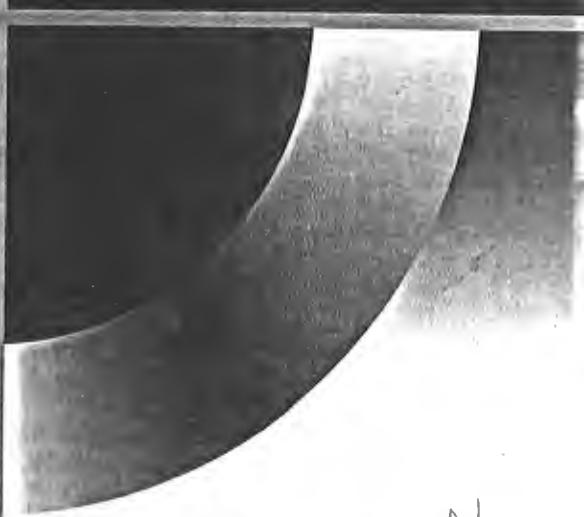


E S G O T O

SHS
2/
09
01

**PÓS-TRATAMENTO
DE EFLUENTES
DE REATORES
ANAERÓBIOS**





Conselho Nacional de Desenvolvimento
Científico e Tecnológico



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
Capítulo Nacional da AIDIS



1ª. Edição - tiragem: 2000 exemplares

Revisão técnica:

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Leila Margareth Möller
Suzana Viégas Batista

Ilustração:

Vilmar Nunes Conrado

Editoração eletrônica, fotolitos e impressão:

Segrac Editora e Gráfica
Rua Catumbi, 191 - Caiçara - CEP 31.230-070
Belo Horizonte - Minas Gerais
Telefax (31) 3411-7077 email: segrac@uai.com.br

Coordenador:

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Ficha catalográfica elaborada pelas Bibliotecárias da Biblioteca FALE/UFMG

P858

Pós-tratamento de efluentes de reatores
anaeróbios / Carlos Augusto de Lemos
Chernicharo (coordenador). - Belo Horizonte: [s.n.], 2001.
544 p. : il., graf., tab.
Projeto PROSAB
ISBN : 85-901640-2-0

1. Pós-tratamento. 2. Tratamento anaeróbio. 3. Tratamento de esgotos. 4. Reatores anaeróbios. I. Chernicharo, Carlos Augusto de Lemos.

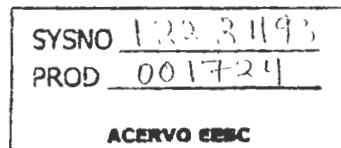
CDD : 628.3

Capítulo 7

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS POR SISTEMAS DE DESINFECÇÃO

*Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Luiz Antonio Daniel,
Maurício Sens e Bruno Coraucci Filho*

(25/2/2017)



7.1 INTRODUÇÃO

O interesse na desinfecção dos esgotos é cada vez maior, dado a crescente deterioração das fontes de abastecimento de água para uso humano. O objetivo principal da desinfecção de esgotos é destruir os patogênicos entéricos, que podem estar presentes no efluente tratado, para tornar a água receptora segura para uso posterior.

No passado, a opção escolhida para disposição dos esgotos foi o despejo, no ambiente, em forma completamente descontrolada, seja em pequena escala (poços negros, fossas sépticas e sumidouros), ou em grande escala. Até algumas décadas atrás existia abundante disponibilidade de águas subterrâneas e superficiais em bom grau de qualidade, e a capacidade de depuração natural do ambiente ainda dissimulava os efeitos dos lançamentos dos dejetos e produtos residuais da atividade humana, diretamente no ambiente, sob a antiga premissa de que “a solução à contaminação é a diluição”.

Na atualidade, os efeitos de degradação estão ficando tão evidentes, que não é mais possível ficar alheio ao problema. Todas as utilidades tradicionais da água, como abastecimento, irrigação agrícola, reservatórios naturais, cultura de peixes e moluscos e recreação, entre outras, poderão ficar ainda mais comprometidas, caso sejam mantidas as políticas atuais para o setor de saneamento, levando à uma situação de escassez, carestia e diminuição da qualidade de vida. Como ilustração, o custo das águas para abastecimento está sendo cada vez maior,

devido à necessidade de tratamentos mais caros para eliminar as substâncias que chegam junto com as águas das fontes de captação (muitas das quais estão adquirindo cada vez mais características correspondentes a águas servidas). O tratamento de esgotos, até agora negligenciado por não produzir dinheiro, está começando a ser alvo de atenções. Sob um verniz "ambientalista", se escondem interesses econômicos que, em cada nova situação, vêem uma oportunidade de lucro. Nas contas de água das principais cidades, no Brasil e no mundo, aparece o item "coleta" e "tratamento de esgotos", passando dessa maneira a ser mais um serviço rentável. Com sinais indicando que os organismos patogênicos conseguem passar as barreiras físico-químicas e biológicas dos tratamentos tradicionais de águas, focaliza-se a atenção atual nos processos de desinfecção.

Problemática do lançamento de esgotos nos corpos d'água

A relação entre doença e água contaminada foi demonstrada pela primeira vez em 1854, quando dois investigadores ingleses, John Snow e John York, conseguiram identificar que a água de um poço era a fonte de infecção de cólera asiática em uma determinada área da cidade de Londres. Eles demonstraram, também, que o poço de água havia sido contaminado com esgotos provenientes de uma tubulação danificada, e que esta recolhia os dejetos de uma residência que abrigava uma pessoa com cólera. Este episódio tornou-se um marco na prática da engenharia de saúde pública, uma vez que conseguiu-se estabelecer, com certeza, que a água era um importante veícuo de disseminação da cólera asiática, uma das maiores pragas da raça humana.

O contínuo crescimento populacional tem provocado crescente demanda por águas de consumo, de recreação e para irrigação de culturas agrícolas. Com o crescimento populacional, tem aumentado, também, a produção de esgotos e, como consequência, a exposição do homem, de animais e de plantas aos esgotos que são lançados no meio ambiente, particularmente nos corpos de água como córregos, rios, lagos e represas. A segurança natural que existia antigamente, em relação aos aspectos diluição dos esgotos e distância dos pontos de lançamento, reduziu-se drasticamente, na medida em que o crescimento populacional vem proporcionando o aumento do volume de esgotos gerados e do número de pontos de lançamento.

O risco de contaminação está relacionado ao fato de que os esgotos contém uma série de organismos patogênicos que são excretados juntamente com as fezes de indivíduos infectados. Até mesmo os esgotos tratados em processos convencionais, como reatores anaeróbios, lodos ativados, filtros biológicos etc., podem

contaminar fontes de água para abastecimento público, uso recreacional, irrigação de culturas, dessedentação de animais etc. Isso acontece porque os processos convencionais de tratamento de esgotos não são suficientemente eficientes na remoção de microrganismos patogênicos (ver Tabelas 7.4 e 7.5). Nesse sentido, a desinfecção dos esgotos deve ser considerada quando se pretende reduzir os riscos de transmissão de doenças infecciosas, quando o contato humano, direto ou indireto, com as águas contaminadas, é provável de ocorrer.

Os organismos patogênicos de maior preocupação, quando o homem é exposto a ambientes contaminados com esgotos, são as bactérias e os vírus entéricos, além dos parasitas intestinais. Uma grande variedade destes organismos está sempre presente em todos os esgotos de origem doméstica, sendo que a sua transmissão para o homem pode ocorrer das seguintes formas:

- Ingestão direta de água não tratada.
- Ingestão direta de água tratada. Nesse caso, pressupõe-se alguma falha no sistema de tratamento ou de distribuição de água.
- Ingestão de alimentos infectados com patógenos presentes em águas contaminadas.
- Penetração resultante do contato da pele com a água contaminada.

