunidades rurais ou regiões periféricas ou isoladas; e comparar o consumo de energia elétrica de cada sistema.

Capítulo 2

Desinfecção

2.1 - Introdução

A desinfecção de águas é a destruição de organismos causadores de doenças, possibilitando seu uso pela população sem risco de contaminação. Neste processo, nem todos os organismos são destruídos, o que difere da esterilização, em que ocorre a destruição total dos organismos. Basicamente, tem-se quatro tipos de organismos entéricos humanos causadores de doenças: bactérias, vírus, protozoários e helmintos. As doenças causadas por bactérias de veiculação hídrica são a febre tifóide, paratifóide, cólera, e disenteria bacilar; as viroses são poliomielite e hepatite infectuosa (Metcalf & Eddy, 1991).

O objetivo deste capítulo é mostrar a desinfecção de modo geral, isto é, os métodos, mecanismos, fatores que influenciam, sem se preocupar com um desinfetante específico, e a desinfecção com cloro, um dos mais importantes desinfetantes usados nas estações de tratamento. Como a desinfecção é utilizada há muito tempo nas estações de tratamento, utilizou-se como referência básica o livro “*Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse*”, Metcalf & Eddy, 1991.

Os principais tipos de microrganismos patogênicos de interesse à engenharia ambiental, além dos citados acima são os fungos e as algas. Abaixo seguem, resumidamente, algumas de suas características (Sperling, 1995):

- Bactérias:
 - Organismos protistas unicelulares;
 - Apresentam-se em várias formas e tamanhos;
 - São os principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica; e,
 - Algumas bactérias são patogênicas, causando, principalmente, doenças intestinais.

- Algas:
 - Organismos autotróficos, fotossintetizantes, contendo clorofila;
 - Importantes na produção de oxigênio nos corpos d'água e em alguns processos de tratamento de esgotos; e,
 - Em lagos e represas, podem proliferar em excesso, causando deterioração da qualidade da água.

- Fungos:
 - Organismos aeróbios, multicelulares, não fotossintéticos, heterotróficos;
 - Também de grande importância na decomposição da matéria orgânica; e,
 - Podem crescer em condições de baixo pH.

- Protozoários:
 - Organismos unicelulares sem parede celular;
 - A maioria é aeróbia ou facultativa;
 - Alimentam-se de bactérias, algas e outros microrganismos;
 - São essenciais no tratamento biológico para a manutenção do equilíbrio entre os diversos grupos; e,
 - Alguns são patogênicos.

- Vírus:
 - Organismos parasitas, formados pela associação de material genético (DNA ou RNA) e uma carapaça proteica; e,
 - Causam doenças e podem ser de difícil remoção no tratamento da água ou do esgoto.

- Helmintos:

- Animais superiores; e,
- Ovos de helmintos presentes nos esgotos podem causar doenças.

As principais doenças causadas por microrganismos que podem estar presentes em águas contaminadas estão na tabela 2-1.

TABELA 2-1 - Doenças causadas por microrganismos de veiculação hídrica.

ORGANISMOS		DOENÇAS
Bactérias	<i>Salmonella typhi</i>	Febre tifóide
	<i>Salmonella spp.</i>	Salmoneloses
	<i>Shigella</i>	Shigeloses (Disenteria Bacilar)
	<i>Escherichia coli patogênica</i>	Gastroenterites
	<i>Vibrio Cholerae</i>	Cólera
	<i>Legionella pneumophila</i>	Doenças Legionários
	<i>Leptospira</i>	Leptospirose
Vírus	<i>Enterovírus</i>	Poliomielite, Gastroenterites
	<i>Rotavírus</i>	Gastroenterites
	<i>Vírus da Hepatite A</i>	Hepatite A
	<i>Adenovírus</i>	Doenças Respiratórias, Conjuntivites
Protozoários	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebíase
	<i>Giardia lamblia</i>	Giardiase
Helmintos	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Verminoses
	<i>Enterobius vermiculares</i>	Verminoses
	<i>Schistosoma mansoni</i>	Esquitossomose

Fonte: CETESB - Série Didática, Especial 10 - Microbiologia Ambiental

2.2 - Métodos de Desinfecção

A desinfecção é efetuada através de agentes químicos, agentes físicos e processos naturais. O processo natural, como as lagoas de estabilização, foi brevemente citado na introdução do capítulo 1. A tabela 2-2 ilustra uma comparação entre os desinfetantes quanto às suas propriedades.

Agentes Químicos: Os agentes químicos mais utilizados são: cloro e seus compostos, bromo, iodo, ozônio, fenol e compostos fenólicos e álcoois. Desses agentes, o oxidante químico cloro é o mais utilizado. O bromo, iodo e ozônio também têm sido usado para desinfecção de esgotos.

Agentes Físicos: Os desinfetantes físicos podem ser o calor e luz. O aquecimento da água até o ponto de ebulição destrói a maioria das bactérias não formadoras de esporos. O calor é normalmente usado nas indústrias de bebida e de laticínios, mas torna-se inviável economicamente para grandes quantidades de água. A luz também é um bom desinfetante, em particular a luz ultravioleta. Através de lâmpadas especiais ocorre a emissão de raios ultravioletas, esta radiação pode desinfetar pequenas quantidades de água.

TABELA 2-2 - Comparação das características dos desinfetantes usados.

Característica	Cloro	Hipoclorito de Sódio	Ozônio	Radiação UV
Inativação de microrganismos	alta	alta	alta	alta
Solubilidade	baixa	alta	alta	não avaliável
Toxidade ao homem	altamente tóxico	tóxico	tóxico	tóxico
Homogeneidade	homogêneo	homogêneo	homogêneo	não avaliável
Penetração	alta	alta	alta	moderada
Disponibilidade	baixo custo	custo moderadamente baixo	custo moderadamente alto	custo moderadamente alto

Fonte: adaptado de Metcalf & Eddy, 1991.

2.3 - Mecanismos de Desinfecção

Quatro mecanismos têm sido propostos para explicar a ação dos desinfetantes: (1) danos na parede celular, (2) alteração da permeabilidade da célula, (3) alteração da natureza coloidal do protoplasma, e (4) inibição da atividade enzimática.

A destruição da parede celular resulta na morte da célula. Alguns agentes, como a penicilina, inibem a síntese da parede celular da bactéria. Agentes como os compostos

fenólicos e detergentes alteram a permeabilidade da membrana citoplasmática. Essas substâncias destroem a permeabilidade seletiva da membrana, permitindo que nutrientes vitais, como nitrogênio e fósforo, escapem.

Calor, radiação ou agentes alcalinos alteram a natureza coloidal do protoplasma, desnaturando proteínas, produzindo efeito letal.

Outro modo de desinfecção é a inibição da atividade enzimática. Agentes oxidantes, como o cloro, podem alterar a química das enzimas, desativando-as.

2.4 - Fatores que Influenciam na Ação dos Desinfetantes

Alguns fatores são determinantes no desempenho dos desinfetantes destacando-se : (1) tempo de contato, (2) concentração e tipo de agentes químicos, (3) intensidade e natureza do agente físico, (4) temperatura, (5) número de organismos, (6) tipos de organismos, e (7) natureza da água.

2.4.1 - Tempo de Contato

Um dos mais importantes parâmetros no processo de desinfecção é o tempo de contato. Para este parâmetro, tem-se que, quanto maior o tempo de contato, maior é a destruição de microrganismos. Chick foi o primeiro a observar tal efeito (*Metcalf & Eddy*, 1991). A lei de Chick é:

$$\frac{dN}{dt} = -k'N_t \quad (2-1)$$

onde: N_t = número de microrganismos no tempo t ;

t = tempo;

k' = constante, t^{-1} .

Se N_0 é o número de organismos quando t é igual a 0, a equação 2-1 pode ser integrada, resultando em:

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-k't} \quad (2-2)$$

ou

$$\ln \frac{N_t}{N_0} = -k't \quad (2-3)$$

A taxa de inativação dos organismos, geralmente, aumenta com o tempo, e, em alguns casos, diminui. Para formular a validade da relação da inativação sob determinadas condições, tem-se trabalhado com a equação (2-3) da seguinte forma:

$$\ln \frac{N_t}{N_0} = -k't^m \quad (2-4)$$

onde “m” é uma constante. Se $m < 1$, a taxa de morte diminui com o tempo, e, se $m > 1$ a taxa aumenta. A constante m pode ser obtida plotando $-\ln(N_t/N_0)$ versus o tempo de contato t em papel di-log. A equação linearizada tem a seguinte forma:

$$\log \left(-\ln \frac{N_t}{N_0} \right) = \log k' + m \log t \quad (2-5)$$

2.4.2 - Concentração e Tipo de Agente Químico

Dependendo do tipo de agente químico, tem-se observado, dentro de certos limites, que a eficiência do desinfetante está relacionada com a concentração. O efeito da concentração pode ser observado pela equação formulada empiricamente (*Fair et al.*, 1948, *apud Metcalf & Eddy*, 1991):

$$C^a t_p = \text{constante} \quad (2-6)$$

onde:

C = concentração de desinfetante;

a = constante;

t_p = tempo exigido para efeito de uma porcentagem de morte constante.

A constante (a) da equação 2-6 pode ser calculada plotando em papel di-log a concentração versus o tempo (t_p) para o efeito de uma dada porcentagem de inativação. A inclinação da reta corresponde ao valor de $-1/a$. Em geral, se $a > 1$, o tempo de contato é mais importante do que a dosagem; se $a = 1$, os efeitos (tempo de contato e dosagem) se equivalem (Fair et al. 1948 *apud Metcalf & Eddy*, 1991).

2.4.3 - Intensidade e Natureza do Agente Físico

Como foi dito anteriormente, o calor e luz são os agentes físicos de desinfecção. Notou-se que a eficiência destes, é função da intensidade de sua aplicação. A destruição de organismos pode ser descrita pela reação de primeira ordem que segue a mesma relação proposta por Chick:

$$\frac{dN}{dt} = -k'N \quad (2-7)$$

onde:

N = número de organismos;

t = tempo, min;

k' = constante, t^{-1}

O efeito da intensidade do desinfetante físico é refletido na constante k , através de algumas relações funcionais.

2.4.4 - Temperatura

O efeito da temperatura na taxa de morte pode ser representado pela relação de van't Hoff-Arrhenius. O aumento da temperatura resulta em morte mais rápida. Em termos de tempo t para efetuar uma dada porcentagem de morte, a relação é:

$$\ln \frac{t_1}{t_2} = \frac{E(T_2 - T_1)}{RT_1 T_2} \quad (2-8)$$

onde:

t_1, t_2 = tempo para uma dada porcentagem de morte nas temperaturas T_1 e T_2 , °K,
respectivamente;

E = energia de ativação, J/mol (cal/mol);

R = constante do gás, 8.314 J/mol.°K (1.99 cal/°K.mol).

2.4.5 - Número de Organismos

Em sistemas diluídos como esgotos, a concentração de organismos nem sempre é a principal consideração. Entretanto, conclui-se a partir da equação 2-6 que quanto maior a concentração de organismos, maior é o tempo necessário para uma dada inativação. A relação empírica que descreve o efeito da concentração de organismos é (*Fair et al.*, 1948 *apud Metcalf & Eddy*, 1991):

$$C^q N_p = \text{constante} \quad (2-9)$$

onde:

C = concentração de desinfetante;

N_p = concentração de organismos reduzidos para uma dada porcentagem em um dado tempo;

q = constante relacionada com o poder do desinfetante.

2.4.6 - Tipos de organismos

A eficiência do desinfetante pode ser influenciada pela natureza das condições dos microrganismos. Por exemplo, células de bactérias em crescimento são mortas facilmente. Esporos de bactérias são mais resistentes, desta forma, agentes químicos normalmente usados, terão seu efeito reduzidos ou mesmo sem efeito. Os microrganismos têm reação diferenciada em relação aos desinfetantes, alguns são mais ou menos resistentes. Em geral, os vírus são mais resistentes aos desinfetantes.

2.4.7 - Natureza da Água

Além dos fatores externos, a água deve ser avaliada com cuidado, pois a matéria orgânica presente reage com a maioria dos desinfetantes oxidantes reduzindo sua eficiência. A radiação ultravioleta é absorvida quando penetra na água: para desinfecção de efluente secundário esta absorção ocorre principalmente por partículas em suspensão; para águas de abastecimento a absorção é feita por partículas dissolvidas.

2.5 - Desinfecção com Cloro

2.5.1 - Introdução

O principal objetivo da cloração das águas é a desinfecção. O cloro é um poderoso oxidante e seu uso é útil, também, no controle de odor e sabor, prevenção do crescimento de algas e remoção de cor. O cloro foi o primeiro desinfetante usado comercialmente, mas nos últimos anos tem-se questionado a sua utilização, principalmente pelo potencial de formação de hidrocarbonetos clorados com propriedades cancerígenas (*Severin*, 1980), além de exigir tempo de contato elevado e altas dosagens (*Zukovs et al.*, 1986).

Por ser um desinfetante muito antigo, o mecanismo da cloração pode ser encontrado em vários livros. Para este tópico utilizou-se as seguintes referências bibliográficas: “*Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse*”, Metcalf & Eddy, 3ª ed., 1991, “*Handbook of Chlorination*”, White, G. C., 1972, e “*Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*”, Luiz Di Bernardo, 1993.

2.5.2 - Breve Histórico

Provavelmente o primeiro uso conhecido do cloro como germicida foi feita por Semmelweis, quando em 1846, ele passou a fazer a limpeza das mãos em água clorada em trabalhos na maternidade do Hospital Geral de Viena.. Em 1849, Dr. John Snow primeiro teorizou que a água foi meio de transmissão do cólera. Depois, demonstrou sua teoria no episódio de uma epidemia de cólera ocorrida na Inglaterra. Em 1881 o bacteriologista alemão

Koch demonstrou, sob condições controladas de laboratório, que culturas puras de bactérias poderiam ser destruídas pelos hipocloritos.

O primeiro uso do cloro em processo contínuo de tratamento de água foi, provavelmente, em 1902 na Bélgica, que ficou conhecido como processo ferro-cloro. Em 1903 na Bélgica, o cloro gasoso foi gerado pela mistura de cloreto de potássio e ácido oxálico. Na Inglaterra, o cloro apareceu em uso contínuo em 1905, devido a uma epidemia de febre tifóide ocorrida no ano anterior (*White*, 1972).

Um fator importante para a disseminação do uso do cloro foi a introdução de procedimentos que permitiam o controle da cloração. Isto ocorreu em 1909 quando Phelps propôs o uso de orthotolidina como indicador colorimétrico para determinação de residuais de cloro, e em 1913, Ellms e Hauser incorporaram o uso de padrão de cores para o teste quantitativo (*Sawyer e McCarty*, 1967).

2.5.3 - Química da Cloração

O cloro é um gás amarelo esverdeado extremamente irritante e penetrante, em condições atmosféricas normais. A tabela 2-3 mostra as principais propriedades do cloro.

TABELA 2-3 - Principais propriedades físicas do cloro.

PROPRIEDADE	CARACTERÍSTICA
Ponto de fusão	-101 °C (pressão atmosférica normal)
Ponto de ebulição	-34 °C (pressão atmosférica normal)
Temperatura crítica	143,5 °C
Pressão crítica	7,6 atm
Massa específica crítica	0,57 g/cm ³
Massa específica (líquido)	1,57 g/cm ³ (temperatura de -34°C)
Massa específica em relação ao ar	2,5 vezes maior (gás)
Massa específica em relação à água	1,5 vezes maior (líquido)
Solubilidade	~ 7 g/l a 20 °C e 1 atm

Fonte: Di Bernardo, 1993.

Os compostos mais comuns de cloro usados em estações de tratamento de água e esgotos são o gás cloro (Cl_2), hipoclorito de cálcio (CaOCl_2), hipoclorito de sódio (NaOCl) e dióxido de cloro (ClO_2). O hipoclorito de cálcio e sódio são mais frequentemente usados em estações de pequeno porte, onde a simplicidade e segurança são mais importantes do que os custos.

Quando o cloro na forma de gás Cl_2 é aplicado na água, duas reações ocorrem: hidrólise e ionização. A equação de hidrólise pode ser definida por:



A constante de hidrólise para essa equação é:

$$K_H = \frac{[\text{HOCl}][\text{H}^+][\text{Cl}^-]}{[\text{Cl}_2]} \cong 4.5 \times 10^{-4} \text{ em } 25^\circ\text{C} \quad (2-11)$$

Os colchetes representam a unidade mol/l. A tabela 2-4 apresenta a constante de hidrólise em várias temperaturas:

TABELA 2-4 - Constante de hidrólise (K_H) em várias temperaturas.

Temperatura, °C	$K_H \times 10^4$, mol/l ^(a)	$K_H \times 10^4$, mol/l ^(b)
0 °C	1.46	1.56
15 °C	2.81	3.16
25 °C	3.94	4.48
35 °C	5.10	—
45 °C	6.05	—

Fonte: (a) Connick et al., 1959 *apud* White, 1972

(b) Jakowkin, 1899 *apud* White, 1972

Devido a magnitude dos coeficientes, grandes quantidades de cloro podem ser dissolvidas na água (Metcalf & Eddy, 1991). A velocidade dessa hidrólise é extremamente

rápida. A hidrólise completa ocorre em poucos décimos de segundos a 65°F (~18,3°C) (White, 1972). Morris (1946) citado por White (1972) mostrou que a taxa de reação é melhor explicada se o mecanismo de reação é tal que a molécula de cloro reage com íon hidroxila (OH⁻) ao contrário do que com a molécula de água. A equação pode ser representada por:



Então a taxa de hidrólise pode ser dada pela equação:

$$\frac{-d[\text{Cl}_2]}{dt} = k_1[\text{Cl}_2][\text{OH}^-] - k_2[\text{HOCl}][\text{Cl}^-] \quad (2-13)$$

A ionização pode ser definida por:



Essa reação torna-se completa em condições de pH entre 5 e 9, e concentrações baixas. A variação dos valores da constante de ionização (K_i) em várias temperaturas, estão na tabela 4-3. A constante de ionização para esta reação é (White, 1972, Metcalf & Eddy, 1991):

$$K_i = \frac{[\text{H}^+][\text{OCl}^-]}{[\text{HOCl}]} \quad (2-15)$$

ou

$$\frac{K_i}{[\text{H}^+]} = \frac{[\text{OCl}^-]}{[\text{HOCl}]} \cong 2.90 \times 10^{-8} \text{ em } 25^\circ\text{C} \quad (2-16)$$

A quantidade de HOCl e OCl⁻ que está presente na água é chamada de *cloro disponível livre*. A distribuição relativa dessas duas espécies é muito importante porque a eficiência do HOCl é aproximadamente de 40 a 80 vezes maior do que o OCl⁻ (ver figura 2-1). A porcentagem de distribuição de HOCl em várias temperaturas pode ser calculada pela equação abaixo e dados da tabela 2-5 (White, 1972; Metcalf & Eddy, 1991).

$$\frac{[\text{HOCl}]}{[\text{HOCl}] + [\text{OCl}^-]} = \frac{1}{1 + \frac{[\text{OCl}^-]}{[\text{HOCl}]}} = \frac{1}{1 + \frac{K_i}{[\text{H}^+]}} \quad (2-17)$$

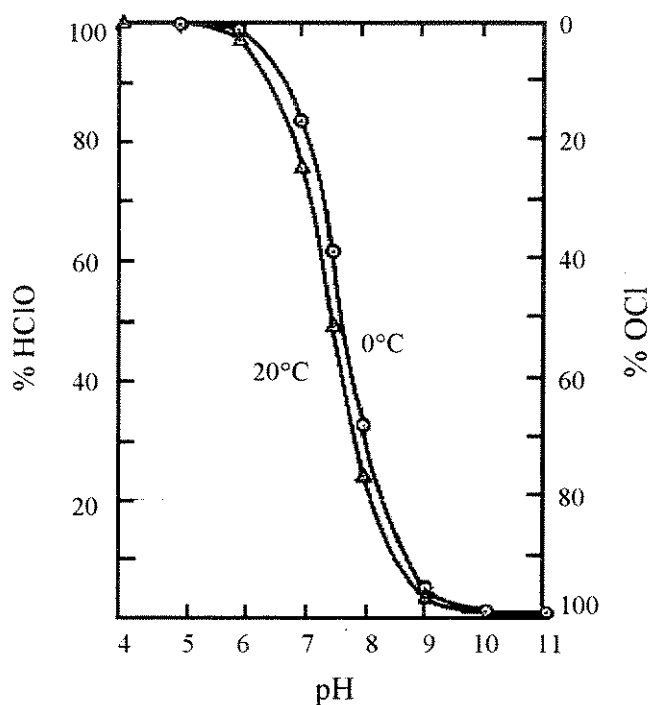


FIGURA 2-1 - Dissociação do ácido hipocloroso em função do pH (White, 1972).