A Tabela 7.1 apresenta as principais doenças relacionadas às águas contaminadas pelos esgotos.

Tabela 7.1 - Principais doenças relacionadas às águas contaminadas pelos esgotos

Forma de transmissão	Doença	Agente causador da doença
Ingestão de água contaminada	Disenteria bacilar	Bactéria (<i>Shigella dysenteriae</i>)
	Côlera	Bactéria (<i>Vibrio cholerae</i>)
	Leptospirose	Bactéria (<i>Leptospira</i>)
	Salmonelose	Bactéria (<i>Salmonella</i>)
	Febre tifóide	Bactéria (<i>Salmonella typhi</i>)
	Disenteria amebiana	Protozoário (<i>Entamoeba histolytica</i>)
	Giardíase	Protozoário (<i>Giardia lamblia</i>)
	Hepatite infecciosa	Vírus (vírus da hepatite A)
	Gastroenterite	Vírus (enterovírus, parvovírus, rotavírus)
Ingestão de água e alimentos contaminados	Paralisia infantil (*)	Vírus (<i>Poliomielites virus</i>)
	Ascaridíase	Helminto (<i>Ascaris lumbricoides</i>)
	Tricúrfase	Helminto (<i>Trichuris trichiura</i>)
Contato com água contaminada	Ancilostomíase	Helminto (<i>Ancilostoma duodenale</i>)
	Escabiose	Sarna (<i>Sarcoptes scabiei</i>)
	Tracoma	Clamídea (<i>Chlamydia trachomatis</i>)
	Esquistossomose	Helminto (<i>Schistosoma</i>)

* erradicada no Brasil

Fonte: Adaptado de BARROS et al. (1995) e VON SPERLING (1995)

Qualidade microbiológica dos esgotos domésticos

Quando se pretende implementar um sistema de desinfecção de esgotos, torna-se importante conhecer as suas características, tanto em termos dos parâmetros físico-químicos convencionais de monitoramento (pH, alcalinidade, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos suspensos, nitrogênio etc.), como também, e principalmente, em relação aos parâmetros microbiológicos de avaliação das concentrações de organismos patogênicos ou de *organismos indicadores*. No Brasil, tem sido muito mais freqüente a utilização dos parâmetros microbiológicos de identificação e quantificação de *organismos indicadores* de contaminação, notadamente coliformes totais e fecais (ou termotolerantes) e estreptococos fecais. Isso se deve às dificuldades e custos inerentes à identificação dos diversos organismos patogênicos, muito embora diversos laboratórios de empresas de saneamento já estejam realizando análises de rotina para a identificação de *Giargia* e *Cryptosporidium*, dentre outros.

Vale lembrar que os *organismos indicadores* de contaminação, mais especificamente os coliformes e estreptococos fecais, são utilizados como parâmetros de monitoramento porque estes, além de fáceis de identificar, estão sempre presentes, em grandes quantidades, nas fezes de origem humana e de outros animais de sangue quente. Assim, a presença de coliformes e estreptococos fecais em uma amostra de água torna-se um forte indicativo de que aquela água foi contaminada pelo lançamento de esgotos domésticos e deve, muito possivelmente, conter organismos patogênicos. Trata-se, portanto, de uma determinação indireta da presença de organismos causadores de doenças, uma vez que os *organismos indicadores* são, em sua vasta maioria, habitantes do trato intestinal do homem e não são causadores de doenças.

Requisitos e padrões de qualidade da água

Conforme comentado anteriormente, a desinfecção dos esgotos deve ser considerada quando se pretende reduzir os riscos de transmissão de doenças infecciosas. Nesse sentido, os requisitos de qualidade de uma água devem ser avaliados em função dos usos previstos para essa mesma água.

Por exemplo, se as águas de um rio são usadas, prioritariamente, para a geração de energia ou para o transporte fluvial, não deve haver a preocupação com a presença de organismos patogênicos nessas águas (ver padrão para corpo d'água classe 4 na Tabela 7.2). Outros requisitos de qualidade passam a ser importantes, como a agressividade da água (no caso de usinas hidrelétricas) ou a presença de material grosso (que possa por em risco embarcações, no caso do transporte

fluvial). Por outro lado, quando os usos preponderantes das águas são mais nobres como, por exemplo, o abastecimento público e a irrigação de hortaliças e de produtos ingeridos crus ou com casca, o requisito de qualidade microbiológica passa a ser muito importante.

Esses aspectos de requisitos e padrões de qualidade são tratados por legislações específicas, conforme resumido na Tabela 7.2.

Tabela 7.2 - Padrões de qualidade microbiológica de águas de consumo humano e de corpos d'água

Parâmetro	Padrão de potabilidade ^(a)	Padrão para corpo d'água ^(b)			
		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Coliformes totais	Consultar padrão	1.000	5.000	20.000	-
<i>Escherichia coli</i> ou coliformes termotolerantes	Ausência em 100 mL	200	1.000	4.000	-

(a) De acordo com a Portaria nº 1469, 29/12/2000, do Ministério da Saúde

(b) De acordo com a Resolução CONAMA nº 20, 18/06/1986

Ocorrências de microrganismos nos esgotos brutos e remoções esperadas no tratamento

As composições microbiológicas típicas de esgotos brutos e os níveis de remoção esperados em diferentes sistemas de tratamento são apresentados nas Tabelas 7.3 a 7.5.

Tabela 7.3 -Ocorrências típicas de microrganismos patogênicos e microrganismos indicadores em esgotos brutos

Microrganismo	Contribuição per capita (arg/hab.d)	Concentração (org/100 mL)
Coliformes totais	10^9 a 10^{12}	10^6 a 10^9
Coliformes fecais	10^8 a 10^{11}	10^5 a 10^8
Estreptococos fecais	10^8 a 10^9	10^5 a 10^6
Cistos de protozoários	< 10^8	< 10^3
Ovos de helmintos	< 10^6	< 10^3
Vírus	10^5 a 10^7	10^2 a 10^4

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (1995) e ARCEIVALA (1981)

Tabela 7.4 - Remoções típicas de microrganismos patogênicos e microrganismos indicadores em sistemas convencionais de tratamento de esgotos

Microrganismos	Tratamento primário (%)	Tratamento secundário (%)
Coliformes totais	< 10	90 a 99
Coliformes fecais	35	90 a 99
<i>Shigella sp.</i>	15	91 a 99
<i>Salmonella sp.</i>	15	96 a 99
<i>Escherichia coli</i>	15	90 a 99
Vírus	< 10	76 a 99
<i>Entamoeba histolytica</i>	10 a 50	10
Ovos de helmintos	50 a 90	70 a 99

Fonte: Adaptado de USEPA (1986)

Embora as eficiências de remoção de microrganismos patogênicos e microrganismos indicadores pareçam elevadas, de acordo com a Tabela 7.4, deve-se ressaltar que, em se tratando de coliformes, estes estão presentes em quantidades muito elevadas (ver Tabela 7.3) e, portanto, são necessárias eficiências de remoção também muito altas, usualmente na faixa de 99,99 a 99,999%, para o atendimento aos padrões de qualidade microbiológica (ver Tabela 7.2). Vale ressaltar que a concentração de microrganismos sobreviventes - ou remanescentes ativos - é mais importante que a eficiência em termos percentuais.

Apresenta-se, na Tabela 7.5, a capacidade de diversas tecnologias de tratamento de esgotos em atingir, consistentemente, distintos níveis de qualidade do efluente, em termos de coliformes fecais e ovos de helmintos. Pode-se depreender, a partir das concentrações apresentadas, que os processos convencionais de tratamento de esgotos, projetados apenas para a remoção de matéria orgânica e sólidos, usualmente não alcançam uma remoção satisfatória de coliformes e organismos patogênicos.

Apenas os processos de tratamento de esgotos que incorporam: lagoas de maturação, infiltração no solo e desinfecção são capazes de alcançar níveis reduzidos de coliformes no efluente. Além destes, processos envolvendo lagoas também podem alcançar baixos valores de ovos de helmintos no efluente. Deve-se ressaltar, no entanto, que a utilização de parâmetros de projeto mais conservadores para os processos de remoção mais eficientes, listados na Tabela 7.5, pode possibilitar o alcance dos níveis desejados de coliformes no efluente.

Tabela 7.5 - Níveis de qualidade do efluente esperados para diferentes tecnologias de tratamento de esgotos, em termos de coliformes fecais e ovos de helmintos

Sistema	Coliformes Fecais (CF/100ml)				Ovos de helmintos ≤ 1 ovo/L
	1×10^6	1×10^5	1×10^4	1×10^3	
Lagoa facultativa	✓				✓
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	✓	✓			✓
Lagoa aerada facultativa	✓				
Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	✓				✓
Lagoa + lagoa de maturação	✓	✓	✓	✓	✓
Lagoa + lagoa de alta taxa	✓	✓			
Lagoa + remoção de algas	✓	✓			
Infiltração lenta	✓	✓	✓	✓	✓
Infiltração rápida	✓	✓	✓		✓
Escoamento superficial	✓				✓
Terras úmidas (wetlands, banhados artificiais)	✓	✓			✓
Tanque séptico + filtro anaeróbio	✓				
Tanque séptico + Infiltração	✓	✓	✓	✓	✓
Reator UASB					
Reator UASB + lodos ativados	✓				
Reator UASB + biofiltro aerado submerso	✓				
Reator UASB + filtro anaeróbio	✓				
Reator UASB + filtro biológico de baixa carga	✓				
Reator UASB + lagoas de maturação	✓	✓	✓	✓	✓
Reator UASB + escoamento superficial	✓	✓			✓
Lodos ativados convencional					
Aeração prolongada		✓			
Reator por batelada					
Lodos ativados c/ remoção biológica de N					
Lodos ativados c/ remoção biológica de N/P					
Lodos ativados + filtração	✓	✓	✓	✓	✓
Filtro biológico de baixa taxa					
Filtro biológico de alta taxa					
Biofiltro aerado submerso					
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N					
Biodisco					
Qualquer das tecnologias acima + desinfecção ^(a)	✓	✓	✓	✓	Variável

Fonte: Adaptado de VON SPERLING & CHERNICHARO (2000)

(a) Desinfecção: ex. cloração, ozonização, radiação UV (desde que o processo de desinfecção seja compatível com a qualidade do efluente do tratamento precedente)

Necessidade do pós-tratamento por sistemas de desinfecção

Conforme destacado anteriormente, são grandes os riscos de contaminação dos seres humanos, quando estes ingerem ou têm contato com águas contendo organismos patogênicos. Tal fato torna-se ainda mais grave, no Brasil, em decorrência dos seguintes aspectos principais:

- A precariedade do quadro sanitário brasileiro, com baixíssimos índices de cobertura por sistemas de esgotamento sanitário, aliado aos baixos investimentos em saúde, fazem com que a população brasileira seja portadora de diversas doenças que podem ser transmitidas pelas fezes e, consequentemente, pelos esgotos gerados por essa população.
- Cerca de 75% da população brasileira vive nos centros urbanos, configurando, dessa forma, um elevado contingente populacional concentrado em áreas relativamente pequenas, e que produz enormes quantidades de esgotos.
- É baixíssimo o percentual de localidades que apresentam alguma forma de tratamento de seus esgotos, caracterizando, portanto, uma situação de lançamento *in natura* de uma enorme parcela dos esgotos gerados pela população.
- Nas poucas cidades que apresentam alguma forma de depuração dos esgotos, usualmente são utilizados processos convencionais de tratamento, que não são eficazes na remoção de organismos patogênicos.
- Os esgotos não tratados, ou tratados em processos convencionais, podem contaminar fontes de água para abastecimento público, uso recreacional, irrigação de culturas, dessedentação de animais etc.

É importante salientar, no entanto, que, apesar dos esgotos domésticos serem uma fonte incontestável de contaminação por organismos patogênicos, também os agentes utilizados nos processos de desinfecção podem provocar danos à saúde humana e ao ambiente aquático. Conclui-se, com isso, que a decisão de se desinfetar, ou não, os esgotos, deve ser tomada a partir de uma avaliação criteriosa, com base nas características específicas de cada situação. Ou seja, não existem diretrizes universais em relação aos requisitos da desinfecção de esgotos. A decisão sobre a necessidade de se desinfetar os esgotos de uma determinada localidade envolve (USEPA, 1986):

- Uma investigação sobre os usos da água a jusante do ponto de lançamento e sobre os riscos de saúde pública associados àquela água.
- Uma avaliação das alternativas disponíveis para o controle dos esgotos contaminados por patógenos.
- Uma avaliação dos impactos ambientais que as medidas de controle podem ocasionar.

A Figura 7.1 apresenta um fluxograma que pode auxiliar na tomada de decisão sobre a necessidade de implementação e requisitos de um sistema de desinfecção de esgotos, levando em consideração os riscos de saúde pública envolvidos e a possibilidade de se reduzir ou de se eliminar esses riscos. Uma vez identificado o nível de risco envolvido, os aspectos ambientais passam a determinar a aplicabilidade da alternativa de controle.

No item 7.7 deste Capítulo são apresentadas importantes considerações sobre os principais aspectos relacionados à aplicabilidade das alternativas usualmente adotadas para a desinfecção de esgotos.

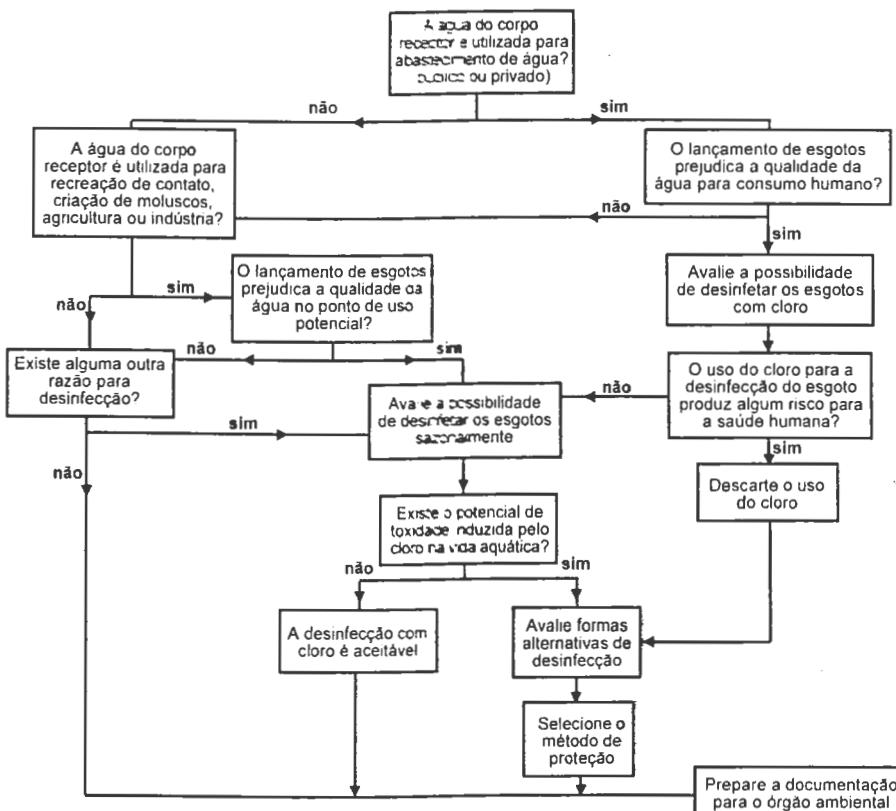


Figura 7.1 - Fluxograma para avaliação local da necessidade e requisitos da desinfecção dos esgotos