O cloro livre pode ser obtido também através de sais de hipoclorito adicionados na água. Os mais comuns são os sais de hipoclorito de cálcio $[\text{Ca}(\text{OCl})_2]$ e de sódio (NaOCl). As reações que ocorrem com estes sais são:

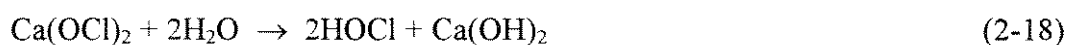


TABELA 2-5 - Constante de ionização (K_i) do ácido hipocloroso em diferentes temperaturas.

Temperatura, °C	$K_i \times 10^8$ mol/l ^(a)	$K_i \times 10^8$ mol/l ^(b)
0 °C	2.0	1.49
5 °C	2.3	1.75
10 °C	2.6	2.03
15 °C	3.0	2.32
20 °C	3.3	2.62
25 °C	3.7	2.90

Fonte: (a) White, 1972; (b) Metcalf & Eddy, 1991

O nitrogênio, dentro do seu ciclo na biosfera, pode ser encontrado no meio aquático, na forma de nitrogênio molecular (N_2), orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia (livre- NH_3 , e ionizada- NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (*Sperling*, 1995).

O nitrogênio é um componente de grande importância em termos de geração e do próprio controle de poluição das águas (*Sperling*, 1995):

- na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes;
- na forma de nitrato está associado a doenças como a metahemoglobinemia;
- na nitrificação, processo bioquímico de conversão da amônia a nitrito e deste a nitrato, implica em consumo de oxigênio dissolvido no corpo d'água receptor, podendo ocorrer numa estação de tratamento de esgotos;
- é um elemento indispensável para o crescimento de algas, responsável, em certos casos, pelo fenômeno de eutrofização de lagos e represas;
- é indispensável para o crescimento de microrganismos, responsáveis pelo tratamento de esgotos;
- na desnitrificação (conversão do nitrato a nitrogênio gasoso) que implica em (i) economia de oxigênio e alcalinidade (se bem controlado) ou (ii) deterioração da decantabilidade do lodo (se mal controlado).

O ácido hipocloroso é um agente oxidante ativo, portanto reagirá com a amônia do esgoto para formar três tipos de cloraminas:



Essas reações dependem do pH, temperatura, tempo de contato e concentração relativa entre cloro e amônia (Metcalf & Eddy, 1991). As monocloraminas e as dicloraminas na maioria dos casos predominam. Esses compostos são chamados de *cloro disponível combinado*. As cloraminas são também usadas como desinfetantes, apesar de atuarem mais lentamente.

Devido ao cloro ser um oxidante forte é necessário entender suas reações quando adicionado na água, isto fica mais claro observando a figura 2-2:

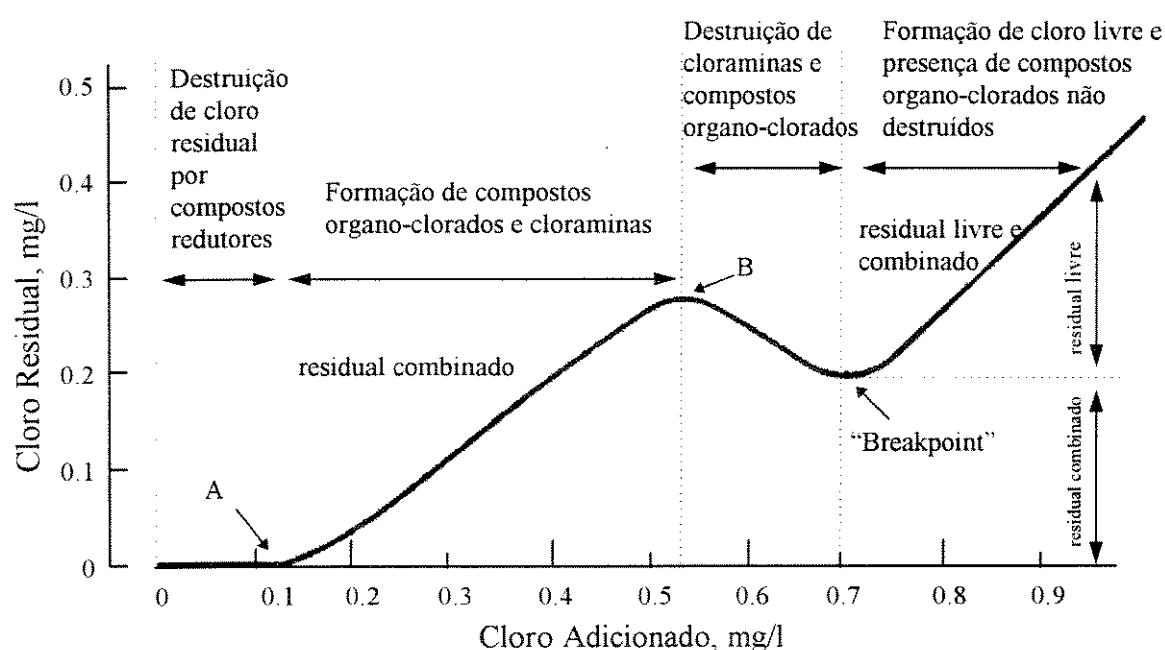


FIGURA 2-2 - Cloração ao "Breakpoint" (Metcalf & Eddy, 1991).

O cloro adicionado reage rapidamente com matéria orgânica e substâncias oxidáveis, como Fe^{2+} , Mn^{2+} , H_2S , sendo reduzido a íon cloreto (Ponto A). Após, o cloro continua a reagir com amônia para formar cloraminas (entre o ponto A e B), formando monocloraminas e dicloraminas. A presença dessas duas formas dependem de suas taxas de formação (temperatura e pH). Entre o ponto B e o "Breakpoint", ocorre a conversão de cloraminas em nitrogênio tricloreto (eq. 2.22), sendo restante das cloraminas oxidadas em óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio (N_2) e o cloro reduz-se a íon cloreto. Como a maioria das cloraminas são oxidadas no "Breakpoint", a adição de cloro após o "Breakpoint" resulta no aumento diretamente proporcional de cloro disponível livre.

A razão pela qual se adiciona cloro para obter cloro residual livre é para garantir que a desinfecção seja efetuada.

O cloro, como qualquer outro desinfetante, tem o tempo de contato como um dos principais parâmetros. A equação para esse parâmetro segue a lei de Chick (equação 2-1), vista anteriormente.

A eficiência do cloro como desinfetante pode ser verificada pela relação entre o residual bactericida (R) e o tempo de contato (t). Variando estes dois parâmetros (R e t) separadamente ou simultaneamente é possível atingir o mesmo grau de desinfecção. Simplificando, tem-se que, quanto maior o tempo de contato para uma dosagem fixa de cloro, maior será a eficiência da desinfecção, ou para um tempo de contato fixo, maior a eficiência quanto maior a dosagem (*Di Bernardo, 1993*).

A expressão que relaciona a dosagem de cloro (concentração do desinfetante) com o tempo de contato para um determinado tipo de microrganismo, é a mesma apresentada na equação (2-6). Reescrevendo esta equação para o desinfetante cloro, tem-se:

$$(D_{Cl})^{\beta} \cdot t = k_{Cl} \quad (2-23)$$

onde:

D_{Cl} : dosagem de cloro (mg/l);

t : tempo de contato (s);

β : coeficiente que depende do tipo de microrganismo;

k_{Cl} : coeficiente para a dosagem de cloro.

A relação entre o teor de cloro residual e o tempo de contato para inativação de microrganismos é apresentada nas figuras 2-3 e 2-4.

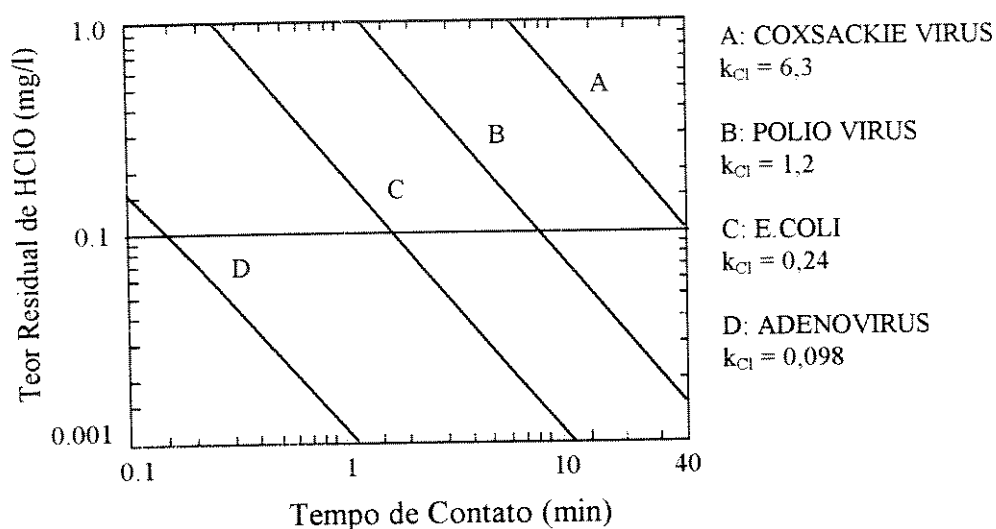


FIGURA 2-3 - Concentração de cloro como HOCl exigido para 99% de destruição de *E. coli* e três viroses entéricas (0 a 6°C) (Di Bernardo, 1993).

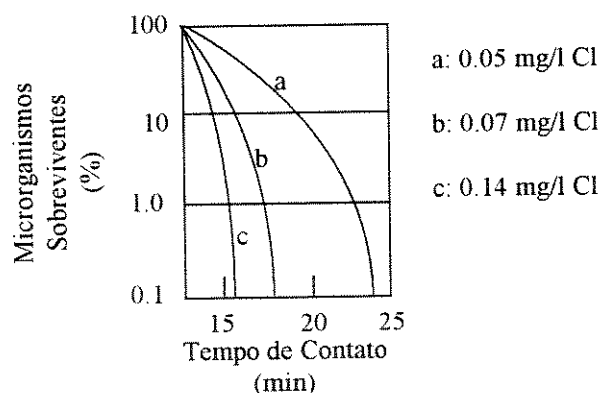


FIGURA 2-4 - Sobrevivência de *E. coli* em água isenta de impurezas (Di Bernardo, 1993).

A redução de organismos presentes em efluentes primários tratados com cloro em reator tipo batelada pode ser definida pela relação (Metcalf & Eddy, 1991):

$$\frac{N}{N_0} = (1 + 0,23 \cdot C_t \cdot t)^{-3} \quad (2-24)$$

onde:

N : número de coliformes no tempo t ;

N_0 : número de coliformes no tempo t_0 ;

C_t : cloro residual total no tempo t , mg/l

t : tempo de detenção, min.

Esta relação pode ser vista na figura 2-5. Uma comparação da eficiência germicida do ácido hipocloroso (HOCl), íon hipoclorito (OCl^-) e monoclaramina (NH_2Cl) está na figura 2-6. Nota-se que a eficiência do ácido hipocloroso é maior que o íon hipoclorito e a monoclaramina.

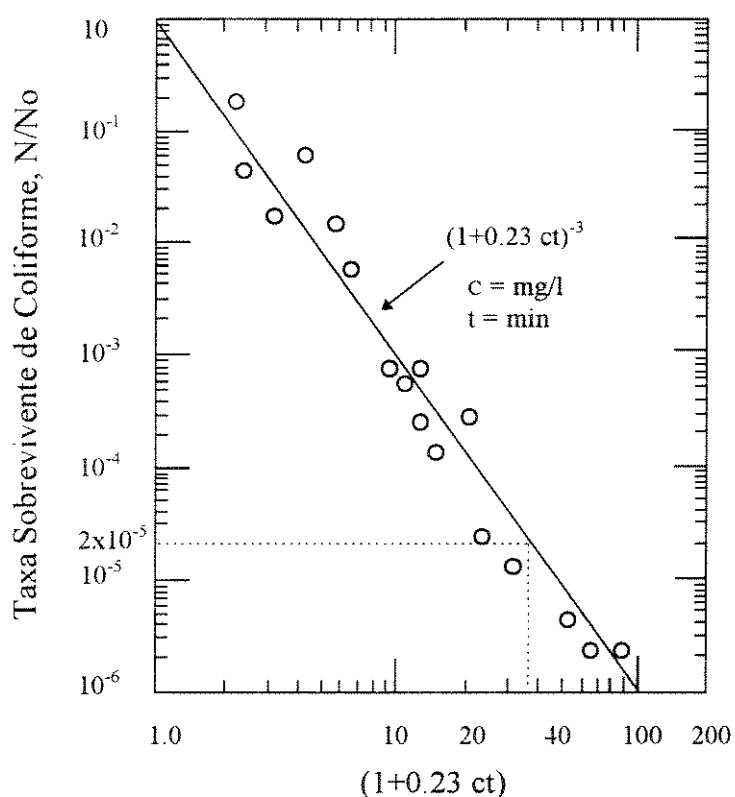


FIGURA 2-5 - Taxa de sobrevivência de coliformes em função do cloro residual e tempo de contato (*Metcalf & Eddy, 1991*).

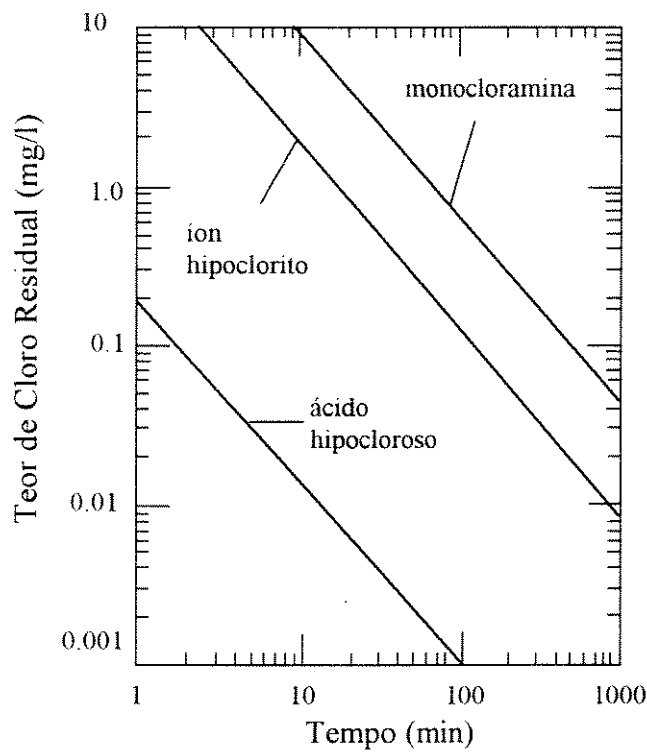


FIGURA 2-6 - Relação entre o teor de cloro residual de diferentes compostos de cloro na destruição de 99% de *E.coli* (2 a 5°C), (Metcalf & Eddy, 1991).

A influência do pH pode ser vista na figura 2-7 para o cloro, e na figura 2-8 para a cloramina. Pode-se observar que para valores de pH próximo ao neutro, a eficiência da desinfecção aumenta, e para um mesmo valor de pH (por exemplo, pH=8,5), a eficiência do cloro é muito superior à cloramina.

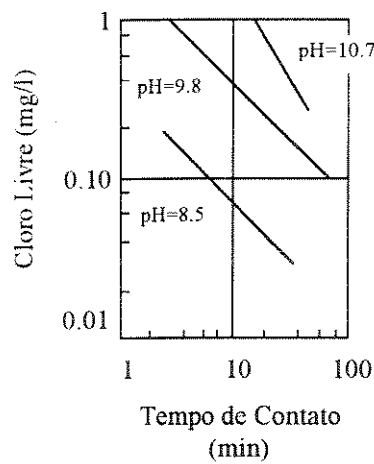


FIGURA 2-7 - Influência do pH do cloro na destruição de *E.coli* em água (2 a 5°C) (Di Bernardo, 1993).

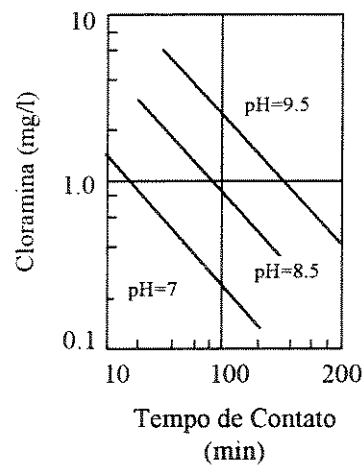


FIGURA 2-8 - Influência do pH da cloramina na destruição de *E.coli* em água (2 a 5°C) (Di Bernardo, 1993).

Pela NB - 592 o consumo de cloro para a desinfecção da água deve ser estimado para dosagem de 5 mg/l. Em geral, o pH da água tratada e a temperatura são parâmetros conhecidos, assim o teor de cloro residual na rede de distribuição passa a ser um parâmetro de controle importante.

2.5.4 - Sub-Produtos da Cloração

O uso de cloro como desinfetante tem sido questionado pelo potencial de formação de sub-produtos indesejáveis. A formação destes sub-produtos deve-se a reação do cloro com substâncias húmicas (*Reckhow e Singer, 1990*). Estas substâncias são os principais componentes de águas com cor.

Entre os principais sub-produtos estão os trihalometanos (THMs). Os THM são formados, em geral, pela substituição de dois ou mais átomos de hidrogênio do metano (CH_4) por átomos de cloro, bromo ou iodo (*Di Bernardo, 1993*). Desta reação podem resultar compostos como: triclorometano ou clorofórmio (CHCl_3); diclorometano (CH_2Cl_2); bromodiclorometano (CHBrCl_2); dibromoclorometano (CHClBr_2); iododiclorometano (CHICl_2); clorodiodometano (CHClI_2). Os dois primeiros ocorrem com maior frequência em águas de abastecimento.

Através de investigações toxicológicas, tem-se encontrado outros sub-produtos como os ácidos não-voláteis, ácidos dicloroacético e tricloroacético. A figura 2-9 apresenta a fórmula estrutural dos principais sub-produtos.

O motivo principal para o estudo destes sub-produtos é que estes, quando testados em animais, apresentaram propriedades cancerígenas. Segundo Stevens et al. (1989), em estudos com planta piloto encontraram que o pH é a variável química com o efeito mais significativo na formação de sub-produtos (excetuando os trihalometanos). Várias alternativas estão disponíveis para a redução de trihalometanos (*Commitee Report, 1982*):

- mudar o ponto de aplicação do cloro tal que a água seja clorada após a remoção de uma quantidade substancial de precursores;

- implementado outras alterações como melhor controle de pH e otimizando a remoção de precursores;
- usar desinfetante alternativo; e,
- remover os THMs após sua formação.

TRIHALOMETANOS		HALOACETONITRILAS	
$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \\ \text{Cl} - \text{C} - \text{H} \\ \\ \text{Cl} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Br} \\ \\ \text{Br} - \text{C} - \text{H} \\ \\ \text{Br} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \\ \text{Cl} - \text{C} - \text{C} \equiv \text{N} \\ \\ \text{Cl} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Br} \\ \\ \text{Cl} - \text{C} - \text{C} \equiv \text{N} \\ \\ \text{H} \end{array}$
clorofórmio	bromofórmio	tricloroacetoni-trila	bromoacetoni-trila
HALOACETONAS		MISCELÂNEA	
$\begin{array}{c} \text{Cl} \quad \text{O} \quad \text{H} \\ \quad \quad \\ \text{Cl} - \text{C} - \text{C} - \text{C} - \text{H} \\ \quad \\ \text{H} \quad \text{H} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Cl} \quad \text{O} \quad \text{H} \\ \quad \quad \\ \text{Cl} - \text{C} - \text{C} - \text{C} - \text{H} \\ \quad \\ \text{Cl} \quad \text{H} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \\ \text{Cl} - \text{C} - \text{NO}_2 \\ \\ \text{Cl} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Cl} \quad \text{H} \\ \quad \\ \text{Cl} - \text{C} - \text{C} - \text{OH} \\ \quad \\ \text{Cl} \quad \text{OH} \end{array}$
1,1-dicloropropanona	1,1,1-tricloropropanona	cloropicrin (tricloronitrometano)	cloral hidrato
ÁCIDOS HALOACÉTICOS			
$\begin{array}{c} \text{Cl} \quad \text{O} \\ \quad \\ \text{H} - \text{C} - \text{C} - \text{OH} \\ \\ \text{H} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Cl} \quad \text{O} \\ \quad \\ \text{Cl} - \text{C} - \text{C} - \text{OH} \\ \\ \text{H} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Br} \quad \text{O} \\ \quad \\ \text{H} - \text{C} - \text{C} - \text{OH} \\ \\ \text{H} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Br} \quad \text{O} \\ \quad \\ \text{Br} - \text{C} - \text{C} - \text{OH} \\ \\ \text{H} \end{array}$
monocloroacético	dicloroacético	monobromoacético	dibromoacético
CLOROFENÓIS		ALDEÍDOS	
$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \\ \text{Cl} - \text{C}_6\text{H}_2 - \text{OH} \\ \\ \text{Cl} \end{array}$		$\begin{array}{c} \text{H} \\ \\ \text{H} - \text{C} = \text{O} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{H} \quad \text{H} \\ \quad \\ \text{H} - \text{C} - \text{C} = \text{O} \\ \\ \text{H} \end{array}$
2,4,6-triclorofenol		formaldeído	acetaldeído

FIGURA 2-9 - Fórmulas dos sub-produtos (Krasner et al, 1989).

Capítulo 3

Radiação Ultravioleta

3.1 - Introdução

Superados os problemas técnicos de confiabilidade, segurança, e econômicos entre outros, a desinfecção através da radiação ultravioleta tem-se demonstrado ser uma boa alternativa à cloração cloro, principalmente após o surgimento dos problemas causados pela cloração, como sub-produtos indesejáveis com propriedades cancerígenas (*Severin, 1980; Zukovs et al., 1986*), além da necessidade de altas dosagens e longo tempo de contato (*Zukovs et al., 1986*).

A radiação ultravioleta tem alto grau de inativação de microrganismos patogênicos em curto tempo de contato, e não produz resíduos tóxicos que afetam o meio aquático ou os sistemas de distribuição de água de abastecimento (*Whitby e Palmateer, 1993*).

A desinfecção por este sistema é feita com lâmpadas especiais de baixa pressão de mercúrio que emitem radiação em comprimento de onda letal aos microrganismos. Isto ocorre em reatores, que são denominados de reatores fotoquímicos, construídos de material refletor para aumentar a eficiência dos mesmos. Muitos trabalhos têm sido desenvolvidos comparando os custos do sistema de radiação ultravioleta com outros sistemas de desinfecção, em especial, a cloração. Neste capítulo será apresentada a teoria envolvida neste sistema de desinfecção.

3.2 - Espectro da Radiação Ultravioleta

Os raios de ultravioleta pertencem ao espectro eletromagnético e estão situados na faixa de 40 a 400 nm de comprimento de onda, entre os raios -X e a luz visível. A divisão aceita da radiação ultravioleta, em geral, é: vácuo (40 a 200 nm), UV-C (200 a 280 nm), UV-B (280 a 315 nm) e UV-A (315 a 400 nm) (*Sobotka*, 1993).

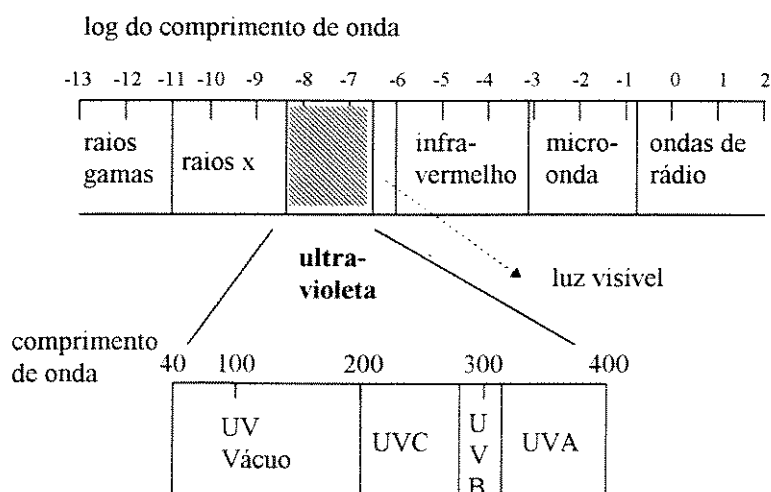


FIGURA 3-1 - Espectro eletromagnético (*Wolfe*, 1990; *Di Bernardo*, 1993).

3.3 - Lâmpadas Bactericidas

Para desinfecção de águas, são aplicadas fontes artificiais de radiação ultravioleta baseado no uso de descarga elétrica nos átomos de mercúrio que se encontram na forma de vapor. As lâmpadas de radiação ultravioleta são divididas geralmente em dois tipos: alta-pressão e baixa-pressão. Entre as lâmpadas de alta-pressão, destaca-se a lâmpada com argônio/mercúrio e eletrodos epoxidados (fios de volfrâmio envolvidos com estrôncio e carbonato de bário), com comprimento de ondas máximo na faixa de 365 a 366,3 (*Sobotka*, 1993).

As lâmpadas bactericidas de baixa-pressão são construídas com tubos de descarga feitos em vidro especial. A radiação aparece na lâmpada como resultado da descarga nos vapores de mercúrio em baixa-pressão (aproximadamente 0,001 atm). A potência das lâmpadas está entre 15 e 60 W. Nestas lâmpadas aproximadamente 70% de toda potência emitida são de raios

ultravioleta: 60% desses raios em comprimento de onda de 253,7 nm, que é o comprimento de maior efeito bactericida (ou germicida) (Sobotka, 1993). Apesar da potência dessas lâmpadas ser baixa, estas são as mais usadas devido a sua alta durabilidade e economia.

Wolfe (1990) classifica as lâmpadas em baixa e média pressão. As lâmpadas de baixa pressão produzem uma faixa estreita de luz ultravioleta em que o pico está próximo do comprimento de onda de 254 nm. As lâmpadas de média pressão produzem uma faixa longa de luz ultravioleta. Tanto as lâmpadas de baixa pressão como as de média pressão têm ação de inativação equiparável.

O tempo de vida útil das lâmpadas de baixa-pressão, em geral, é de 5000 a 10000 horas (Wolfe, 1990), considerando que as lâmpadas estejam ligadas por pelo menos 8 horas sem interrupção. Porém, ao longo do tempo de vida útil, ocorre a redução da potência emitida pela lâmpada, como mostra a figura 3-2.

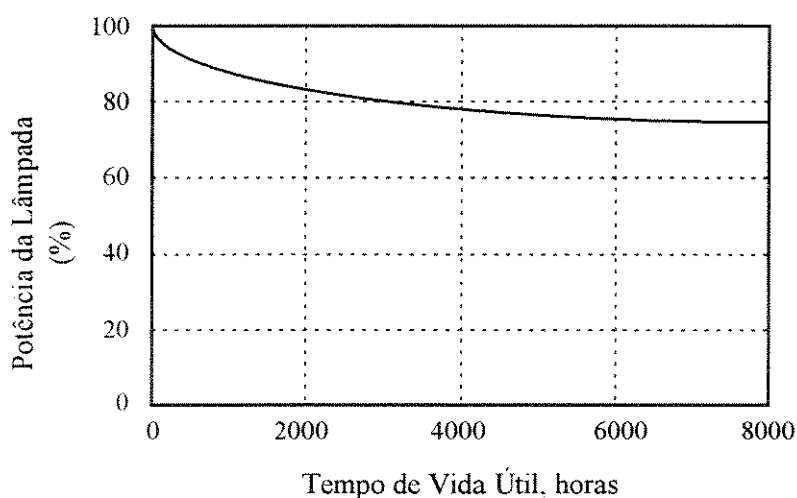


FIGURA 3-2 - Declínio da potência da lâmpada uv ao longo da vida útil (Loge *et al*, 1996).

3.4 - Dose de Radiação Ultravioleta

Para os desinfetantes químicos, a dose é dada pela concentração em mg/l, entretanto a dose de radiação ultravioleta é o produto da intensidade de radiação bactericida (W/cm^2) e tempo de exposição, como mostra a equação (3-1) (Qualls *et al.*, 1983):

$$D = I.t \quad (3-1)$$

onde:

D : dose de radiação ultravioleta (W.s/cm²);

I : intensidade de radiação bactericida (W/cm²);

t : tempo de exposição (s);

A fração de sobrevivência N/N_0 é:

$$N/N_0 = f(\text{dose}) \quad (3-2)$$

onde N_0 e N são, respectivamente, densidade de microrganismos antes e depois da radiação ultravioleta, e $f(\text{dose})$ representa a função da dose. As equações (3-1) e (3-2) sugerem que a intensidade e o tempo de exposição possam ser variados reciprocamente para obtenção da mesma fração de sobrevivência (*Qualls e Johnson, 1985*).

A partir de uma população homogênea de microrganismos juntamente com a cinética de “alvo-único” (“single-hit”), o log da fração de sobrevivência pode ser uma função linear da dose recebida pelos microrganismos (*Chick, 1908; Jagger, 1967; apud Qualls e Johnson, 1985*). Entretanto, as curvas de log de sobrevivência pela dose para coliformes em efluentes secundários, demonstram-se não-lineares, em parte devido a natureza heterogênea da população e à presença de bactérias protegidas pela inclusão em partículas (*Qualls, et al., 1983*).

Em um sistema “flow-through” uma partícula pode ser submetida à variação de níveis de intensidade durante o período de exposição (figura 3-3). A dose de uma partícula durante um pequeno intervalo de tempo $I.dt$ e para o período é:

$$dose_w = \int_0^t I . dt \quad (3-3)$$

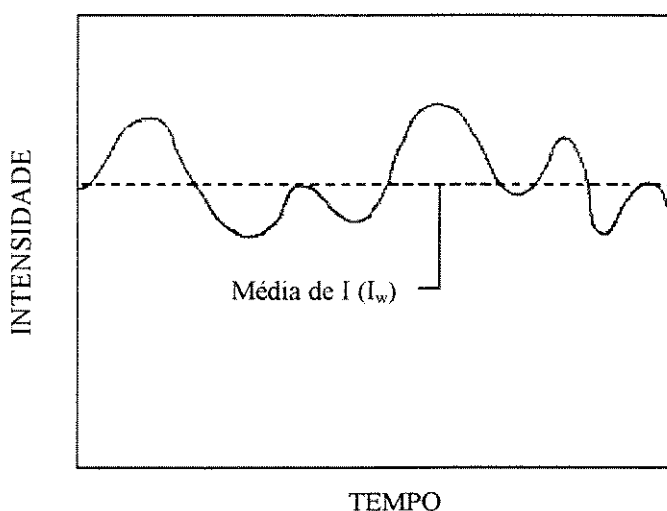


FIGURA 3-3 - Intensidade durante o período de exposição (*Qualls e Johnson, 1985*).

onde o índice w , refere-se à fração de distribuição de intensidades médias sobre o tempo de exposição. A intensidade média que a partícula é submetida em relação ao período de exposição, é definido como:

$$I_w = \frac{1}{t} \int_0^t I \cdot dt \quad (3-4)$$

então, pelas equações (3-1), (3-3) e (3-4) a dose recebida por uma partícula é:

$$dose_w = (I_w) \cdot (t) \quad (3-5)$$

Assim, a dose que uma partícula é submetida pode ser expressa pela média da variação da intensidade durante o tempo de exposição, multiplicado pelo tempo que a partícula gasta dentro da unidade, ou seja, a equação (3-5) é uma simples consequência de efeitos recíprocos bem estabelecidos da intensidade e tempo de exposição (*Jagger, 1967, apud Qualls e Johnson, 1985*). É importante lembrar que as equações desenvolvidas (eq. 3-2 a 3-5) partem de um sistema de fluxo contínuo. No caso de um sistema tipo batelada onde o sistema é fechado, a dose, como o produto da intensidade pelo tempo de exposição é facilmente entendida.

A inativação de microrganismos é uma função exponencial com respeito a dosagem, em que parte da energia emitida pela fonte de radiação é absorvida por substâncias presentes na água como matérias dissolvidas, partículas em suspensão, e pela própria água. Esta absorção segue a lei de Beer-Lambert (*Sobotka*, 1993):

$$I = I_0 \cdot e^{-\alpha x} \quad (3-6)$$

onde:

I: intensidade de radiação que passa através da camada de água (W/cm^2);

I_0 : intensidade da radiação emitida pela fonte (W/cm^2);

x: espessura da camada de água exposta à radiação (cm);

α : coeficiente de absorção ou absorbância (cm^{-1}).

Considerando que na superfície da lâmina d'água ($x = 0$), a intensidade de radiação é máxima ($I = I_0$), desprezando a absorção pelo ar entre a fonte de radiação e a superfície da lâmina d'água, e que a intensidade é mínima na profundidade x, pode-se calcular a intensidade média (I_m) integrando a equação (3-6), resultando em:

$$I_m = \frac{\int_0^x I_0 \cdot e^{-\alpha x} \cdot dx}{x} \quad (3-7)$$

onde:

I_m : intensidade média (W/cm^2);

Desta forma, a intensidade média resultante é:

$$I_m = \frac{I_0}{\alpha \cdot x} (1 - e^{-\alpha x}) \quad (3-8)$$

O coeficiente de absorção α é função da qualidade da água, principalmente em relação à turbidez e cor. A turbidez da água é obtida através do teor em mg de óxido de silício (SiO_2) em água redestilada, e a cor em mg de Pt (*Sobotka*, 1993). A inativação de *E.coli* em diferentes coeficientes de absorção é apresentada na figura 3-4.

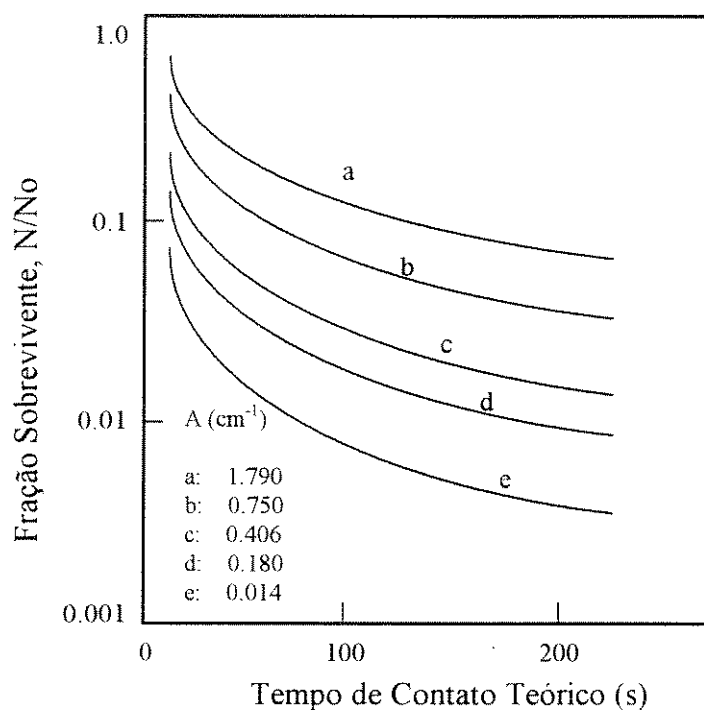


FIGURA 3-4 - Inativação de *E.coli* em reator “flow-through” em diferentes coeficientes de absorção, $A \text{ (cm}^{-1}\text{)}$ (*Severin et al.*, 1984).

3.5 - Inativação dos Microrganismos

3.5.1 - Cinética de Lesões Únicas em Alvos Únicos

A inativação dos microrganismos através da radiação ultravioleta tem sua melhor eficiência em comprimento de onda entre 250 e 260 nm, sendo que a máxima eficiência ocorre no comprimento de onda de 253,7 nm. Os microrganismos atingidos pela radiação sofrem alterações no DNA ou RNA, inativando-os. A inativação é dada pela função exponencial em relação à dose (*Severin*, 1980):

$$\frac{N}{N_0} = e^{-k \cdot I \cdot t} \quad (3-9)$$

ou

$$\ln \frac{N}{N_0} = -k \cdot I \cdot t \quad (3-10)$$

onde:

N: microrganismos sobreviventes (UFC/ml);

N₀: microrganismos iniciais(UFC/ml);

k: taxa constante de inativação (W.s/cm²)⁻¹;

I: intensidade de energia germicida (W/cm²);

t: tempo de exposição (s);

A relação $\ln (N/N_0)$ da equação (3-10) é também conhecida por taxa de sobrevivência ou log de sobrevivência. Observa-se claramente que as relações anteriores, assemelham-se em muito com a lei de Chick, que relaciona a destruição de microrganismos com o tempo de contato, para um desinfetante qualquer.

A equação (3-10) é uma expressão teórica padrão (*Daniel*, 1993), baseada em observações empíricas (*Severin*, 1980). Esta equação tem como hipóteses básicas:

- A intensidade da radiação é constante através da camada líquida, a absorção pelo meio em suspensão é desprezível, e o regime de escoamento é tubular ou a câmara de desinfecção opera como um reator tipo batelada;
- a inativação é função da dosagem de ultravioleta (*Severin*, 1980; *Harm*, 1980);
- uma única lesão é suficiente para inativar o microrganismo (*Harm*, 1980); e,
- a população é homogênea quanto à sensibilidade dos microrganismos à radiação ultravioleta (*Harm*, 1980).

Como foi visto anteriormente, ocorre a absorção pelo meio, e a intensidade da radiação não é homogênea nas camadas líquidas. Desta forma, pode-se fazer a correção da equação (3-10), unindo-a com a equação (3-8). Então tem-se:

$$\ln \frac{N}{N_0} = -\frac{k \cdot I_0}{\alpha \cdot x} (1 - e^{-\alpha \cdot x}) \cdot t \quad (3-11)$$

3.5.2 - Cinética de Alvos Múltiplos

A resistência inicial dos microrganismos para inativação com radiação ultravioleta foi modelada, no passado, com a cinética de alvos múltiplos (*Severin, et al.*, 1983). Este modelo foi desenvolvido primeiramente para outros tipos de radiação diferentes da ultravioleta. Devido à sua simplicidade matemática e aplicabilidade em experimentos em batelada, ainda é usado, apesar de observações na mecânica da inativação ultravioleta não confirmar este modelo.

Neste modelo é assumido que uma partícula contém um número finito, η , de alvos críticos discretos, o qual deve ser atingido antes da inativação total da partícula. Sendo o número de alvos finitos, a probabilidade de um deles ser atingido é reduzida no decorrer da reação, pois, a medida que os alvos são atingidos, diminui-se o número de alvos, reduzindo a probabilidade de se atingir o próximo alvo (*Severin, et al.*, 1983).

Uma partícula pode representar um microrganismo com η alvos ou um grupo de microrganismos que possui um total de η alvos. Entretanto, devido aos métodos de enumeração é impossível identificar a diferença na sobrevivência de um grupo ou de um único microrganismo.