Fonte: Adaptado de USEPA (1986)

7.2 FUNDAMENTOS DA DESINFECÇÃO

7.2.1 Princípios de inativação de microrganismos

A desinfecção refere-se à destruição seletiva de organismos causadores de doenças, sem que seja necessária a eliminação de todos os organismos. A desinfecção é usualmente conseguida através do uso dos seguintes agentes e meios: agentes químicos; agentes físicos; meios mecânicos; radiação.

A descrição mais detalhada desses agentes e meios é feita no decorrer do capítulo e, particularmente, no item 7.6 (Outros métodos de desinfecção).

Existem quatro mecanismos propostos para explicar a ação dos desinfetantes: danificação da parede celular; alteração da permeabilidade da célula; alteração da natureza coloidal do protoplasma; inibição da atividade enzimática (METCALF & EDDY, 1991).

Para se conseguir uma desinfecção efetiva, os seguintes fatores principais devem ser considerados (METCALF & EDDY, 1991):

Tempo de contato

O tempo de contato do organismo com o agente desinfetante se constitui em uma das principais variáveis do processo de desinfecção. Em geral, para uma dada concentração de desinfetante, a destruição é tanto maior quanto mais elevado for o tempo de contato. Esta observação foi inicialmente reportada por CHICK, conforme tratado posteriormente neste capítulo.

Concentração e tipo do agente químico

Dependendo do tipo de agente desinfetante, e dentro de certos limites, a eficiência da desinfecção depende da concentração do agente químico, de acordo com a Equação 7.1.

$$C^n \times t = constante \quad (7.1)$$

na qual:

C: concentração do desinfetante

n: constante

t: tempo necessário para se atingir um percentual constante de destruição

Intensidade e natureza do agente físico

Alguns exemplos de agentes físicos de desinfecção são o calor e a luz. Nesses casos, a eficiência da desinfecção depende da intensidade da radiação.

Temperatura

O efeito da temperatura na taxa de eliminação de microrganismos pode ser representado pela relação de van't Hoff-Arrhenius, na qual o aumento da temperatura resulta na aceleração do processo de desinfecção, conforme representado na Figura 7.2

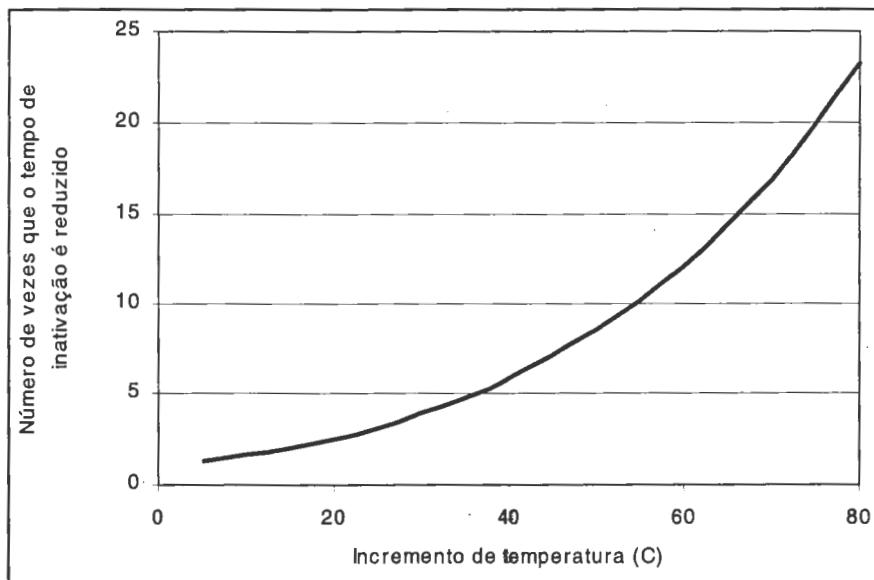


Figura 7.2 - Decaimento de microrganismos em função do aumento de temperatura

Número de organismos

A concentração de organismos no esgoto influencia o processo de desinfecção, uma vez que, quanto mais elevado o número inicial de organismos, maior será o tempo requerido para se conseguir a eliminação dos mesmos. No entanto, a concentração inicial de organismos não exerce influência sobre a eficiência de desinfecção, ou seja, para uma mesma dose aplicada, a relação N/N_0 praticamente não se altera, independente da concentração inicial N_0 .

Tipos de organismos

A eficiência dos diversos tipos de agentes desinfetantes é influenciada pela natureza e condições dos microrganismos. Por exemplo, as células bacterianas viáveis são eliminadas facilmente, enquanto os esporos de bactérias são extremamente resistentes, sendo que a maioria dos desinfetantes normalmente utilizados tem pouco ou nenhum efeito sobre estes. Nesses casos, outros agentes desinfetantes, como o calor, podem ser necessários.

Natureza do líquido

Além dos fatores mencionados anteriormente, também a natureza do líquido submetido à desinfecção deve ser avaliada criteriosamente. Por exemplo, os materiais orgânicos presentes no líquido reagem com a maioria dos agentes oxidantes de desinfecção e reduzem a sua eficiência.

7.2.2 Aspectos cinéticos da desinfecção

A redução do número viável de microrganismos, causada por agentes desinfetantes, foi observada, por CHICK, em 1908, como sendo reação de primeira ordem bimolecular, ou seja,

A redução do número viável de microrganismos, causada por agentes desinfetantes, foi observada, por CHICK, em 1908, como sendo reação de primeira ordem bimolecular, ou seja,

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad (7.2)$$

na cu

k : velocidade de decaimento (min^{-1})

N : concentração de microrganismos (NMP/100 mL)

Ao se integrar a Equação 7.2, para os limites ($t = 0, N = N_0$) e (t, N), resulta a equação exponencial:

$$\frac{N}{N_0} = \exp(-kt) \quad (7.3)$$

Para que o decaimento, entendido como inativação dos microrganismos, siga a Equação 7.3, devem ser respeitadas as seguintes condições:

- população homogênea de microrganismos, ou seja, cultura pura;
- escoamento de pistão ou batelada de mistura completa;
- distribuição homogênea de desinfetante e microrganismos;
- concentração constante de desinfetante ao longo do tempo;
- constante k' válida para cada concentração de desinfetante, não sendo aplicada para outras concentrações.