Aplicação da Cinética de Alvos Múltiplos para Reatores Tipo Batelada

Para um reator tipo batelada, assume-se que a intensidade de radiação ultravioleta, I ($\mu\text{W}/\text{cm}^2$), é uniforme em todos os pontos dentro do reator. A probabilidade de um alvo não ser atingido ou inativado é dada pela equação:

$$P(0) = e^{-k I t} \quad (3-12)$$

$P(0)$: probabilidade de um alvo não ser inativado, ou fração sobrevivente.

Então, a probabilidade de inativar um alvo específico é:

$$1 - P(0) = 1 - e^{-k I t} \quad (3-13)$$

Assumindo que todos os alvos são equivalentes e que as lesões são distribuídas aleatoriamente nos alvos, então a probabilidade de sobrevivência de um microrganismo com η alvos é dado por:

$$\frac{N}{N_0} = 1 - \left(1 - e^{-k \cdot I \cdot t}\right)^\eta \quad (3-14)$$

Para níveis de sobrevivência suficientemente baixos, a equação (3-14) pode ser aproximada (*Daniel*, 1993), com uso do teorema do binômio, a:

$$\frac{N}{N_0} \cong \eta \cdot e^{-k \cdot I \cdot t} \quad (3-15)$$

Para se obter os valores de η e k plotam-se os valores da fração sobrevivente (N/N_0) em escala logarítmica (ordenada) contra os valores de $I \cdot t$ (abscissa). A interseção da reta com o eixo das ordenadas fornece o valor de η e a declividade da reta fornece o valor de k (Fig. 3-3).

Pela dificuldade de se determinar exatamente a porção reta da curva a partir dos dados experimentais, é preferível calcular η e k através da equação (3-14) pelo método dos mínimos quadrados (*Severin, et al.*, 1983).

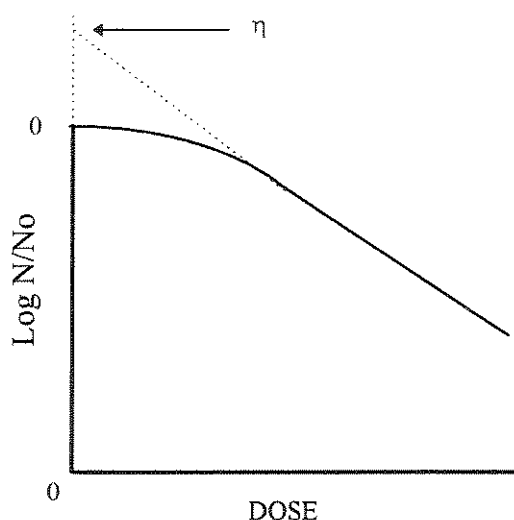


FIGURA 3-5 - Determinação gráfica do número de alvos (*Harm*, 1980).

3.5.3 - Cinética de Lesões Múltiplas

Uma outra proposta para a modelagem de inativação com radiação ultravioleta é a cinética de lesões múltiplas (“series-event kinetics”). As lesões ocorrem em passos sequenciais, e cada passo como uma função inteira (*Severin, et al., 1983*). A taxa com que um microrganismo passa de um nível de lesão para o próximo é de primeira ordem com relação à intensidade e independente do nível de lesão ocupado pelo microrganismo.

As lesões são acumuladas pelos microrganismos continuamente a partir do momento em que são expostos à radiação ultravioleta. Entretanto, no início da irradiação ultravioleta a probabilidade para que um microrganismo tenha sofrido h lesões ($h > 1$) é muito pequena. Pela irradiação contínua, uma maior fração de sobreviventes já acumulou $(h - 1)$ lesões e necessita somente uma lesão adicional para inativação, ou seja, os microrganismos serão inativados quando o nível de lesões ultrapassar uma quantidade mínima, que depende da espécie do microrganismo, de sua idade fisiológica e das condições metabólicas (*Daniel, 1993*). Mantidas as mesmas condições, o nível mínimo pode ser considerado constante.

Aplicação da Cinética de Lesões Múltiplas para Reatores Tipo Batelada

Para um reator tipo batelada, a taxa com que um microrganismo passa para um nível de lesão j , é dada por:

$$r_{N_j} = kIN_{j-1} - kIN_j \quad (3-16)$$

onde:

r_{N_j} : taxa de formação de microrganismo no nível de lesão j (densidade.s⁻¹);

k : constante de inativação dos microrganismos pela radiação ultravioleta (W.s/cm²)⁻¹;

I : intensidade de radiação ultravioleta (W/cm²);

N_j : densidade de microrganismos no nível de lesão j ;

N_{j-1} : densidade de microrganismos no nível de lesão $(j - 1)$.

A resultante da equação (3-18) é resolvida sequencialmente variando $j = 0$ até $j = h - 1$.

A densidade de microrganismos, genericamente, em um nível j , é calculada por:

$$N_j = \frac{N_0 (k \cdot I \cdot t)^j}{j!} e^{-k \cdot I \cdot t} \quad (3-17)$$

N_0 : é a densidade de microrganismo antes da exposição da radiação ultravioleta;

j : nível de lesões.

A densidade de microrganismos sobreviventes, N , ou seja, todos aqueles atingidos pelo nível de lesão $h - 1$ ou menos, é dada por:

$$N = \sum_{j=0}^{h-1} N_j \quad (3-18)$$

Substituindo a equação (3-17) na equação (3-18) tem-se:

$$\frac{N}{N_0} = e^{-k \cdot I \cdot t} \sum_{j=0}^{h-1} \frac{(k \cdot I \cdot t)^j}{j!} \quad (3-19)$$

No modelo de alvos múltiplos a probabilidade de produzir lesões sucessivas dentro de um microrganismo reduz-se a medida que as lesões ocorrem, pela redução de alvos disponíveis. No modelo de lesões múltiplas, ao contrário da anterior, a probabilidade dos eventos ocorrerem não é reduzida, devido à suposição de disponibilidade infinita de locais para receber um fóton de radiação ultravioleta sofrer lesão. Sob este aspecto os modelos anteriores diferem quanto ao valor limite, ou seja, o valor limite, para lesões múltiplas, não é o número de locais que devem ser destruídos antes da inativação ocorrer. Um número de locais maior do que o número limite podem ser destruídos durante todo o processo da reação (Daniel, 1993).

3.6 - Reatores Fotoquímicos

A radiação ultravioleta atua nos ácidos nucleicos dos microrganismos. Desta forma, é considerado que este tipo de reação ocorra em reatores fotoquímicos. Existem vários modelos de reatores utilizados, que são classificados quanto à forma geométrica, modo de operação, e disposição das lâmpadas (emersas ou imersas).

3.6.1 - Reatores Fotoquímicos de Lâmpadas Emersas

Este tipo de reator é considerado de grande dimensão com faces paralelas (“caixote”), equipado com refletor parabólico (Figura 3-6). Pode operar com fluxo contínuo ou descontínuo. A fonte luminosa é tipo tubular extensa instalada sob o refletor, fixada sobre a lâmina líquida.

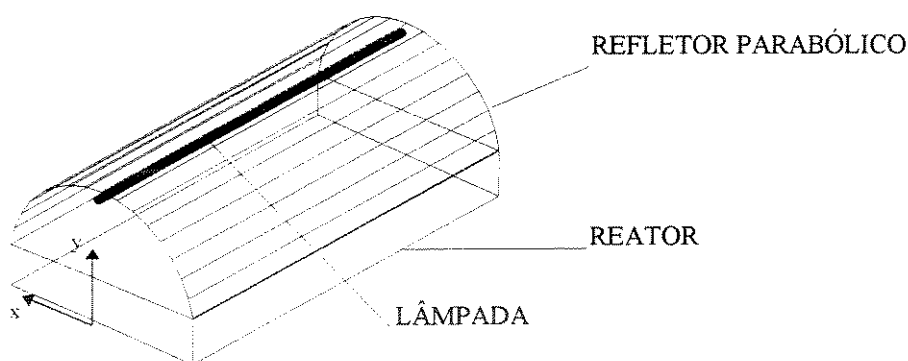


FIGURA 3-6 - Reator fotoquímico de lâmpadas emersas (*Braun et al.*, 1986).

Em refletores onde a seção transversal não é parabólica, o cálculo analítico da intensidade de radiação ultravioleta sobre a lâmina líquida é dificultada pela complexidade do padrão de reflexão destes, principalmente quando se tem mais de uma lâmpada.

Para refletores parabólicos o valor da intensidade de radiação pode ser calculado analiticamente em vários pontos da superfície irradiada (Figura 3-7). Neste cálculo, considera-se a intensidade de radiação como a somatória de dois termos (*Braun et al.*, 1986): intensidade de radiação devido a irradiação direta (E_{dir}); e a intensidade devido à radiação

refletida (E_{ref}). Em um ponto qualquer da superfície irradiada de coordenadas (x,y) , a intensidade da radiação é dada por:

$$E(x,y) = E_{dir}(x,y) + \rho E_{ref}(x,y) \quad (3-20)$$

onde:

E_{dir} : intensidade de radiação direta;

E_{ref} : intensidade de radiação refletida;

ρ : fator de reflexão.

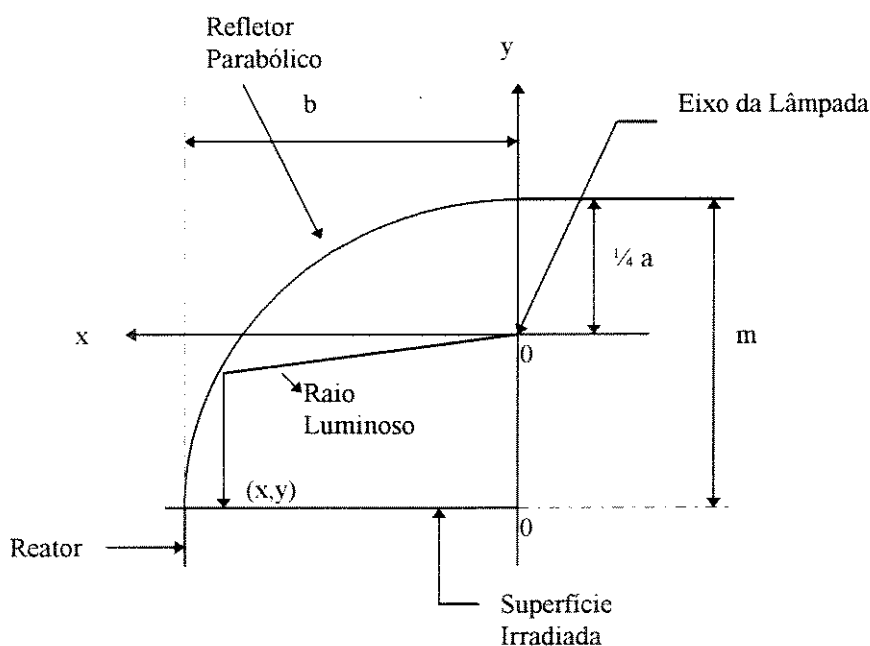


FIGURA 3-7 - Corte transversal de reator de lâmpadas emersas (*Braun et al.*, 1986).

3.6.2 - Reatores Fotoquímicos Cilíndricos de Câmaras Luminosas Coaxiais

Os fotorreatores cilíndricos (tubulares) envoltos em uma câmara luminosa coaxial são muito frequentes (*Braun et al.*, 1986). Esse reator é constituído de um tubo cilíndrico de paredes transparentes com uma ou mais fontes luminosas, dispostos externamente ao tubo, e um refletor para assegurar a homogeneidade da câmara luminosa (Figura 3-8).

Mesmo com a utilização de refletores há uma perda sensível da potência radiante incidente, se comparado com a que seria obtida com uma fonte luminosa equivalente, colocada no interior de reator anular.

O fotorreator do tipo radial é o mais simples dos reatores cilíndricos de câmara luminosa coaxial. O reator é colocado no centro da câmara luminosa (Figura 3-9).

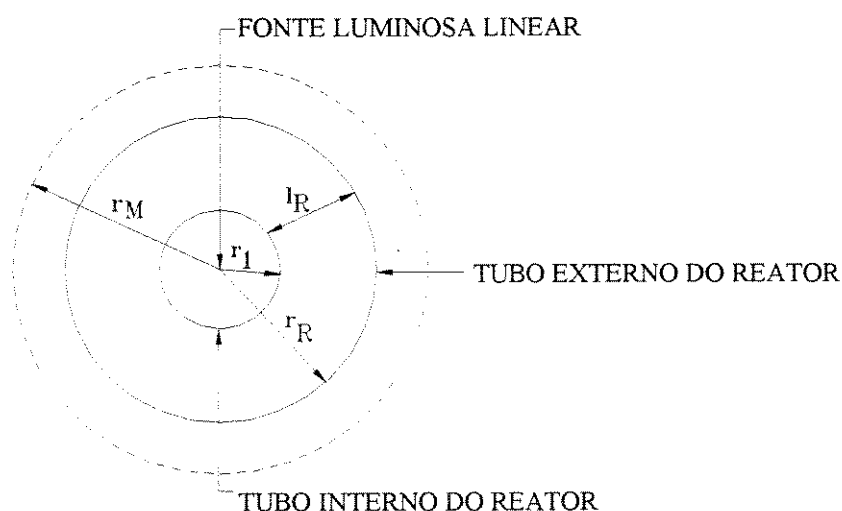


FIGURA 3-8 - Corte transversal do reator fotoquímico anular (*Braun et al.*, 1986).

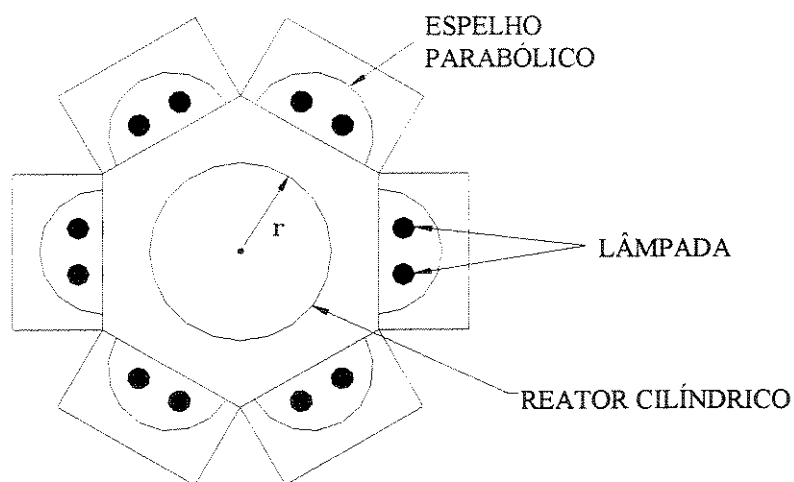


FIGURA 3-9 - Reator fotoquímico tipo radial (*Braun et al.*, 1986).

Este tipo de reator tem algumas vantagens para experiências em laboratórios, entre elas a de que os acessórios dos reatores são facilmente adaptados para condições específicas da reação fotoquímica a realizar.

3.7 - Fotorreativação

Muitos microrganismos são capazes de repararem os efeitos dos danos causados pela luz ultravioleta, quando expostos em comprimento de onda próximo a faixa ultravioleta ou a faixa do espectro azul-violeta.

Uma variedade de fotoprodutos são formados nos DNA do microrganismo como resultado da absorção da luz ultravioleta. O mais importante desses fotoprodutos é o dímero de pirimidina formado entre moléculas adjacentes de pirimidinas do mesmo elemento de DNA, podendo interromper tanto a transcrição como a replicação (Lindenauer e Darby, 1994). As bactérias desenvolveram, através da evolução, mecanismos de defesa devido à exposição à radiação ultravioleta da luz solar. Este mecanismo ocorre entre dímeros de pirimidina e uma enzima fotorreativante (PRE).

Harm (1975) citado por Lindenauer e Darby (1994) sugeriu um esquema quantitativo de fotorreativação (figura 3-10) em dois passos:

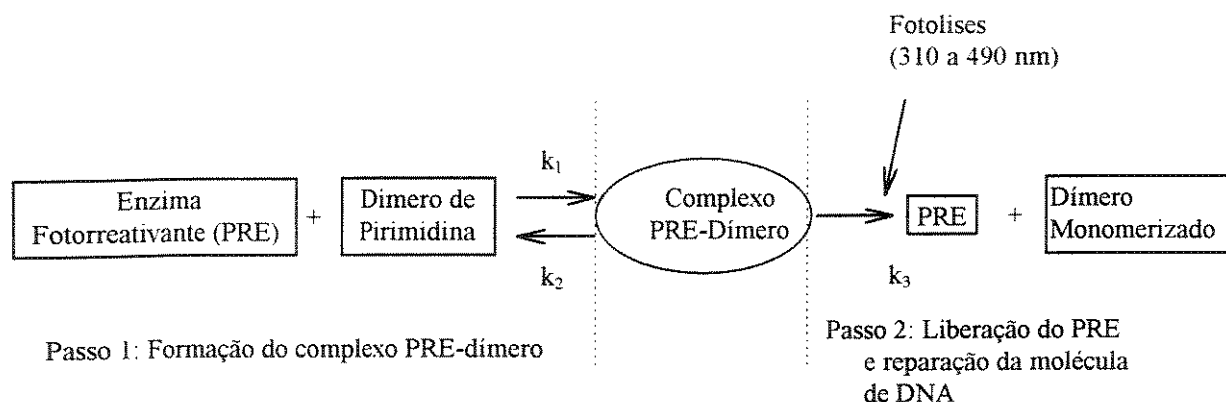


FIGURA 3-10 - Esquema de fotorreativação.

Passo 1: Formação do complexo PRE-dímero. Sem a necessidade da luz, uma PRE une-se com dímero de pirimidina para formar um complexo. O número de enzimas fotorreativante

presente em microrganismos ou células varia para cada microrganismo. A taxa de formação depende da temperatura, pH, e força iônica.

Passo 2: Liberação da PRE e reparação do DNA. A fotorreativação resulta na monomerização do dímero e subsequente liberação da enzima fotorreativante. A restauração do dímero para sua forma monomerizada original é absolutamente dependente da intensidade da energia luminosa e cinética da reação. A reação ocorre em menos de milésimos de segundos e a reparação é perfeita. O comprimento de onda necessário para fotorreativação difere para cada microrganismo, mas em geral está entre 310 e 490 nm.

Em 1949, Kelner (*apud Lindenauer e Darby, 1994*) definiu o Fator de Redução de Dose (FRD) para quantificar o efeito da fotorreativação:

$$\text{FRD} = \frac{\text{dose uv para dada sobrevivência sem fotorreativação}}{\text{dose uv para mesma sobrevivência com fotorreativação}} \quad (3-21)$$

O FRD é sempre menor ou igual a 1. Em 1951, Kelner (*apud Lindenauer e Darby, 1994*) recomendou que a fotorreativação fosse quantificada por:

$$\text{Grau de Fotorreativação} = \frac{N_{pr} - N}{N_0 - N} \quad (3-22)$$

onde:

N_{pr} : número de microrganismos fotorreativados;

Desta forma, o grau de fotorreativação representa a fração de células inativadas que foram reativadas.

3.8 - Custos do Sistema de Radiação Ultravioleta

Os custos do sistema de radiação ultravioleta têm sido comparado com outros sistemas de desinfecção. Em relação à cloração, tem custo ligeiramente superior, e inferior se comparado com o ozônio e dióxido de cloro.

Gumeran et al. (1984) citado por Wolfe (1990) fez um estudo comparativo baseado em índices de custos de construção de 1989; o custo total anualizado foi calculado usando uma taxa de juros de 8% sobre um período de 20 anos. A tabela 3-1 mostra o custo de implantação, operação e manutenção para o cloro, dióxido de cloro, ultravioleta, e ozônio, para sistemas pequenos.

TABELA 3-1 - Custos anualizados para desinfecção.

Desinfetante	Vazão (MGD)	Custos Anuais			
		Implantação US	O&M US	Total US	Total ¢/1000 gal
Cloro	0,05	2.260	2.480	4.740	26,0
	0,5	2.260	3.260	5.520	3,0
	1,0	2.260	3.850	6.110	1,7
UV	0,05	2.000	2.000	4.000	21,9
	0,5	5.500	7.700	13.200	7,2
	1,0	7.030	12.430	19.460	5,3
Ozônio	0,05	2.240	11.000	13.240	72,5
	0,5	3.160	14.300	14.460	9,6
	1,0	4.180	19.800	23.980	6,6
Dióx. Cloro	0,05	4.070	5.500	9.570	52,5
	0,5	4.070	16.200	20.970	11,1
	1,0	4.070	27.200	31.270	8,6

Fonte: Wolfe, 1990.

Como pode ser visto pela tabela 3-1, os custos de operação e manutenção anuais para a radiação ultravioleta é sempre menor que os custos para qualquer outro desinfetante, exceto para o cloro. Observa-se também, que para a relação entre o custo por 1000 galões e vazão de 0.05 MGD para o sistema de ultravioleta, é menor mesmo comparando com o cloro.

Em recente trabalho, Gadgil et al. (1994) introduziram o sistema de purificação de água com ultravioleta em comunidades rurais da Índia. O custo de implantação deste sistema foi de US\$ 500. A câmara foi construída em aço-inox que tem tempo de vida útil aproximadamente

de 40 anos; a lâmpada de uv trocada anualmente; operação do sistema em torno de 14 horas/dia; e preço da eletricidade de US\$ 8 ¢/kWh. Incluindo todos estes insumos, o custo operacional é de aproximadamente US\$ 45. O custo anualizado total é de US\$ 57 por ano.

Baseado no consumo per capita de água em 10 litros/dia, um sistema simples foi capaz de abastecer 2.300 pessoas. Portanto, o custo anual para a comunidade rural foi de 3¢ por pessoa por ano (*Gadgil et al.*, 1994).

3.9 - Desvantagens do Sistema de Radiação Ultravioleta

A radiação ultravioleta tem demonstrado ser muito eficiente na desinfecção de águas, com baixo custo, principalmente para pequenas vazões. Apesar de ter aumentado sua popularidade nos países europeus, no Brasil este tipo de sistema de desinfecção é ainda muito pouco difundido.

Uma das desvantagens da radiação ultravioleta é a ausência de residuais na água tratada, por ser um agente físico, necessitando da adição de um desinfetante químico em casos de redes de distribuição, onde é obrigatório um teor mínimo de residual livre. Outro problema da radiação ultravioleta é o controle da dose aplicada durante a operação do sistema, ao contrário do cloro que a dosagem é absolutamente controlada através de dosadores determinando a concentração durante a operação. Para um sistema de ultravioleta os parâmetros de dosagem devem ser previamente determinados. Ainda, as câmaras de radiação ultravioleta devem ser fechadas, pois a radiação ultravioleta é nociva, principalmente aos olhos, devendo ser evitada a radiação direta.

Capítulo 4

Metodologia

4.1 - Introdução

O estudo experimental foi composto de quatro etapas . Na primeira etapa foram realizados estudos preliminares com o sistema de radiação ultravioleta. Estes estudos tiveram o propósito de obter dados para o esquema experimental da metodologia mais apropriada para a etapa seguinte. Na segunda etapa, realizaram-se ensaios para verificar a eficiência bactericida do sistema de ultravioleta, e determinação da constante de inativação ultravioleta para cada microrganismo. Na terceira etapa foi realizada a análise econômica deste sistema, em termos de custo de implantação, operação e manutenção. Na quarta etapa, foi comparado o consumo de energia elétrica do sistema de ultravioleta com o consumo de energia elétrica que seria gasto se o desinfetante usado fosse o cloro, isto é, com o consumo gasto na produção do cloro. O esquema de trabalho experimental está apresentado na tabela 4.1.

4.2 - Equipamentos

Os equipamentos envolvidos na análise experimental referem-se ao sistema de radiação ultravioleta, bem como equipamentos auxiliares necessários para o desenvolvimento da pesquisa.

TABELA 4-1 - Esquema da análise experimental

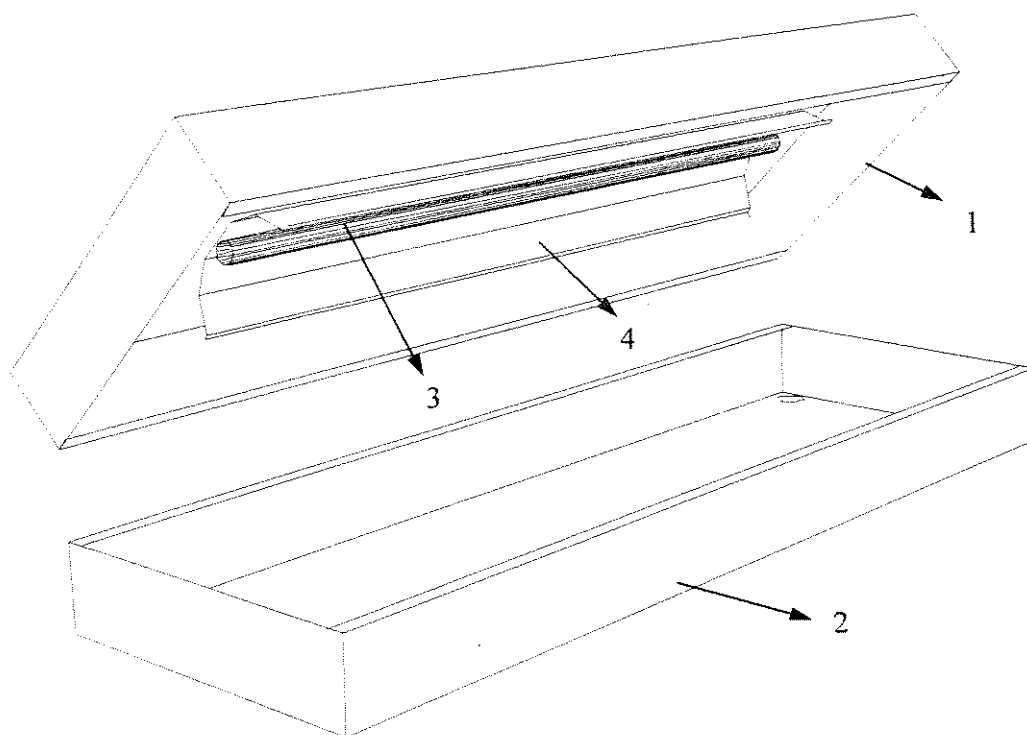
ETAPA	EXPERIMENTO
I	Estudos Preliminares
II	Eficiência Bactericida Constante de Inativação
III	Análise Econômica
IV	Comparação de Consumo de Eletricidade

4.2.1 - Reator Fotoquímico

O material utilizado para a construção do sistema de radiação ultravioleta foi o alumínio polido, com chapa de espessura de 1,2 mm. O reator fotoquímico é do tipo de lâmpadas emersas, similar ao visto no capítulo 3. O esquema do reator foi proposto por Gadgil et al. (1994).

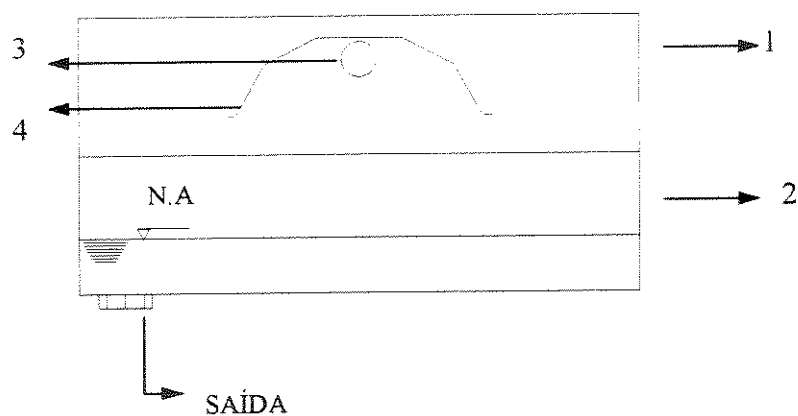
O reator é constituído de duas partes: uma inferior, chamada de calha, onde é colocada a água a ser desinfetada. Em uma das extremidades no fundo tem uma saída para drenagem da água desinfetada e água de lavagem; a outra parte, superior, é chamada de cobertura, onde o refletor de alumínio é fixado através de parafusos; a lâmpada de ultravioleta se encaixa no refletor. Sobre a cobertura é fixado o reator convencional (igual aos usados em lâmpadas fluorescentes comuns), que se liga à fonte de energia elétrica. Tanto a calha como a cobertura têm a mesma de dimensão de 120 cm de comprimento, 40 cm de largura, e 10 cm de profundidade.

Separadamente, tem-se um reservatório auxiliar onde são realizadas as medições de cloro residual, inativação do mesmo e contaminação com os microrganismos. A figura 4.1 apresenta cada uma das partes descritas anteriormente.



PERSPECTIVA DO REATOR

- 1 - Cobertura: alumínio polido, dimensão 120x40x10 cm;
- 2 - Calha: alumínio polido, dimensão 120x40x10 cm;
- 3 - Lâmpada de ultravioleta;
- 4 - Refletor de Alumínio.



CORTE TRANSVERSAL

FIGURA 4-1 - Esquema do reator de ultravioleta

4.2.2 - Lâmpada de Ultravioleta

A lâmpada de radiação ultravioleta é de baixa-pressão de vapor de mercúrio - marca General Electric - de potência nominal de 30 W. A tabela 6.2 apresenta as especificações técnicas da lâmpada. O reator é convencional de 40 W da marca Helfont.

TABELA 4-2 - Especificações técnicas da lâmpada ultravioleta

Lâmpada	Especificações Técnicas
modelo	G30T8
potência nominal	30 W
comprimento nominal	36"
diâmetro do tubo	1"
tipo de bulbo	T8
tempo de vida aproximado	7500 horas
comprimento efetivo da fonte uv	32"
potência de uv (253.7 nm) em 100 horas	8.3 W
média da potência uv	6.6 W
reator de partida	convencional de 40 W
starter	FS - 4

Fonte: Catálogo G & E

4.2.3 - Medição do Cloro Residual

Para medir o cloro residual total utilizou-se o método da orthotolidina, devido à rapidez e confiabilidade. A orthotolidina é um composto orgânico aromático que é oxidado em solução ácida de cloro, cloroamina e outros agentes oxidantes, produzindo um composto amarelado (*Sawer e McCarty, 1967*). O produto desta reação é a holoquinona (amarela). A intensidade da tonalidade de cor é proporcional a quantidade de cloro presente.

A medição do cloro residual total foi padronizada da seguinte forma: coleta-se 40 ml de amostra (água de torneira) e adiciona-se 1 ml de orthotolidina. Através de um medidor

("Hellige"), equipado com disco de vidro colorido, faz-se leitura da concentração de cloro, comparando-se a cor da amostra e a cor do disco colorido.

4.2.4 - Medição da Absorbância

A medição da absorbância foi realizada no **Instituto de Química - UNICAMP** com espectrofotômetro marca Micronal B382, usando cubeta de quartzo com caminho óptico de 1 cm. Este modelo de espectrofotômetro trabalha em UV (com lâmpada de deutério) e em UV visível (com lâmpada de tungstênio). O espectrofotômetro foi ajustado para um comprimento de onda de 254 nm.

4.2.5 - Medição da Intensidade de Radiação Ultravioleta

Para esta medição utilizou-se um radiômetro marca Cole-Parmer Instrument Company modelo 9811 de comprimento de onda de 254 nm, realizado no **Instituto de Química - UNICAMP**.

4.3 - Sistema de Operação do Reator

O reator foi operado pelo sistema de batelada, desta forma o tempo de exposição pode ser controlado por um cronômetro. Ainda, pelo fato de se trabalhar com microrganismos patogênicos, a segurança higiênica foi um fator importante, pois este sistema é fechado, evitando riscos de contaminação externa.

4.4 - Determinação da Dose de Ultravioleta

A intensidade de radiação ultravioleta foi determinada segundo o item 4.2.5. Esta radiação foi corrigida pelo coeficiente de absorbância, determinado no item 4.2.4. Trabalhou-se com um valor médio da intensidade (I_m), calculado pela equação (3-8).

4.5 - Parâmetros Biológicos

Os microrganismos utilizados foram de cepas catalogadas fornecidas pelo **Instituto Adolfo Lutz**, que são: *Escherichia coli*; *Pseudomonas aeruginosa*; *Aeromonas hydrophila*; e *Enterococcus faecalis*; *Vibrio Cholerae*.

A análise experimental foi realizada com uma batelada para cada microrganismo, separadamente.

4.6 - Operação do Sistema de Ultravioleta

As etapas I e II foram realizadas nos laboratórios do **Instituto Adolfo Lutz - Regional Campinas**, em trabalho de cooperação. Para estas etapas foram seguidos os mesmos procedimentos de operação.

A água utilizada foi a do sistema de abastecimento público de Campinas - SANASA. O reservatório era enchido com esta água, coletando uma amostra para medição do cloro residual, como mostrado no item 4.2.3. Quando necessário, o cloro foi inativado adicionando tiosulfato de sódio (solução a 3 %), na proporção de 0,1 ml para cada 100 ml, que é suficiente para neutralizar até 5mg/l de cloro (*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17ª ed.).

Após a adição do tiosulfato de sódio era coletada outra amostra para verificação da inativação do cloro, como foi feito anteriormente. Essas duas primeiras foram chamadas de amostras de verificação de cloro residual.

Garantida a inativação do cloro, retirava-se então uma amostra do reservatório, para certificar-se que a água da rede de distribuição e/ou do reservatório estavam isentos de contaminação. Em seguida, contaminava-se o reservatório com o microrganismo a ser avaliado. No caso da etapa I, trabalhou-se apenas com a *E. coli*. Era coletada outra amostra do reservatório, para a contagem inicial de microrganismo (N_0) em unidades formadoras de colônia (UFC/ml). Estas duas últimas amostras foram chamadas de amostras de controle.

Para a etapa I, a água contaminada foi colocada na calha lâminas d'água de 1 e 4 cm; para a etapa II, a lâmina d'água foi fixada em 4 cm (volume de 19,2 litros).

Após o enchimento da calha, o sistema era fechado. A lâmpada era ligada com 20 minutos de antecedência, no início da manipulação experimental. Cada batelada tinha duração de 90 segundos onde foram coletadas amostras a cada 15 segundos, totalizando 6 amostras sob efeito da radiação ultravioleta. Estas amostras foram coletadas através de pipetas de 10 ml, quantidade suficiente para realizar a contagem, e foram chamadas amostras irradiadas. A tabela 4.3 mostra o esquema de amostragem para cada batelada.

Para efeito de esclarecimento, é apresentado a seguir o procedimento, sucintamente, passo a passo.

1. Enchimento do reservatório com água do sistema de abastecimento público;
2. Medição do teor de cloro residual;
3. Inativação do cloro residual com tiosulfato de sódio;
4. Verificação da inativação do passo 3;
5. Coleta da primeira amostra de controle (reservatório), para certificar que a água está isenta de microrganismo;
6. Contaminação da água do reservatório pelo microrganismo a ser avaliado;
7. Coleta da segunda amostra de controle (reservatório), para contagem inicial de microrganismo;
8. Enchimento da calha com a água contaminada;
9. Fechamento do sistema de ultravioleta, início da desinfecção;
10. Operação do sistema durante 90 s, com amostra coletadas a cada 15 s.

TABELA 4-3 - Esquema de amostragem

Amostra	Local	Tipo	Tempo
1	reservatório	verificação de cloro residual	—
2	reservatório	verificação da inativação do cloro residual	—
3	reservatório	controle de isenção de contaminação	—
4	reservatório	controle do número inicial de microrganismo	—
5	sistema uv	irradiada	15 s
6	sistema uv	irradiada	30 s
7	sistema uv	irradiada	45 s
8	sistema uv	irradiada	60 s
9	sistema uv	irradiada	75 s
10	sistema uv	irradiada	90 s

4.7 - Contagem dos Microrganismos

A contagem dos microrganismos foi realizada pela método da Contagem Padrão em Placas (CPP) utilizando o meio “Plate Count Agar” e a metodologia recomendada “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”, 17ª edição.

4.8 - Análises dos Resultados

Através dos resultados obtidos nas etapas anteriores, pretendeu-se encontrar o valor da constante de inativação, para cada microrganismo, segundo a cinética de alvos únicos e lesões únicas (item 3.5.1; equação 3-11), cinética de alvos múltiplos (item 3.5.2, equação 3-14), cinética de lesões múltiplas (item 3.5.3, equação 3-19).

4.9 - Análise Econômica

A análise econômica foi realizada em termos de implantação, operação e manutenção deste sistema de ultravioleta de desinfecção de água. Os cálculos econômicos foram baseados no custo do aparelho (calha, refletor) e custo da eletricidade, no tempo de vida útil do aparelho e a taxa de desconto.

O cálculo de amortização seguiu a fórmula econômica padrão para retorno de investimento. Então, a taxa de retorno de capital, TRC, para um investimento com um tempo de vida n , com taxa de desconto de d , é dada por:

$$TRC = d / (1 - (1 + d)^{-n}) \quad (4-1)$$

O custo anualizado é dado pela multiplicação da TRC pelo custo do sistema $CS \times TRC$ (excetuando a lâmpada e o reator convencional de partida). Para o reator convencional de partida também é calculado a TRC para o seu tempo de vida n .

No sistema de ultravioleta tem-se três componentes de custo anual de operação:

1. custo da lâmpada (CL): considerando o sistema operando por 20 horas por dia e o tempo de vida útil (7500 horas), necessita-se de uma lâmpada por ano;
2. custo do reator convencional de partida (CP): o custo anualizado é dado por $CP \times TRC_p$;
3. custo da eletricidade (CE) em R\$ por kWh: $CE = (20 \text{ h/dia} \times 365 \text{ dias}) \times (PC^*) \times (\text{R\$/kWh})$.

*PC = potência consumida pela lâmpada.

O custo total anualizado (CTA):

$$CTA = (CS \times TRC) + (CL) + (CP \times TRC_p) + (CE).$$

Estimando o consumo de 10 litros por habitante e taxa de vazão de 13 litros/minuto, obtém-se o custo anual por habitante.

Similarmente, foi analisado os custos de um sistema equivalente com o desinfetante cloro. Incluiu-se nesta análise, o custo dos equipamentos necessários para a implantação

deste tipo de sistema, como tanque de contato. O cálculo econômico seguiu o mesmo padrão do sistema de radiação ultravioleta. O esquema deste sistema hipotético está descrito no capítulo seguinte.

4.10 - Comparação do Consumo de Energia Elétrica

O consumo de energia elétrica do sistema de ultravioleta foi baseado no item anterior, tendo-se uma relação de volume de água desinfetado pelo consumo. A partir do volume de água desinfetado pelo sistema uv, foi calculado o consumo de cloro equivalente para desinfetar o mesmo volume de água.

Capítulo 5

Resultados e Discussão

5.1 - Intensidade de Radiação Ultravioleta

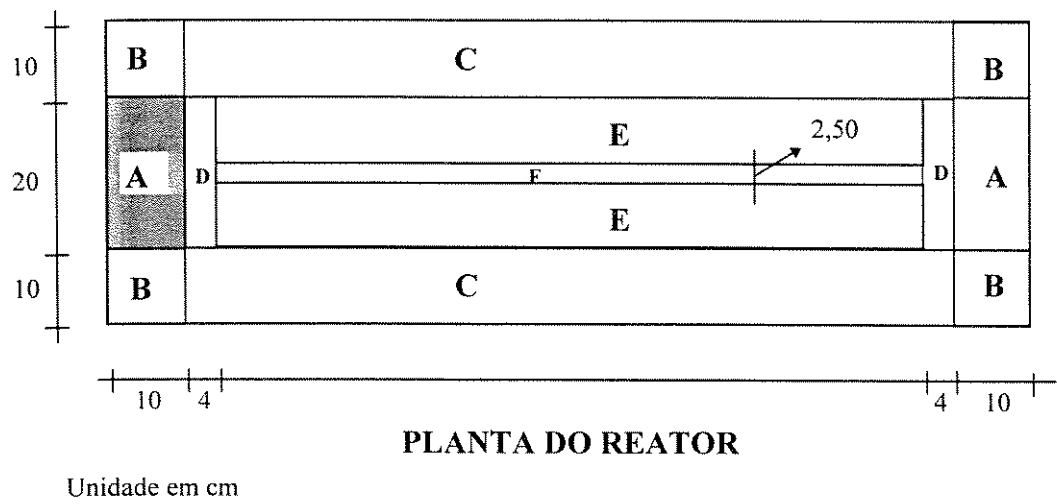
A intensidade de radiação ultravioleta sofreu uma variação significativa dentro do reator. Esta variação foi verificada no plano horizontal do reator, dependendo da posição relativa do sensor do radiômetro que mede a intensidade. A intensidade foi medida no comprimento de onda de 254 nm.