Para considerar o efeito da concentração, WATSON, em 1908, partiu de considerações semelhantes à usada por CHICK, ou seja,

$$\frac{dN}{dt} = -k' C^n N \quad (7.4)$$

na qual:

$$k' = k' C^n$$

k' : constante de decaimento ($L^n/mg^n \cdot \text{min}$)

C : concentração de desinfetante (mg/L)

n : coeficiente (adimensional)

A integração da Equação 7.4, para os limites limites ($t = 0, N = N_0$) e (t, N), considerando que a concentração de desinfetante é constante no tempo, fornece:

$$\frac{N}{N_0} = \exp(-k' C^n t) \quad (7.5)$$

A água natural e o esgoto sanitário contêm diferentes microrganismos com diferentes resistências aos desinfetantes. Por isso, normalmente ocorrem desvios das leis de CHICK e de WATSON.

Em 1972, HOM apresentou um modelo empírico de decaimento de microrganismos, que considera a concentração de desinfetante e o tempo de contato com taxa de decaimento dada por

$$\frac{dN}{dt} = -k' C^n t^{m-1} N \quad (7.6)$$

Integrando para os limites ($t = 0, N = N_0$) e (t, N), considerando que a concentração é constante no tempo, fornece:

$$\ln \frac{N}{N_o} = -\frac{k' C^n t^m}{m} \quad (7.7)$$

Como m e k' são constantes, faz-se a substituição de k'/m por k, obtendo-se:

$$\ln \frac{N}{N_o} = -k C^n t^m \quad (7.8)$$

As constantes e os coeficientes de todos os modelos de desinfecção são obtidos por regressão linear ou múltipla a partir de resultados experimentais obtidos em laboratório, em condições controladas e conhecidas, tais como pH, temperatura, alcalinidade, cor, turbidez, sólidos em suspensão, gênero de microrganismo e, quando, possível a espécie, dentre outros fatores específicos de cada agente desinfetante.

7.3 DESINFECÇÃO COM CLORO

7.3.1 Introdução

O principal objetivo da cloração dos esgotos sanitários é a prevenção da disseminação das doenças de veiculação hídrica. A primeira aplicação do cloro para fins de saúde pública parece ter ocorrido em 1831, quando este foi usado como agente profilático durante a epidemia européia de cólera (BELOHLAV & McBEE, 1962; citado por USEPA, 1986). O reconhecimento formal da aplicabilidade do cloro para a desinfecção de esgotos ocorreu pela primeira vez na Inglaterra, em 1854, embora a cloração de esgotos naquele país só tenha ocorrido, de fato, a partir de 1884.

A utilização crescente do cloro na desinfecção de esgotos ocorreu a partir da primeira década do século 20, quando foram iniciadas investigações mais sistemáticas sobre a eficiência desse elemento. As Figuras 7.3 e 7.4 mostram a evolução, nos Estados Unidos, do número de estações de tratamento de esgotos (ETE) e da população com esgotos clorados, a partir do início do século XX, respectivamente. Pelas figuras, pode-se observar que cerca de 30% das estações de tratamento já praticavam a cloração dos esgotos no final da década de 50, sendo que esse percentual de desinfecção beneficiava aproximadamente 50% da população com esgotos tratados.

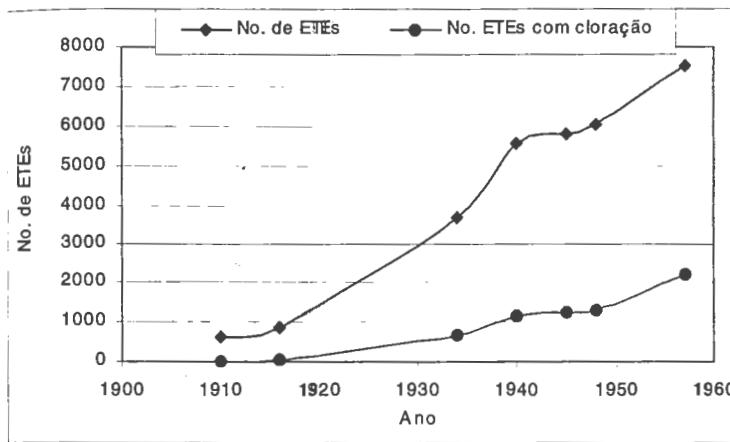


Figura 7.3 - Evolução no número de estações de tratamento de esgotos nos EUA

Fonte: Adaptado de USEPA (1986)

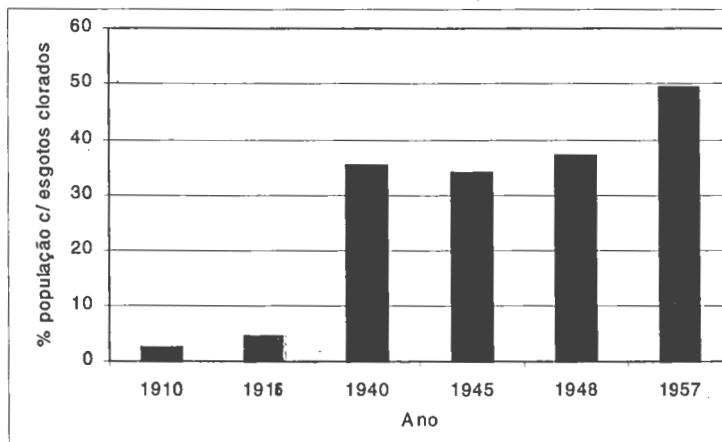


Figura 7.4 - Evolução do percentual de população, nos EUA, atendida por ETEs que utilizam a cloração de esgotos

Fonte: Adaptado de USEPA (1986)

7.3.2 Aspectos relativos a projeto

A desinfecção é um processo projetado para eliminar os organismos patogênicos, sem no entanto produzir uma água esterilizada. Dois fatores são extremamente importantes no processo de desinfecção: o tempo de contato e a concentração do agente desinfetante. Para tempos de contato elevados, pequenas concentrações de desinfetante são requeridas. Ao contrário, tempos de contato reduzidos requerem elevadas concentrações de desinfetante, para se atingir uma desinfecção equivalente.

7.3.2.1 Características químicas e físicas dos principais compostos

Os principais compostos a base de cloro utilizados na desinfecção de esgotos são o cloro, nas suas formas gasosa e de hipoclorito, e o dióxido de cloro. Os mecanismos fundamentais de atuação do cloro e os problemas advindos de sua utilização na desinfecção de esgotos podem estar relacionados, em muitos casos, às propriedades físicas do agente desinfetante e às reações químicas com outros constituintes que eventualmente estejam presentes nos esgotos.

O cloro molecular (Cl_2) é um gás de densidade maior que o ar à temperatura e à pressão ambientais. Quando comprimido a pressões superiores à sua pressão de vapor, o cloro se condensa em um líquido, com a consequente liberação de calor e redução de volume em cerca de 450 vezes. Essa é a razão pela qual o transporte comercial de cloro é usualmente feito em cilindros pressurizados, que possibilitam uma substancial redução do volume. No entanto, quando se necessita fazer a aplicação do cloro na forma gasosa, muitas vezes torna-se necessário suprir energia térmica para vaporizar o cloro líquido comprimido. Algumas das principais propriedades físicas do cloro são apresentadas na Tabela 7.6.