A maior intensidade foi obtida na linha do eixo longitudinal da lâmpada. Em eixos paralelos a este, ocorreu uma redução brusca da intensidade de radiação. Esta constatação, sugere que o refletor utilizado foi de baixa eficiência.

Como pode ser visto pela figura 4-1, o refletor não abrange todo o plano horizontal do reator, e o material do mesmo é de alumínio não polido. Desta forma pode-se explicar o seu baixo rendimento.

Ainda pela figura 4-1, pode-se observar que a lâmpada e o refletor têm comprimento inferior ao do reator. Nesta região também ocorre uma redução da intensidade de radiação. A variação de intensidade dentro do reator pode ser observada pela figura 5-1, que apresenta a intensidade média para cada região do reator. O reator foi dividido em regiões para melhor ilustrar o comportamento da intensidade; as regiões têm um comportamento similar de intensidade de radiação, sofrendo pequenas variações.

Os valores da intensidade para cada região são apresentados na tabela 5-1. Na região B a intensidade de radiação é menor, ao contrário da região F. Pela figura 5-1, fica bem claro que quanto mais se afasta do eixo longitudinal da lâmpada menor é a intensidade.



REGIÃO DO REATOR	INTENSIDADE (I) (mW/cm ²)
A	0,095
B	0,012
C	0,0217
D	0,172
E	0,647
F	5,99

FIGURA 5-1 - Intensidade de radiação ultravioleta por região do reator.

As amostras foram coletadas na região A (hachurada), e a intensidade considerada para o cálculo da dose de radiação ultravioleta foi de 0,095 mW/cm². Esta consideração só é possível pelo fato do reator operar no sistema de batelada, isto é, apesar de internamente não haver separação física entre as regiões, o volume líquido está estático não ocorrendo a mistura completa ou agitação.

Se este mesmo reator trabalhasse no regime de fluxo contínuo, a estimativa da intensidade seria mais complexa. Por outro lado, a eficiência do reator aumentaria, pois a água contaminada passaria por regiões onde a intensidade de radiação seria maior.

A solução para aumentar a eficiência de um reator tipo batelada, seria o uso de agitadores, possibilitando a água passar por níveis de intensidade maiores.

5.2 - Absorbância

A absorbância foi medida pelo espectrofotômetro para o comprimento de onda de 254 nm, utilizando amostras de água do sistema de abastecimento público (água de torneira).

A água destilada foi usada como solução “branco”. A absorbância da água de torneira foi de $0,081 \text{ cm}^{-1}$, sem a adição do tiosulfato de sódio. Após a adição de tiosulfato de sódio a absorbância subiu para $0,085 \text{ cm}^{-1}$.

Para efeito de cálculo da intensidade média de radiação ultravioleta, utilizou-se o valor de $0,085 \text{ cm}^{-1}$, pois em todas as bateladas foi adicionado o tiosulfato de sódio para inativação do cloro residual combinado.

5.3 - Dose de Radiação Ultravioleta

A dose de radiação ultravioleta foi calculada pela equação 3-1. Como foi visto anteriormente, adotou-se a intensidade de radiação na superfície da lâmina líquida de $0,095 \text{ mW/cm}^2$.

A dose pode ser medida na superfície da lâmina d'água, ou considerando a absorbância, e tomando a intensidade média de radiação ultravioleta como apresentado na equação 3-8.

A dose na superfície da lâmina d'água para o tempo 90 s (tempo máximo das bateladas) é de:

$$D = I \cdot t = 95 \text{ (}\mu\text{W/cm}^2\text{)} \cdot 90 \text{ (s)}$$

$$D = 8550 \text{ }\mu\text{Ws/cm}^2$$

Considerando o efeito da absorção de radiação pela água, a intensidade média (eq. 3-8) é de:

$$I_m = \frac{I_0}{\alpha \cdot x} (1 - e^{-\alpha \cdot x}) = \frac{95}{0.085 \cdot 4} (1 - e^{-0.085 \cdot 4})$$

$$I_m = 80,5 \text{ }\mu\text{W/cm}^2$$

Portanto, a dose para a intensidade média é de:

$$D = 80,5 \text{ (}\mu\text{W/cm}^2\text{)} \cdot 90 \text{ (s)}$$

$$D = 7245 \text{ }\mu\text{Ws/cm}^2$$

Como se pode observar, ocorre uma redução de aproximadamente 15 % no valor da dose quando se considera a absorbância. A redução da dose é maior para efluentes secundários de águas residuárias, onde a absorbância está em torno de $0,3 \text{ cm}^{-1}$ (Gadgil *et al*, 1994).

Na tabela 5-1 é apresentado o valor da dose a cada 15 segundos, intervalo de tempo da coleta de amostras. Para a análise das cinéticas de inativação de microrganismos, foi considerada a dose média, isto é, referente a intensidade média. Doravante, a dose média será chamada apenas de dose.

TABELA 5-1 - Dose de radiação ultravioleta.

TEMPO (s)	DOSE SUPERFICIAL ($\mu\text{Ws/cm}^2$)	DOSE MÉDIA ($\mu\text{Ws/cm}^2$)
15	1425	1207,50
30	2850	2415
45	4275	3622,50
60	5700	4830
75	7125	6037,50
90	8550	7245

5.4 - Estudos Preliminares

Os estudos preliminares foram realizados com intuito de desenvolver uma metodologia adequada para o sistema compacto de desinfecção com radiação ultravioleta proposto neste trabalho.

Toda a parte experimental foi realizada no Instituto Adolfo Lutz, em Campinas, SP, possibilitando testar esse tipo de desinfecção para vários microrganismos. Devido à estrutura física do laboratório e o uso de microrganismos patogênicos, o reator operou no sistema de batelada, visando uma maior segurança aos operadores.

Nesta etapa as amostras sujeitas a radiação ultravioleta foram coletadas apenas no final de cada batelada, e o microrganismo estudado foi somente o indicador de contaminação *Escherichia coli*. Foram realizadas bateladas com lâmina d'água de 1 e 4 cm, e tempo de exposição de 30, 60 e 90 s. Os resultados desta etapa são apresentados na tabela 5-2.

TABELA 5-2 - Estudos preliminares de remoção de *E.coli*, feitos com aplicação de radiação ultravioleta nas amostras de água.

Batelada	Lâmina d'água (cm)	Tempo de Exposição (s)	N ₀ * (UFC/ml) CPP	N* (UFC/ml) CPP	Porcentagem de desinfecção
1	1	30	4,4x10 ⁸	0	100
2	4	30	8,0x10 ⁷	>300	-
3	4	60	6,0x10 ⁵	141	99,98
4	1	30	2,9x10 ⁵	60	99,99
5	4	30	5,3x10 ⁵	1,7x10 ³	99,68
6	1	30	1,1x10 ⁷	5,0x10 ²	99,99
7	1	60	2,4x10 ⁵	28	99,98
8	1	90	7,6x10 ⁶	0	100
9	4	90	9,0x10 ⁵	0	100

*N₀ e N são números de microrganismo inicial e final, respectivamente, e CPP é a técnica de contagem de microrganismos (Contagem Padrão em Placas) em Unidades Formadoras de Colônias por ml (UFC/ml).

Após estes resultados, determinou-se que as amostras seriam coletadas a cada 15 s, até completar 90 s, e lâmina d'água de 4 cm. As amostras foram coletadas através de pipetas.

5.5 - Inativação dos Microrganismos

O tempo de exposição de 90s foi suficiente para inativação dos microrganismos, exceção feita para o *Enterococcus faecalis* que sofreu uma inativação de 99,99 %.

Inicialmente, a *Escherichia coli* e *Aeromonas hydrophila* foram os microrganismos mais resistentes, e o *Vibrio cholera* e a *Pseudomonas aeruginosa* foram os menos resistentes. Os resultados experimentais são apresentados nas tabelas 5-3 a 5-7.

TABELA 5-3 - Resultados experimentais para a *Escherichia coli*.

N (UFC/ml)	Tempo Exp (s)	Dose (μ Ws/cm ²)	Fração Sobrevivente	Porcentagem Desinfecção
2×10^6	0	0	1	-
311000	15	1207,50	0,1555	84,45
120000	30	2415	0,06	94,0
5500	45	3622,50	0,00275	99,73
600	60	4830	0,0003	99,97
0	75	6037,50	0	100

TABELA 5-4 - Resultados experimentais para a *Pseudomonas aeruginosa*.

N (UFC/ml)	Tempo Exp (s)	Dose (μ Ws/cm ²)	Fração Sobrevivente	Porcentagem Desinfecção
930000	0	0	1	-
7800	15	1207,50	0,008387	99,16
1700	30	2415	0,001828	99,82
870	45	3622,50	0,000935	99,90
270	60	4830	0,00029	99,97
30	75	6037,50	0,0000032	99,99
0	90	7245	0	100

TABELA 5-5 - Resultados experimentais para *Aeromonas hydrophila*.

N (UFC/ml)	Tempo Exp (s)	Dose ($\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$)	Fração Sobrevivente	Porcentagem Desinfecção
170000	0	0	1	-
14000	15	1207,50	0,082353	91,76
2200	30	2415	0,012941	98,70
1200	45	3622,50	0,007059	99,29
0	60	4830	0	100

TABELA 5-6 - Resultados experimentais para o *Enterococcus faecalis*.

N (UFC/ml)	Tempo Exp (s)	Dose ($\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$)	Fração Sobrevivente	Porcentagem Desinfecção
760000	0	0	1	-
30000	15	1207,50	0,039474	96,05
20000	30	2415	0,026316	97,37
18000	45	3622,50	0,023684	97,32
1400	60	4830	0,001842	99,81
1000	75	6037,50	0,001316	99,87
18	90	7245	0,000023	99,99

TABELA 5-7 - Resultados experimentais para o *Vibrio cholerae*.

N (UFC/ml)	Tempo Exp (s)	Dose ($\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$)	Fração Sobrevivente	Porcentagem Desinfecção
2200	0	0	1	-
42	15	1207,50	0,01909	98,09
6	30	2415	0,002727	99,73
0	45	3622,50	0	100

As figuras 5-2 a 5-6 mostram na forma gráfica a variação da fração sobrevivente em função da dose. Para melhor visualizar a redução da fração sobrevivente, foi ignorado o ponto inicial onde a dose é igual a 0 e a fração de sobrevivência é 1.

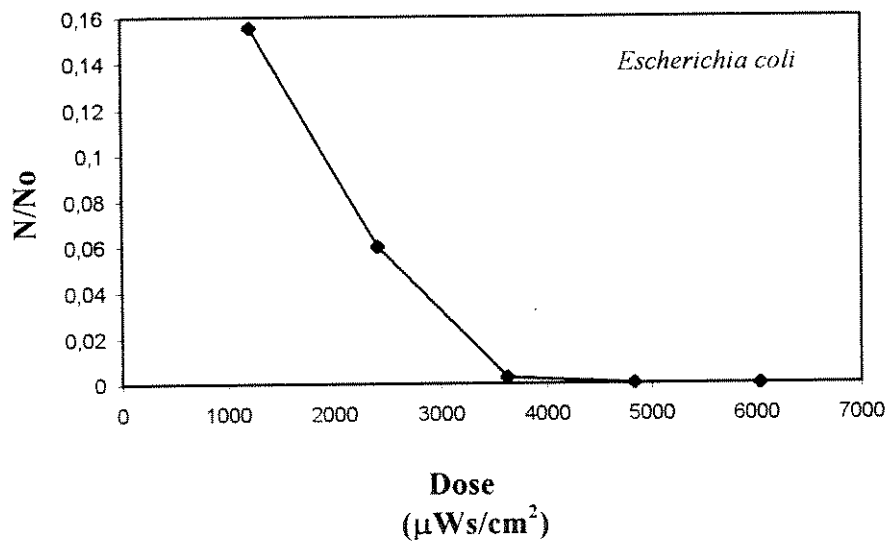


FIGURA 5-2 - Fração de sobrevivência de *Escherichia coli* em função da dose de radiação ultravioleta.

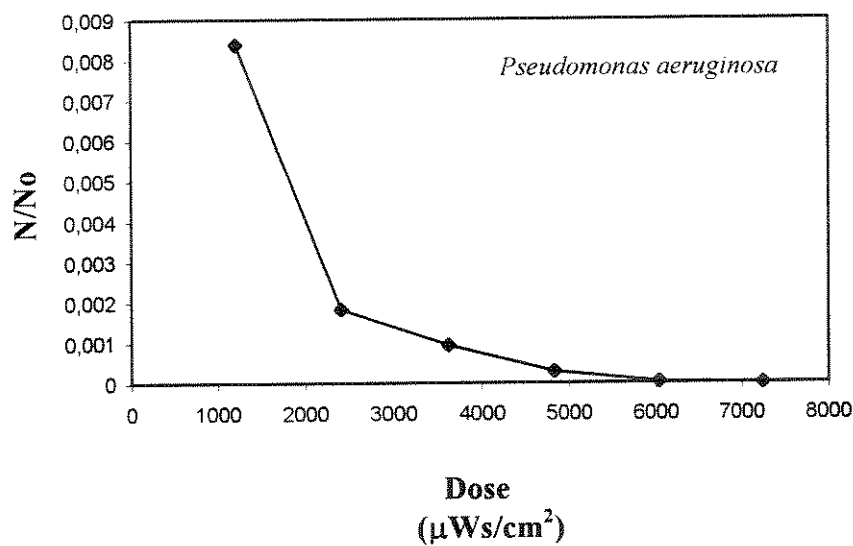


FIGURA 5-3 - Fração de sobrevivência de *Pseudomonas aeruginosa* em função da dose de radiação ultravioleta.

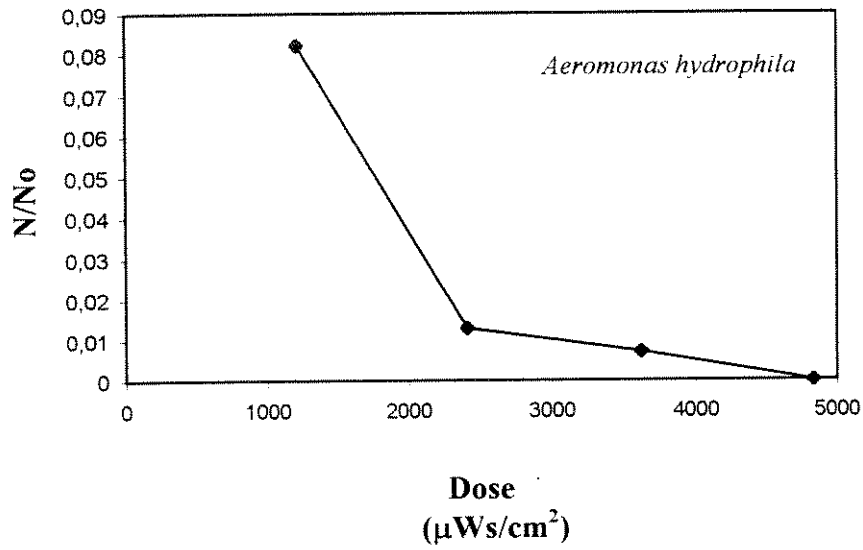


FIGURA 5-4 - Fração de sobrevivência de *Aeromonas hydrophila* em função da dose de radiação ultravioleta.

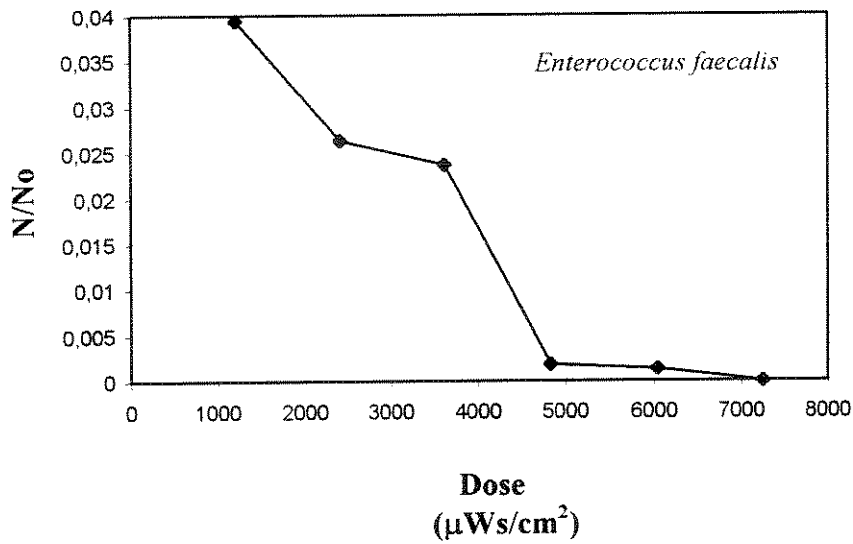


FIGURA 5-5 - Fração de sobrevivência de *Enterococcus faecalis* em função da dose de radiação ultravioleta.

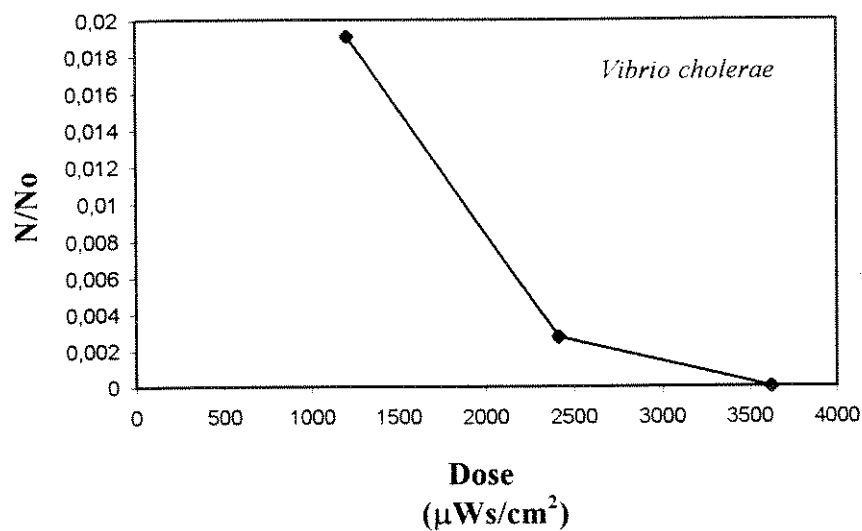


FIGURA 5-6 - Fração de sobrevivência de *Vibrio cholerae* em função da dose de radiação ultravioleta.

Com base nos resultados anteriores, os dados experimentais foram analisados através das três cinéticas de inativação descritas no capítulo 3, com a finalidade de encontrar o valor da constante de inativação para a radiação ultravioleta (k) para cada microrganismo.

5.5.1 - Cinética de Lesões Únicas em Alvos Únicos

O valor da constante k para cada microrganismo foi calculada através da equação (3-11). Pela simplicidade desta cinética, a constante (k) foi obtida pela regressão linear pelo método dos mínimos quadrados. A tabela 5-8 mostra os resultados para esta cinética.

TABELA 5-8 - Valor da constante k para cinética de lesões e alvos únicos.

Microrganismo	Constante de Inativação k (μWs/cm²) ⁻¹	Coefficiente de Regressão (r)
<i>Escherichia coli</i>	2,50x10 ⁻³	-0,942
<i>P.aeruginosa</i>	1,74x10 ⁻³	-0,971
<i>A.hydrophila</i>	2,20x10 ⁻³	-0,932
<i>E.faecalis</i>	1,23x10 ⁻³	-0,950
<i>V.cholera</i>	2,07x10 ⁻³	-0,979

5.5.2 - Cinética de Alvos Múltiplos

O valor da constante k para cada microrganismo foi calculado através da equação (3-14). A tabela 5-9 apresenta o resultado de k e o número de alvos (η).

Para a obtenção dos valores de k e η , foi desenvolvido um programa em Pascal que calcula o valor de k para o mínimo desvio, assumindo valores inteiros de η . O mínimo desvio foi calculado como a somatória do quadrado da diferença entre o logaritmo natural da fração de sobrevivência e a solução experimental. Para $\eta=1$, determina-se o valor de k correspondente ao mínimo desvio, outros valores de η são testados subsequentemente até que um mínimo desvio global seja encontrado.

TABELA 5-9 Valores da constante k e η para cinética de alvos múltiplos.

Microrganismo	Alvos η	Constante de Inativação $k (\mu\text{Ws}/\text{cm}^2)^{-1}$	Coefficiente de Regressão(r)
<i>E.coli</i>	122	$3,00 \times 10^{-3}$	-0,974
<i>P.aeruginosa</i>	1	$2,00 \times 10^{-3}$	-1
<i>A.hydrophila</i>	5	$2,50 \times 10^{-3}$	-0,994
<i>E.faecalis</i>	1	$1,30 \times 10^{-3}$	-1
<i>V.cholera</i>	1	$2,30 \times 10^{-3}$	-1

A *E.coli* e *Aeromonas hydrophila* tiveram o número de alvos igual a 122 e 5, respectivamente. Ambos foram inicialmente mais resistentes. As figuras 5-7 e 5-8 apresentam o logaritmo da sobrevivência em função da dose, comparativamente com a solução experimental.

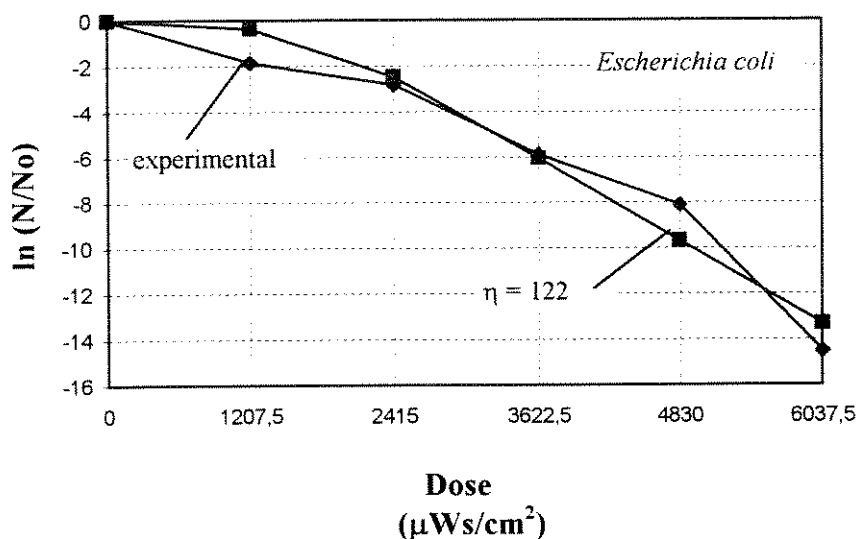


FIGURA 5-7 - Sobrevivência de *Escherichia coli* em função da dose de radiação ultravioleta - comparação teórica e experimental.

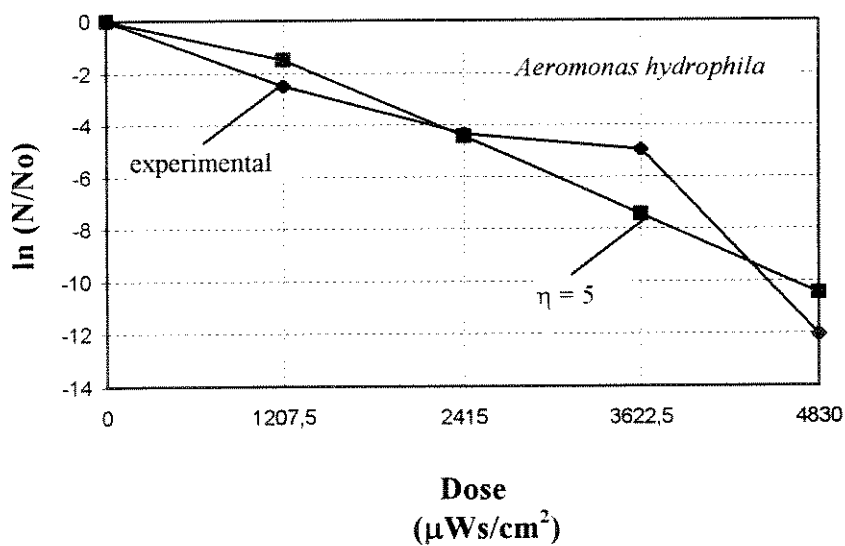


FIGURA 5-8 - Sobrevivência de *Aeromonas hydrophila* em função da dose de radiação ultravioleta - comparação teórica e experimental.

5.5.3 - Cinética de Lesões Múltiplas

A constante k e o nível de lesão para cada microrganismo foram calculados através da equação 3-19. Para esta cinética também foi desenvolvido um programa em Pascal, similar ao

da cinética anterior para calcular k e j. A tabela 5-10 apresenta os resultados para esta cinética. O nível de lesão para a *E.coli* e *A.hydrophila* foi de 3 e 2, respectivamente. Para os outros microrganismos, o nível de lesão foi 1.

TABELA 5-10 - Valores da constante k e j para cinética de lesões múltiplas.

Microrganismo	Lesão j	Constante de Inativação k (μWs/cm ²) ⁻¹	Coefficiente de Regressão (r)
<i>E.coli</i>	3	3,62x10 ⁻³	-0,980
<i>P.aeruginosa</i>	1	1,87x10 ⁻³	-1
<i>A.hydrophila</i>	2	2,69x10 ⁻³	-0,996
<i>E.faecalis</i>	1	1,31x10 ⁻³	-1
<i>V.cholera</i>	1	2,30x10 ⁻³	-1

As figuras 5-9 e 5-10 apresentam o logaritmo da sobrevivência para *E.coli* e *A.hydrophila*.

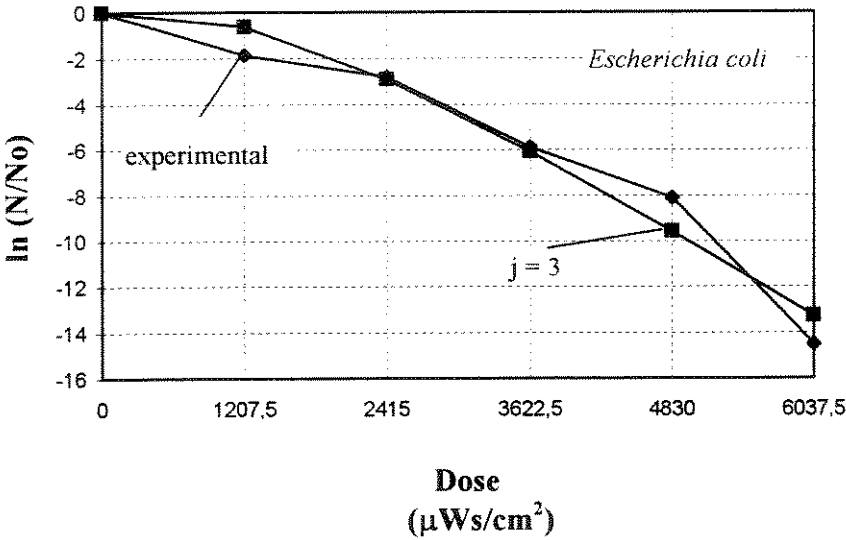


FIGURA 5-9 - Sobrevivência de *Escherichia coli* em função da dose de radiação UV - comparação teórica e experimental.

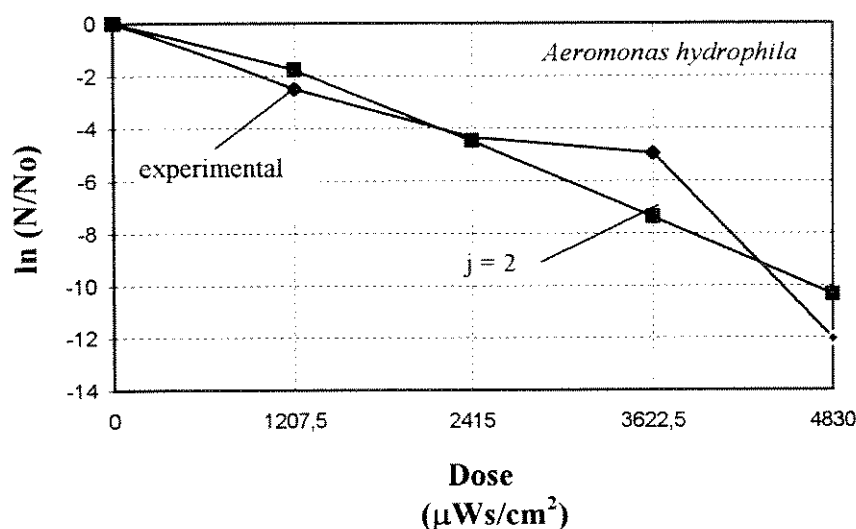


FIGURA 5-10- Sobrevivência de *Aeromonas hydrophila* em função da dose de radiação UV - comparação teórica e experimental.

5.5.4 - Discussão das Cinéticas

Independente da cinética utilizada para estudar o comportamento dos microrganismos, a correlação, r , foi sempre superior a 0.932. As cinéticas de lesões únicas em alvos únicos, alvos múltiplos e lesões múltiplas mostraram-se eficientes para estabelecerem parâmetros da inativação com radiação ultravioleta. Porém, pela simplicidade matemática da cinética de lesões e alvos únicos, pode-se utilizá-la sem prejuízo na análise dos dados. Severin et al. (1983) encontraram valores para o número de alvos e nível de lesão para *E.coli* de 201 e 9, respectivamente.

A particularidade para as cinéticas de alvos e lesões múltiplas é que para valores unitários de η e j , os modelos simplificam-se para cinética de lesões e alvos únicos. Para esses casos, o programa desenvolvido em Pascal encontrou valor de k para cada microrganismo que melhor se ajustava aos dados experimentais (mínimo desvio), resultando em uma correlação maior que a encontrada para a cinética de lesões e alvos únicos.

Em geral, observando os dados das tabelas 5-8, 5-9 e 5-10, estabelece-se a seguinte ordem de correlação: r da cinética de lesões múltiplas é maior que o da cinética de alvos múltiplos, que por sua vez, é maior que o de lesões e alvos únicos.

A principal diferença das cinéticas múltiplas está no parâmetro matemático. O modelo de alvos múltiplos parte do princípio que o número de alvos é finito e discreto, e com o decorrer da reação a probabilidade de se atingir o próximo alvo é reduzida pela própria redução do mesmo. Para modelo de lesões múltiplas não ocorre a redução da probabilidade de atingir o próximo alvo, devido a disponibilidade infinita dos mesmos.

O principal fotoproduto da inativação ultravioleta são os dímeros de pirimidina formados entre moléculas adjacentes do mesmo elemento de DNA. Desta forma, há um número enorme de locais potencialmente disponíveis para a reação, apesar de não se conhecer quais são os locais certos que devem ser destruídos antes da inativação (Sevevrin *et al.*, 1983). A cinética de lesões múltiplas se ajusta melhor às observações anteriores.

O valor da constante de inativação com ultravioleta (k) varia para cada microrganismo. Esta constante representa a taxa com que ocorre a inativação. A relação que se estabelece para a constante k entre os microrganismos estudados é:

$$k_{E.coli} > k_{A.hydrophilia} > k_{V.cholerae} > k_{P.aeruginosa} > k_{E.faecalis}.$$

Esta relação da taxa de inativação é importante para estabelecer critérios para escolha do melhor indicador de contaminação. Para a mesma quantidade inicial de microrganismo, a *E.coli* seria o primeiro microrganismo a ser inativado, e o *E.faecalis* o último. Porém, a resistência ao desinfetante é apenas um dos requisitos necessários para um microrganismo ser considerado um indicador de contaminação fecal, outros requisitos como estar presente sempre em maior quantidade que os patógenos, análise laboratorial rápida, não se reproduzir fora do intestino, e facilidade de detectar e quantificar devem ser levados em consideração. Assim, um bom indicador de contaminação seria o *Enterococcus faecalis* conjuntamente com a *Escherichia coli*.

A determinação da dose de radiação ultravioleta é um dos principais fatores da confiabilidade do sistema. Não há ainda no Brasil, uma regulamentação oficial indicando qual deve ser a dose mínima exigida para inativação satisfatória, isto é, dentro dos padrões de potabilidade. A US Public Health Service (Tobin et al., 1983) recomenda que a dose mínima deve ser de $16.000 \mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ em todos os pontos do reator de desinfecção. Esta dose é suficiente para inativar a maioria dos microrganismos patogênicos, principalmente bactérias.

A dose para inativação de 100% de *E.coli* é de $6.600 \mu\text{Ws}/\text{cm}^2$, e para *P.aeruginosa* é de $10.500 \mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ (Tobin et al., 1983). Os valores encontrados neste trabalho foram de $5.750 \mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ para *E.coli*, e $7245 \mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ para a *P.aeruginosa*. Estes valores mostram que apesar da dose ter sido adotada a partir de um ponto de baixa intensidade de radiação, atingiu valores equivalentes à literatura. Esta comparação limita-se aos valores numéricos, ou seja, não está se comparando o método para determinar a dose. No caso de uma padronização para calcular a dose, a comparação poderia ser completa.

A determinação da dose de ultravioleta durante o processo de desinfecção é complicada, ao contrário, por exemplo, do cloro que é determinada pela sua concentração. Em geral, os métodos para calcular a dose de ultravioleta são feitos em etapas anteriores ou posteriores ao início do processo, quando se trabalha em laboratório. Então, para o uso de sistemas de ultravioleta, há a necessidade de um estudo hidráulico, como a vazão de projeto e o tempo de detenção hidráulico, e físico, como a intensidade de radiação. O cálculo da dose deve ser estimado no final do tempo de vida útil da lâmpada em que há um decréscimo de 20% da potência emitida.

5.6 - Análise Econômica

A análise econômica foi realizada comparativamente entre os sistemas de desinfecção com ultravioleta e um equivalente de cloro, propiciando a implantação destes em comunidades rurais ou regiões urbanas periféricas, onde não há o abastecimento público.

Considera-se que o local de implantação disponha do sistema de bombeamento de água de poços tanto para o sistema de ultravioleta como para o de cloro. Desta forma, a comparação limita-se aos componentes de cada sistema em relação ao custo inicial (implantação), operação e manutenção.

5.6.1 - Sistema de Radiação Ultravioleta

O custo do equipamento foi feito em relação ao preço médio de mercado. Os preços médios do sistema de radiação ultravioleta estão apresentados na tabela 5-11.

TABELA 5-11 - Preços médios dos componentes do sistema de ultravioleta.

Componentes	Preço Médio (R\$)
Calha e Cobertura	200,00
Reator Convencional	8,00
Stater	0,40
Suportes da Lâmpada	1,30
Total	209,70

fontes: levantamento em revendedores de Campinas (jan/fev/1997)

O cálculo de amortização foi realizado segundo a equação (4-1). Considerando o tempo de vida útil do sistema de 15 anos e a taxa de desconto de 12 % (taxa de desconto de investimento público), a taxa de retorno de capital (TRC) é:

$$TRC = d/(1-(1+d)^{-n}) = 0,12/(1-(1,12)^{-15}) = 0,1468$$

Para o reator convencional de partida com tempo de vida útil de 5 anos, a TRC é de 0,2774.

O custo amortizado sobre o tempo de vida útil do sistema é de: R\$ 209,70x0,1468 =R\$ 30,78 por ano; para o reator convencional é de: R\$ 8,00x0,2774 = R\$ 2,22. O tempo de vida útil da lâmpada é de 7500 horas, portanto para o sistema operando 20 horas por dia, há a

necessidade de uma lâmpada por ano, e seu custo de R\$ 40,00. Considerando o custo da eletricidade em R\$ 0,08 por kWh, tem-se o custo anual em $(20\text{h/dia} \times 365 \text{ dias}) \times (0.03 \text{ kW}) \times (\text{R\$ } 0,08 \text{ kWh}) = \text{R\$ } 17,52$ por ano.

O custo anualizado do sistema completo de desinfecção com radiação ultravioleta é a somatória de todos os custos: $\text{R\$ } (30,78 + 40 + 2,22 + 17,52) = \text{R\$ } 90,52$.

O sistema de ultravioleta é capaz de tratar 20 l/min, então o volume de água desinfetada é de: $(20 \text{ l/min}) \times (20 \text{ h} \times 365 \text{ dias} \times 60 \text{ min}) = 8760 \text{ m}^3$ de água por ano. Considerando o consumo de água por habitante de 10 l/dia, o sistema de ultravioleta abastece uma população de 2400 adultos. Então o custo anual por habitante é de $90,52/2400 = 3,7$ centavos de Real por habitante por ano.

Para um sistema de radiação ultravioleta construído em aço inoxidável, os custos de implantação são um pouco superiores (R\$ 309,70) em relação ao de alumínio, mas os outros custos permanecem os mesmos. Na tabela 5-12 pode ser visto os custos anualizados destes sistemas.

TABELA 5-12 - Custos anualizados do sistema de radiação ultravioleta em alumínio e aço inoxidável.

Componentes	Sistema em alumínio(R\$)	Sistema em inox(R\$)
Equipamento	30,78	45,46
Reator convenc.	2,22	2,22
Lâmpada	40	40
Eletricidade	17,52	17,52
Total	90,52	105,72

Desta forma, o custo do sistema de ultravioleta construído em aço inoxidável é de 4,4 centavos de Real por habitante por ano.

5.6.2 - Sistema de Desinfecção com Cloro

O sistema de cloro não foi montado, sendo apenas esquematizado com a finalidade de obter os custos de cada parte do equipamento para a comparação deste sistema com o de ultravioleta.

O esquema deste sistema é bem simples (figura 5-11), composto de um tanque de diluição, hidroejetor, tubulação de sucção, mangueira flexível e bomba d'água. Como foi dito anteriormente, a bomba d'água não entrou no cálculo dos custos.

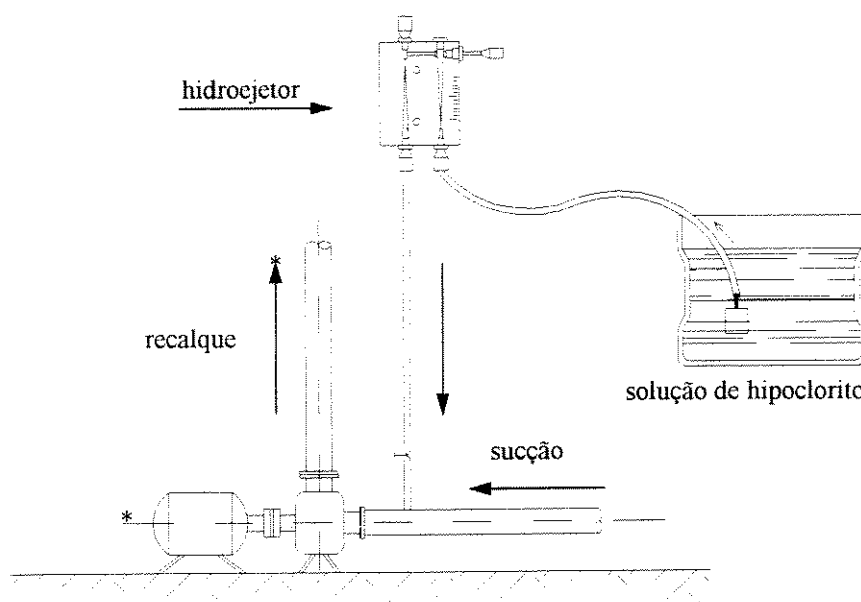


FIGURA 5-11 - Esquema simplificado da montagem do hidroejetor para aplicação da solução de hipoclorito de sódio em tubulação de sucção de água a ser desinfetada (*Di Bernardo, 1993*).