Tabela 7.6 - Propriedades físicas do cloro

Propriedade	Cloro líquido	Cloro gasoso
Afinidade pela água	Pequena	Pequena
Ponto de ebullição (a 1 atm)	-34,05 °C	-
Cor	Âmbar claro	Amarelo acinzentado
Corrosividade	Extremamente corrosivo ao aço, na presença de pequena quantidade de umidade	Extremamente corrosivo ao aço na presença de pequena quantidade de umidade
Densidade	1422 kg/m ³ (a 16 °C)	3,2 kg/m ³ (a 1,1 °C e 1 atm)
Limites de explosão (no ar)	Não explosivo	Não explosivo
Inflamabilidade	Não inflamável	Não inflamável
Odor	Penetrante e irritante	Penetrante e irritante
Solubilidade	-	Abalho de 9,6 °C
Gravidade específica (em relação à água a 4 °C)	1,468	-
Viscosidade	0,385 centipoise (a 0 °C)	167,9 mlpopoise (a 100 °C)

Fonte: Adaptado de USEPA (1986); WEF (1992)

Nas aplicações práticas de desinfecção de esgotos, também é utilizado o cloro nas formas de hipoclorito de sódio e de hipoclorito de cálcio. A quantidade relativa de cloro presente nessas fontes alternativas de cloro é expressa em termos de "cloro disponível". Estequiometricamente, compostos puros de hipoclorito de sódio e de hipoclorito de cálcio contêm 95,2% e 99,2% de cloro disponível, respectivamente (USEPA, 1986).

Comercialmente, o hipoclorito de cálcio é encontrado na forma sólida, em diversas marcas, sendo relativamente estável na forma seca (perda aproximada de concentração igual a 0,013% por dia). Já o hipoclorito de sódio é encontrado na forma líquida (solução), em concentrações que usualmente variam de 1 a 16%. Não é viável comercializar o hipoclorito de sódio em concentrações mais elevadas, uma vez que a sua estabilidade química diminui rapidamente com o aumento da concentração. Por exemplo, à temperatura ambiente, a concentração de uma solução de hipoclorito de sódio a 18% reduz-se a metade em apenas 60 dias (USEPA, 1986).

7.3.2.2 Forma de atuação e demanda de cloro

Quando o cloro gasoso, ou uma das formas de hipoclorito, é adicionado a uma água contendo quantidades desprezíveis de nitrogênio, matéria orgânica e outras substâncias que demandam cloro, estabelece-se, rapidamente, um equilíbrio entre as várias espécies químicas em solução. O cloro atua como um agente oxidante poderoso e freqüentemente se dissipa no meio, tão rapidamente, que pouca de-

sinfecção é conseguida até que quantidades significativas da demanda de cloro tenham sido aplicadas. O termo *cloro livre disponível* é utilizado para se referir à concentração total de cloro molecular (Cl_2), ácido hipocloroso (HOCl) e íon hipoclorito (OCl^-).

Cloro livre

O cloro combina com a água para formar os ácidos hipocloroso e hidroclórico, de acordo com a reação a seguir:



Em soluções diluídas e com níveis de pH acima de 4, o equilíbrio da reação acima é deslocado acentuadamente para a direita e muito pouco Cl_2 existe como tal na solução aquosa. O ácido hipocloroso formado é um ácido fraco e dissocia-se muito pouco em níveis de pH abaixo de 6. A ionização ocorre especialmente quando o pH do meio é mais elevado, vindo a se formar o íon hipoclorito, conforme a seguir:



O hipoclorito pode ser usado diretamente na forma de solução de hipoclorito de sódio, sendo esta uma forma bastante comum de desinfecção, onde grandes quantidades sejam necessárias, como é o caso da desinfecção de esgotos. A utilização de hipoclorito de cálcio é bastante popular em situações onde as quantidades requeridas sejam pequenas ou quando o seu uso seja intermitente. Ambos os compostos dissociam-se em água para formar o íon hipoclorito, de acordo com as seguintes equações:



Dióxido de cloro

O dióxido de cloro (ClO_2) é uma molécula neutra na qual o cloro está em estado de oxidação +4. Este gás deve ser preparado no local de uso, porque reage vigorosamente com agentes redutores, quando está em altas concentrações, não podendo ser armazenado. As principais reações de formação de dióxido de cloro são como a seguir:





A característica química mais destacada do dióxido de cloro é a sua capacidade de oxidar outras substâncias, através de um mecanismo de transferência de um único elétron, onde o ClO_2 é reduzido a clorito (ClO_2^-), sem produção de hipoclorito ou cloro gasoso.



Por esse motivo, e por oxidar seus precursores, o ClO_2 apresenta reduzida formação de subprodutos organoclorados. No entanto o próprio clorito, e também o clorato, são apontados como subprodutos do uso de ClO_2 , potencialmente nocivos à saúde humana, suspeitos de produzir anemia hemolítica e outros efeitos.

Similarmente ao ozônio, o ClO_2 altera a natureza dos compostos orgânicos naturais, potencialmente gerando maiores concentrações de alguns subprodutos e diminuindo as concentrações de precursores de outros. As implicâncias destas práticas para a saúde humana são amplamente desconhecidas (USEPA, 1999).

Cloro combinado

Quando o cloro entra em contato com substâncias dissolvidas, presentes nos esgotos, ocorre uma série de reações de dissipação, que resultam na perda de desinfetante, ou em uma mudança em sua forma, para uma espécie menos ativa. Dentre essas reações, destacam-se as que ocorrem com alguns compostos de nitrogênio e que resultam na formação de cloraminas. As reações com compostos orgânicos também são importantes, uma vez que podem levar à produção de subprodutos organo-clorados.

Quando a amônia (NH_3) está presente na água, ocorre a reação com o cloro para formar as cloraminas:



Cada um destes três compostos, monocloramina (NH_2Cl), dicloramina (NHC_2Cl) e

tricloramina (NCl_3), contribuem para o residual de *cloro combinado*. Estas reações químicas proporcionam o fenômeno do *breakpoint*, quando águas contendo amônia são cloradas. Em águas contendo nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal, o *breakpoint* ocorre mas é menos definido.

Diferenciação entre cloro livre e cloro combinado

O método mais utilizado para a diferenciação entre o *cloro livre* e o *cloro combinado* é o *Procedimento Titulométrico Palin DPD*.

Na utilização desse método, a solução dietil-*p*-fenilenodiamina (DPD) produz uma cor vermelha estável, na presença de compostos clorados residuais, os quais são descoloridos, instantaneamente, pela titulação com sulfato ferroso amoniacal (FAS).

Na ausência de iodeto, o cloro livre disponível reage instantaneamente com o DPD, para produzir uma cor vermelha. A adição subsequente de uma pequena quantidade de iodeto de potássio (KI) atua como catalisador para induzir as monocloraminas a produzir uma coloração imediata. A continuação da adição de iodeto de potássio em excesso produz uma rápida resposta das dicloraminas. A cor produzida em cada estágio é titulada até o ponto final incolor. As tricloraminas são normalmente incluídas na fração das dicloraminas.

Residuais de cloro livre e cloro combinado

É prática comum referir-se ao cloro (Cl_2), ao ácido hipocloroso (HOCl^-) e ao íon hipoclorito (OCl^-) como *residuais de cloro livre*, enquanto as cloraminas são denominadas *residuais de cloro combinado*. O somatório das concentrações de *cloro residual livre* e *cloro residual combinado* indica a concentração de *cloro residual total*.

Para os residuais de *cloro livre*, um pH mais baixo, que favorece a formação de ácido hipocloroso sobre a formação do íon hipoclorito, é mais eficaz para a desinfecção. Também é conhecido que, para um tempo de contato específico, é necessária uma maior concentração de *cloro residual combinado*, em relação ao *cloro residual livre*, para se atingir uma mesma eficiência de desinfecção. Dessa forma, é importante se conhecer a concentração e o tipo de cloro residual presente no meio.