O hidroejetor é o aparelho utilizado para a dosagem do cloro. Este esquema de montagem foi proposto por Di Bernardo (1993), e recomendado para pequenas instalações e vazão intermitente.

O hipoclorito de sódio (NaClO) é o sal de cloro recomendado para pequenas instalações. O NaClO é vendido comercialmente em solução a 12% (cloro ativo), e disponível em bombonas de 60 kg (*Di Bernardo, 1993*) ou fornecido em containers de 500 litros ou mais, possibilitando a redução de custos. A solubilidade deste sal é completa na água

(equação 2-19), ocorrendo a formação de Na(OH) (hidróxido de sódio) e HClO (ácido hipocloroso), que é o composto de cloro livre de maior poder de desinfecção (*Di Bernardo*, 1993).

Segundo a NB-592 o consumo de cloro para a desinfecção da água deve ser estimado para a dosagem de 5 mg/l, e dosagem mínima de 1 mg/l (*Di Bernardo*, 1993). Esta variação de dosagem deve-se à qualidade da água. Com o intuito de fazer uma dosagem genérica, sem a preocupação com a qualidade específica de um determinado poço, adotou-se dosagens de 1 a 5 mg/l. A tabela 5-13 mostra o consumo anual de cloro em função da dose (concentração de cloro). Foram mantidos os mesmos parâmetros do sistema de radiação ultravioleta, como operação do sistema (20 h/dia) e vazão (20 l/min).

TABELA 5-13 - Consumo anual de cloro em função da dose.

Dose (mg/l)	Consumo anual (kg)
1	73
2	146
3	219
4	292
5	365

O custo do equipamento é de R\$ 330,00 (incluindo o tanque de diluição, hidroejetor). Com a TRC de 0,1468, o custo anualizado do equipamento é de $R\$ 330,00 \times 0,1468 = R\$ 48,44$. O custo médio do hipoclorito de sódio é de R\$ 0,67 / kg.

Para a população de 2400 adultos abastecida por este sistema, ou seja, a mesma do sistema de ultravioleta, tem-se o custo anualizado em função da dose de cloro que pode ser visto na tabela 5-14.

TABELA 5-14 - Custos anualizados do sistema de cloro em função da dosagem.

Dose (mg/l)	Custo anualizado (RS)
1	97,35
2	146,26
3	195,17
4	244,08
5	230,94

5.6.3 - Discussão dos Sistemas de Desinfecção

Os custos dos sistemas foram compostos pelo preço médio de mercado, portanto se fosse pensado em uma produção em grande escala, os custos dos equipamentos podem diminuir significativamente, como também dos insumos principais, a lâmpada (no caso do sistema de radiação ultravioleta) e o hipoclorito de sódio.

Considerou-se que após o tratamento, a água vai para um reservatório, por exemplo uma caixa d'água, onde a população poderia servir-se dela, ou seja, não há uma rede de distribuição de água. Para o sistema de radiação ultravioleta, considera-se que o sistema é fechado para evitar riscos à população com a radiação.

Os sistemas demonstram ter um custo baixo. Para a dosagem de 1 mg/l de cloro, o custo entre os sistemas é praticamente igual, a partir de 2 mg/l de cloro, o custo do sistema de ultravioleta é sempre inferior. A implantação do sistema de cloro é superior, porém este sistema tem capacidade de tratar um volume maior, ou seja, para vazões maiores o custo do tratamento diminui. Deve ser entendido que para um projeto de implantação de um sistema de abastecimento, o parâmetro inicial é a população que será abastecida. Neste estudo partiu-se do volume de água que o sistema de ultravioleta é capaz de tratar.

A manutenção do sistema de ultravioleta para os parâmetros adotados é fixa, enquanto que para o cloro depende da dose que se aplica (isto é, da qualidade da água). A figura 5-12 mostra os custos do sistema de ultravioleta e de cloro, ao longo do tempo de vida útil.

Como pode ser visto pela figura 5-12, os sistemas de ultravioleta (alumínio e inox) e cloro (1 mg/l) tem os custos equivalentes, para a dosagem de cloro de 2 mg/l o custo ao longo dos 15 anos aumenta. Assim, demonstra que o sistema de radiação ultravioleta pode ser competitivo economicamente com cloro, dentro das condições comentadas acima.

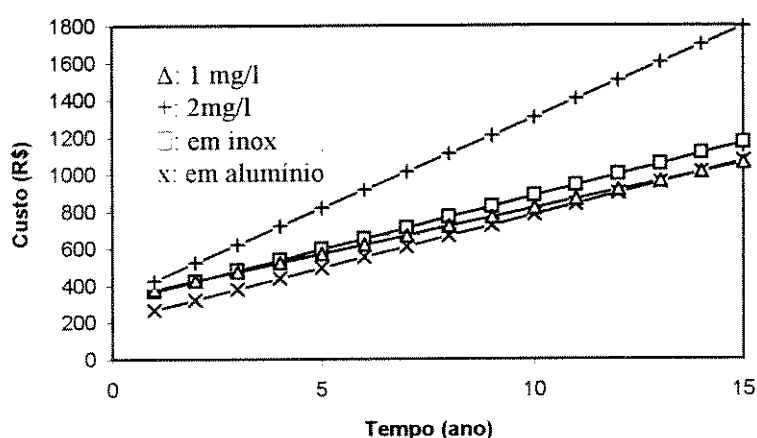


FIGURA 5-12 - Custos dos sistemas de desinfecção com radiação ultravioleta (alumínio e inox) e cloro (dose de 1 e 2 mg/l) ao longo do tempo de vida útil.

O sistema de ultravioleta tem a grande vantagem de não produzir sub-produtos indesejáveis que podem ser produzidos quando se utilizam sistemas de cloração.

5.7 - Comparação do Consumo de Energia Elétrica

A comparação foi realizada em função do volume de água desinfetada segundo os parâmetros apresentados anteriormente. O sistema de radiação de ultravioleta consome energia elétrica diretamente, através das lâmpadas de ultravioleta, na ação desinfetante. Então, o consumo de energia elétrica está relacionado à potência da lâmpada. O desinfetante cloro consome energia elétrica na sua produção, sendo a indústria cloro-soda uma importante consumidora de energia dentro das indústrias químicas.

O sistema de ultravioleta proposto neste trabalho é capaz de tratar um volume de água de 8760 m³ anualmente. Sendo a potência da lâmpada de 30 W, o consumo de energia elétrica é de: (30 W) x (20 h/dia) x (365 dias) = 219 kWh. Então, a relação entre o volume de água e energia elétrica é 8760 m³ / 219 kWh = 40 m³/kWh.

A indústria de cloro consome 3,26 MWh/ton de energia elétrica (*Abiclor*, 1994) na produção. A relação entre volume de água e consumo de energia elétrica pode ser vista na tabela 5-15.

TABELA 5-15 - Relação entre o volume de água tratada por cloro e consumo de energia elétrica em função da dose de cloro.

Dose (mg/l)	Consumo de energia elétrica (kWh)	Relação vol/cons (m³/kWh)
1	237,98	36,81
2	475,96	18,40
3	713,94	12,27
4	951,92	9,20
5	1189,90	7,36

O sistema de ultravioleta tem a melhor relação volume/consumo, mesmo para a dosagem de cloro de 1 mg/l. Para a dosagem de 2 mg/l, o volume de água tratada pelo sistema de ultravioleta é maior que duas vezes que o sistema de cloro, como mostra a tabela 5-15. É importante ressaltar que a dose mínima de 1 mg/l de cloro é empregada em sistemas onde há um baixo consumo de cloro, em estações de tratamento de água, provavelmente o consumo de cloro para desinfecção é maior.

O sistema de ultravioleta tem um consumo baixo e direto de energia elétrica (equivalente apenas a lâmpada e bomba d'água), desta forma é possível operar este sistema através da energia solar (*Gadgil et al.*, 1994), sendo necessário um painel fotovoltaico de 2 m².

Fica evidente, desta forma, que o sistema de desinfecção com radiação ultravioleta tem se tornado uma alternativa ao cloro em relação ao custo, e uma alternativa energética.

Capítulo 6

Conclusões e Sugestões para Próximos Trabalhos

6.1 - Conclusões

A partir dos resultados experimentais obtidos, e da análise econômica e energética feita, pode-se concluir pontos importantes com relação ao sistema de desinfecção com radiação ultravioleta.

Recomenda-se o uso de refletores parabólicos de alumínio polido para aumentar a eficiência na distribuição da radiação ultravioleta, pois, como visto neste trabalho, o refletor de alumínio não polido foi ineficiente para a distribuição da radiação.

O projeto da câmara de desinfecção deve adequar-se à fonte luminosa para ocorrer a distribuição mais homogênea possível sobre a água em exposição, principalmente com reatores operando no sistema de batelada.

Houve uma redução de 15% em relação a radiação da superfície para a água em estudo e para o reator com profundidade estabelecida em 4 cm.

Os valores da dose de radiação ultravioleta para 100% de inativação de *E.coli* (5750 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$) e *P.aeruginosa* (7245 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$) são compatíveis com os encontrados na literatura. Estes valores de dose, foram obtidos com um tempo de contato máximo de 90 s, ou seja, tempo necessário para inativação é inferior aos outros desinfetantes mais utilizados.

O fator de correlação encontrado foi sempre superior a 0,932, independente da cinética de inativação. As cinéticas múltiplas em que o número de alvos e o nível de lesão são unitários, o fator de correlação foi de 1; nos casos contrários (*E.coli* e *A. hydrophila*), a correlação foi maior para cinética de lesões múltiplas.

O *Enterococcus faecalis* foi o microrganismo mais resistente à radiação ultravioleta, necessitando uma dose de 10.500 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ (estimativa) para sua inativação total. Assim, o *E. faecalis* pode ser um bom indicador de contaminação, principalmente se usado em conjunto com a *E. coli*.

O sistema de desinfecção com radiação ultravioleta construído em alumínio tem o custo de implantação menor em relação ao construído em aço inoxidável e aos sistemas equivalentes de cloração. Porém, os custos anualizados dos sistemas analisados se equivalem para um tempo de vida útil de 15 anos.

Os principais insumos para o sistema de ultravioleta são o custo da lâmpada e da eletricidade, e para o sistema de cloro, o principal insumo é o próprio hipoclorito de sódio. Para dosagens de cloro inferiores a 2 mg/l, o sistema de cloro tem custo equivalente.

O volume de água desinfetada em relação ao consumo de energia elétrica para o sistema de ultravioleta é de 40 m^3/kWh , enquanto que a melhor relação para o sistema de cloro é de 36,81 m^3/kWh (dose de 1 mg/l). Para um volume de 8760 m^3 de água, os sistemas de ultravioleta e cloro consomem 219 e 238 kWh, respectivamente. Para dosagens maiores de cloro o consumo aumenta proporcionalmente à dose.

De acordo com as características técnicas, e econômicas, o sistema de radiação ultravioleta demonstra-se viável para o uso em pequenas comunidades e instalações domésticas.

6.2 - Sugestões para Próximos Trabalhos

Para trabalhos futuros, sugere-se a aplicação da radiação ultravioleta em sistemas compactos como apresentado neste trabalho diretamente em comunidade rurais, ou seja, implantando este tipo de sistema em área real.

Estudo da inativação de outros microrganismos patogênicos e também outros indicadores de contaminação fecal para obtenção de parâmetros de cinética relacionando com a *E.coli*.

Aplicação da luz ultravioleta para sistemas compactos de tratamento de esgotos em regiões periféricas, utilizando apenas tratamento primário.

Há a necessidade da padronização no cálculo da dose de ultravioleta como, por exemplo, o método de determinação da dose, valores mínimos para inativação segura da água ou efluente secundário, possibilitando a comparação direta dos trabalhos com este tipo de desinfetante.

Sugere-se o uso de equipamentos de agitação para homogeneização da distribuição da radiação ultravioleta sobre a água exposta quando utilizado reatores tipo batelada.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE ÁLCALIS E CLORO - ABICLOR,
Relatório Estadual de 1994. São Paulo, 1994. 24p.

BRAUN, A.M., MAURETTE, M.T., OLIVEROS, E. **Technologie photochimique.**
Lausanne: Presses Polytechniques, 1986. 542p.

CHICK, H. An Investigation of the law of disinfection. **J. Hyg.** v.8, p. 92-158, 1908 apud
QUALLS, R.G., JOHNSON, J.D. Modeling and efficiency of ultraviolet disinfection
systems. **Water Research.** Great Britain: v.19, n.8, p. 1039-1046, 1985.

SÉRIE DIDÁTICA ESPECIAL. Microbiologia Ambiental. São Paulo: CETESB, n.10, ago.
1992.

COMMITTEE REPORT Disinfection. **Journal American Water Works Association**, v.54,
n.7, p. 376-380, jul. 1982.

CONNICK, R.E., CHIA, Y. T. The hydrolisis of chlorine and its variation with temperature.
J. Am. Chem. Soc. v.81, p. 1280, 1959 apud WHITE, G.C. **Handbook of
chlorination.** New York: Van Nostrand Reinhold Company, 1972. 744p.

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

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** v.II. Rio de Janeiro: ABES, 1993. 503p.

FAIR, G.M., et al. The behavior of chlorine as a water disinfectant. **Journal American Water Works Association.** v.40, n.10, 1948 apud METCALF & EDDY **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** New York: McGraw-Hill 3. ed., 1991. 1334 p.

GADGIL, A.J., SHOWN, L.J. To drink without risk: the use of ultraviolet light to disinfect drinking water in developing countries. **Center for Building Science - Lawrence Berkeley Laboratory.** dez. 1994.

GUMERAN, R.C., BURRIS, B.E., HANSEN, S.P. Estimation of small system water treatment costs. **Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.** Cincinnati, OH, 1984: EPA/600/2-84/184a. apud WOLFE, R.L. Ultraviolet disinfection of potable water. **Environment Science Technology.** v. 24, n.6, p. 768-773, 1990.

HARM, W. **Biological effects of ultraviolet radiation.** New York: Cambridge University Press, 1980. 216p.

HARM, W. **Molecular mechanisms for repair of DNA, Part A.** New York: Plenum Press, 1975 apud LINDENAUER, K.G., DARBY, J.L. Ultraviolet disinfection of wastewater: effect of dose on subsequent photoreactivation. **Water Research.** Great Britain, v.28, n.4, p. 805-817, 1994.

JAGGER, J.H. Introduction to research in UV photobiology. New York: Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1967 apud QUALLS, R.G., JOHNSON, J.D. Modeling and Efficiency of ultraviolet disinfection systems. **Water Research.** Great Britain: v.19, n.8, p. 1039-1046, 1985.

JAKOWKIN, A.A. Notes on the hydrolysis of chlorine. **Z. Physik. Chem.** v.29, p.654, 1899 apud WHITE, G.C. **Handbook of chlorination**. New York: Van Nostrand Reinhold Company, 1972. 744p.

KELNER, A. Action spectra for photoreactivation of ultraviolet-irradiated *Escherichia coli* and *Streptomyces griseus*. **J. gen. Physiol.** v.34, p. 835-852, 1951 apud LINDENAUER, K.G., DARBY, J.L. Ultraviolet disinfection of wastewater: effect of dose on subsequent photoreactivation. **Water Research**. Great Britain, v.28, n4, p. 805-817, 1994.

KELNER, A. Photoreactivation of ultraviolet-irradiated *Escherichia coli* with special reference to the dose-reduction principle and to ultraviolet-induced mutation. **J. Bact.** v.58, p. 511-522, 1949 apud LINDENAUER, K.G., DARBY, J.L. Ultraviolet disinfection of wastewater: effect of dose on subsequent photoreactivation. **Water Research**. Great Britain, v.28, n4, p. 805-817, 1994.

KRASNER, S.W, McGUIRE, M.J., JACANGELO, J.G., PATANIA, N.L., REAGAN, K.M., AIETA, E.M. The occurrence of by-products in US drinking water. **Journal American Water Works Association**. v.81, n.8, p. 41-53, aug. 1989.

LINDENAUER, K.G., DARBY, J.L. Ultraviolet disinfection of wastewater: effect of dose on subsequent photoreactivation. **Water Research**. Great Britain, v.28, n.4, p. 805-817, 1994.

LOGE, F.J., BRAUNSTEIN, J.L., TCHOBANOGLOUS, G., DARBY, J.L. Ultraviolet disinfection of filtered activated sludge effluent for reuse applications. **Water Environment Research**. Virginia: v.68, n.2, p. 152-161, mar/abr. 1996.

METCALF & EDDY **Wastewater engineering. treatment, disposal and reuse**. New York: McGraw-Hill 3. ed., 1991. 1334 p.

- MORRIS, J.C. The mechanism of the hydrolysis of chlorine. **Journal American Chemistry Society.** v.68, 1946 apud WHITE, G.C. **Handbook of chlorination.** New York: Van Nostrand Reinhold Company, 1972. 744p.
- QUALLS, R.G., JOHNSON, J.D. Modeling and efficiency of ultraviolet disinfection systems. **Water Research.** Great Britain: v.19, n.8, p. 1039-1046, 1985.
- QUALLS, R.G., JOHNSON, J.D., FLYNN, M.P. The role of suspended particles in ultraviolet disinfection. **Journal Water Pollution Control Federation.** v.55, n.10, p. 1280-1285, out. 1983.
- RECKHOW, D.A., SINGER, P.C. Chlorination by-products in drinking waters: from formation potenciales to finished water concentrations. **Journal American Water Works Association.** v.82, n.4, p.173-180, abr. 1990.
- SAWYER, C.N., McCARTY, P.L. **Chemistry for sanitary engineers.** 2.ed. New York: McGraw-Hill Book Company. 1967. 518p.
- SEVERIN, B.F. Disinfection of municipal wastewater effluents with ultraviolet lights. **Journal Water Pollution Control Federation.** v. 52, n.7, p. 2007-2018, jul. 1980.
- SEVERIN, B.F., SUIDAN, M.T., ENGELBRECHT, R.S. Kinetic modeling of U.V. disinfection of water. **Water Research.** Great Britain: v.17, n.11, p. 1669-1678, nov. 1983.
- SEVERIN, B.F., SUIDAN, M.T., RITTMANN, B.E., ENGELBRECHT, R.S. Inativation kinetics in a flow-through UV reactor. **Jounal Water Pollution Control Federation.** v.56, n.2, p. 164-169, fev. 1984.
- SOBOTKA, J. The efficiency of water treatment and disinfection by means of ultraviolet radiation. **Water Science Technology.** Great Britain, v.27, n.3-4, p.343-346, 1993.

STEVENS, A.A., MOORE, L.A., MILTNER, R.J. Formation and control non-trihalomethane disinfection by-products. **Journal American Water Works Association.** v.81, n.8, p. 54-60, aug. 1989.

TOBIN, R.S., SMITH, D.K., HORTON, A., ARMSTRONG, V.C., Methods for testing the efficacy of ultraviolet light disinfection devices for drinking water. **Journal American Water Works Association.** p. 481-484, set. 1983.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1995. 240p.

WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater.** Washington: APHA, 17. ed., 1989.

WHITBY, G.E., PALMATEER, G. The effects of UV transmission, suspended solids and photoreactivation on microorganism in wastewater treated with UV light. **Water Science Technology.** Great Britain: v.27, n.3-4, p. 379-385, 1993.

WHITE, G.C. **Handbook of chlorination.** New York: Van Nostrand Reinhold Company, 1972. 744p.

WOLFE, R.L. Ultraviolet disinfection of potable water. **Environment Science Technology.** v. 24, n.6, p. 768-773, 1990.

ZUKOV, G., KOLLAR, J., MONTEITH, H.D., HO, K.W.A., ROSS, S.A. Disinfection of low quality wastewaters by ultraviolet light irradiation. **Journal Water Pollution Control Federation.** v.58, n.3, p.199-206, mar. 1986.