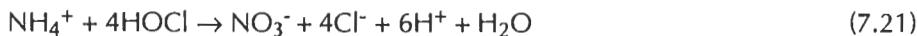
Para os residuais de *cloro combinado*, na forma de cloraminas, as quantidades relativas de monocloraminas, dicloraminas e tricloraminas formadas dependem do pH. A oxidação completa da amônia pelo cloro, levando à formação de nitro-

gênio gasoso, apresenta uma relação estequeométrica de 1,5 mol de cloro consumido para cada mol de amônia oxidada, conforme Equação a seguir:



Embora as cloraminas tenham, para igual tempo de contato, um poder desinfetante muito menor que o ácido hipocloroso (estimado em 200 vezes menor, USEPA, 1999), elas são mais estáveis e duram mais que o cloro livre ou o dióxido de cloro, o que faz as cloraminas interessantes para constituir o residual de desinfetante contido nas redes de distribuição de águas. Alguns estudos também têm mostrado o efeito “sinergético” da cloramina com o cloro (a mistura dos dois tem mais poder desinfetante do que daria a soma das capacidades individuais, USEPA, 1999). Outro aspecto que estimula o seu uso é o fato delas serem menos reativas com substâncias orgânicas que o cloro, produzindo assim menos subprodutos como os THMs, o que é favorável do ponto de vista da saúde pública, e também com relação à diminuição da incidência de odores e gostos nas águas.

Na prática da cloração de esgotos contendo amônia, pode ocorrer a formação de outros compostos nitrogenados, notadamente o nitrato (NO_3^-), com uma relação estequeométrica de 4 moles de cloro consumido para cada mol de amônia oxidada, de acordo com a Equação 7.21.



Quando o cloro é adicionado ao esgoto, as substâncias rapidamente oxidáveis, como Fe^{2+} , Mn^{2+} , H_2S e matéria orgânica, reagem com o cloro e este é reduzido em sua maior parte ao ion cloreto (ponto A na Fig. 7.5). Após satisfazer essa demanda inicial, o cloro continua a reagir com a amônia para formar as cloraminas (entre os pontos A e B da Figura 7.5). As monocloraminas formam em pH entre 7 e 9 e razão molar cloro/nitrogênio amoniacial menor ou igual a 5. Entre pH 4,4 a 6 e razão molar cloro/nitrogênio amoniacial de 5 a 7,6, há prevalência de formação de dicloraminas e as tricloraminas prevalecem em pH menor que 4,5 e razão molar cloro/nitrogênio amoniacial maior ou igual a 7,6. Entre os pontos B e C (breakpoint), parte das cloraminas será convertida em tricloramina e a parcela remanescente em nitrogênio gasoso e nitrato. A continuidade da adição de cloro leva à oxidação quase completa das cloraminas no ponto C (breakpoint), quando a relação molar cloro/amônia é de cerca de 1,5. Adições subsequentes de cloro produzem resíduais de cloro livre. A cloração é referenciada como sendo ao breakpoint, devido à característica peculiar da curva de cloro residual, como ilustrado na Figura 7.5.

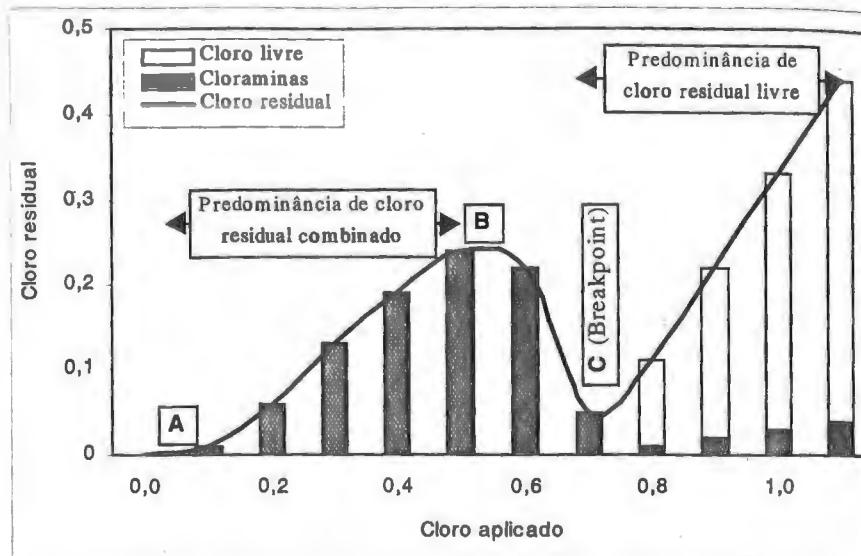


Figura 7.5 - Curva de cloro residual em águas com presença de amônia

7.3.3 Aspectos relativos a projeto

7.3.3.1 Cinética de inativação microbiológica

Para se projetar um sistema de desinfecção de esgotos, torna-se necessário conhecer a taxa de inativação do microrganismo indicador pelo agente desinfetante. Em particular, o efeito da concentração do agente desinfetante sobre a taxa desse processo determinará a combinação mais eficiente entre tempo de contato e concentração de desinfetante a utilizar.

Na desinfecção de esgotos com compostos de cloro, a concentração do desinfetante se altera com o tempo e, particularmente durante os momentos iniciais da aplicação do cloro, este passa por transformações rápidas, desde a forma livre até as formas combinadas. Dessa forma, torna-se mais importante a determinação da concentração de cloro residual do que a de cloro aplicado. Outros aspectos relevantes e que interferem no processo de desinfecção são:

- presença de sólidos no efluente, uma vez que estes podem proteger os microrganismos da ação do desinfetante. Infelizmente, poucos métodos encontram-se disponíveis para se avaliar quantitativamente esse fenômeno;
- pH do efluente, já que a inativação de microrganismos aumenta com o decréscimo do pH, tanto para residuais de cloro livre como de cloro combinado;

- temperatura, uma vez que o aumento desta também aumenta a taxa de inativação dos microrganismos.

A análise de diversos dados de inativação de uma grande variedade de microrganismos, pelo cloro livre e pelo cloro combinado, indica que a Equação combinada de CHICK-WATSON fornece uma descrição satisfatória do processo de desinfecção, conforme descrito pela Equação 7.5. As Tabelas 7.7 e 7.8 apresentam valores da constante de decaimento k' e do coeficiente n para diferentes microrganismos e diferentes condições de desinfecção (pH, temperatura e tipo de cloro residual)

Tabela 7.7 - Parâmetros de CHICK-WATSON para a inativação microbiológica com cloro livre

Microrganismos	pH	Temperatura (°C)	k' ($L^n \cdot mg^{-n} \cdot min^{-1}$)	n
<i>E. coli</i>	8,5	20 a 25	30,6	1,46
	9,8	20 a 25	5,91	1,34
	10,7	20 a 25	1,30	0,79
<i>Aerobacter aerogenes</i>	7	20 a 25	$1,39 \times 10^4$	3,78
<i>Pseudomonas</i>	8,5	20 a 25	312	2,74
<i>Pyocyanea</i>	9,8	20 a 25	2,13	1,26
	10,7	20 a 25	0,74	0,71
<i>Salmonella typhi</i>	7,0	20 a 25	$8,15 \times 10^6$	4,07
	8,5	20 a 25	$2,45 \times 10^4$	1,78
<i>Shigella dysenteriae</i>	7,0	20 a 25	$9,07 \times 10^7$	4,92
<i>Micrococcus pyogenes</i> var. <i>aureus</i>	7,0	25	3,32	1,10
	6	20	0,0290	1,24
	7	20	0,0219	1,18
	8	20	0,0209	1,12
	9	20	0,0080	0,99
<i>Bacillus metiens</i>	9,35	20	0,0086	1,04
	10	20	0,0058	0,48
	12,86	20	0,0015	0,58
	10	30	0,0032	0,87
	10	35	0,0044	1,00
	10	50	0,0075	1,26
	6	10	12,78	0,818
Poliovírus tipo I (Mahoney)	6	20	30,12	0,615
	6	30	75,12	0,608

Fonte: Adaptado de USEPA (1986)

Tabela 7.8 - Parâmetros de CHICK-WATSON para a inativação microbiológica com cloro combinado

Microrganismos	pH	Temperatura (°C)	k' (L ⁿ .mg ⁿ .min ⁻¹)	n
<i>E. coli</i>	7,0	35	0,084	1,39
	8,5	35	0,0109	1,52
	9,5	35	$2,48 \times 10^{-5}$	13,3
	6,5	20 a 25	0,483	1,07
	7,0	20 a 25	0,316	1,04
	7,8	20 a 25	0,193	1,18
	8,5	20 a 25	0,0854	1,125
	9,5	20 a 25	0,049	1,37
<i>Aerobacter aerogenes</i>	10,5	20 a 25	0,0125	2,27
	6,5	20 a 25	0,363	1,19
	7,0	20 a 25	0,241	1,35
	7,8	20 a 25	0,095	1,18
	8,5	20 a 25	0,0715	0,917
	9,5	20 a 25	0,0358	1,16
	10,5	20 a 25	0,00809	1,7
	6,5	20 a 25	0,821	1,3
<i>Shigella dysenteriae</i>	7,0	20 a 25	0,55	1,15
	7,8	20 a 25	0,341	1,32
	8,5	20 a 25	0,151	1,02
	9,5	20 a 25	0,064	0,995
	10,5	20 a 25	0,0301	1,52
	7,0	2 a 6	0,0902	1,32
	8,5	2 a 6	0,0182	1,67
	9,5	2 a 6	$6,8 \times 10^{-4}$	6,26
<i>Salmonella typhi</i>	6,5	20 a 25	0,491	1,13
	7,0	20 a 25	0,290	1,84
	7,8	20 a 25	0,211	1,07
	8,5	20 a 25	0,113	1,16
	9,5	20 a 25	0,0417	0,878
	6,5	20 a 25	0,44	1,27
	7,0	20 a 25	0,301	1,44
	7,8	20 a 25	0,174	1,55
<i>Pseudomonas pyocyanus</i>	8,5	20 a 25	0,102	1,01
	9,5	20 a 25	0,0483	1,05

Fonte: Adaptado de USEPA (1986)

7.3.3.2 Dosagens de cloro requeridas

As dosagens de cloro requeridas para a desinfecção dependem de uma série de fatores, notadamente das características do esgoto. Nesse sentido, usualmente são desenvolvidos estudos de laboratório para se determinar as concentrações ótimas de cloro para se atingir uma determinada eficiência de desinfecção. Na Tabela 7.9 são apresentadas as dosagens típicas de cloro necessárias para a desinfecção de esgotos brutos e tratados em diferentes eficiências.

A determinação da dosagem de cloro e o projeto das instalações de desinfecção dependem das metas a serem atingidas, em função das diretrizes estabelecida pela legislação ambiental. O sistema de desinfecção pode ser projetado em função do residual de cloro livre a ser mantido no efluente final, ou em função do número máximo de organismos indicadores (usualmente coliformes fecais), admitido para o efluente final. Qualquer que seja o caso, testes de laboratório são uma ferramenta importante para se determinar a concentração de cloro requerida. Na ausência de dados mais específicos, devem ser utilizados os limites superiores das dosagens recomendadas na Tabela 7.9, para se dimensionar os equipamentos de desinfecção.

Tabela 7.9 - Dosagens típicas de cloro para a desinfecção de esgotos brutos e tratados

Aplicação	Faixa de dosagem (mg/L)
Esgoto bruto (pré-cloração)	6 a 25
Efluente primário	5 a 20
Efluente de tratamento físico-químico	2 a 6
Efluente de filtros biológicos percoladores	3 a 15
Efluente de lodos ativados	2 a 8
Efluente filtrado (após tratamento em lodos ativados)	1 a 5

Fonte: METCALF & EDDY (1991); WEF (1992)

7.3.3.3 Aplicação do cloro

Conforme descrito anteriormente, os principais compostos de cloro utilizados para a desinfecção de esgotos são o cloro gasoso (Cl_2), o dióxido de cloro (ClO_2), o hipoclorito de cálcio $[\text{Ca}(\text{OCl})_2]$ e o hipoclorito de sódio (NaOCl). Quando os dois últimos compostos são utilizados, o processo de cloração é conhecido como hipocloração.

Cloro

O cloro é fornecido como um gás liquefeito, sob pressão, em cilindros de diferentes capacidades. A seleção do tamanho dos cilindros de cloro pressurizado depende principalmente da taxa de utilização de cloro na estação de tratamento, do custo do produto, dos requisitos da estação e da necessidade de estocagem.

O cloro pode ser aplicado diretamente na forma gasosa ou como solução aquosa. O cloro pode ser retirado do cilindro na forma líquida ou na forma gasosa. Se a retirada do cloro for feita na forma líquida, usualmente se torna necessário prever um evaporador, a fim de ser evitar o congelamento da linha e aumentar a capacidade de liberação do cloro. Um fluxograma típico da aplicação de cloro gasoso e de controle de dosagens é mostrado na Figura 7.6.

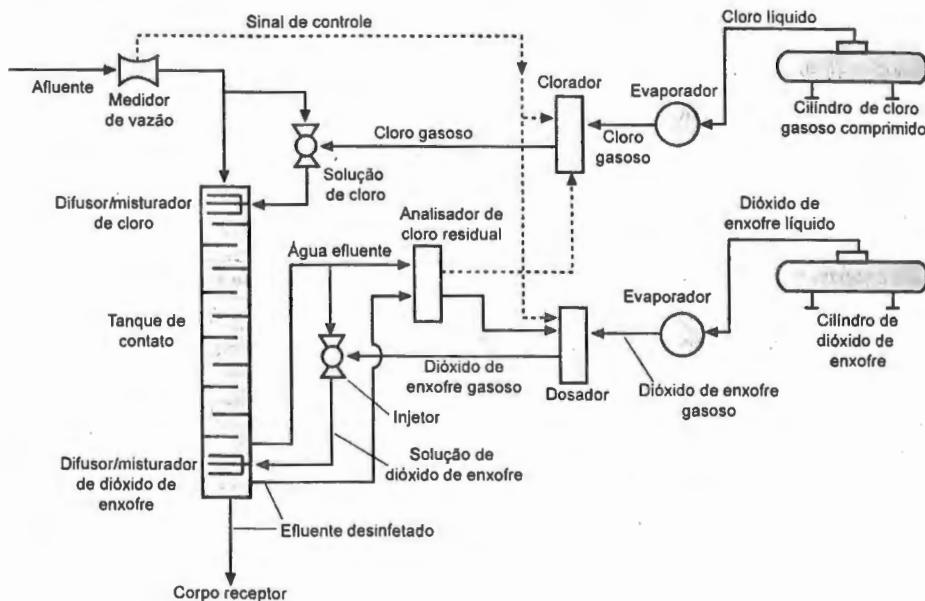


Figura 7.6 - Fluxograma de um sistema de cloração e de descloração com a aplicação de dióxido de enxofre

Fonte: METCALF & EDDY (1991)

Dióxido de cloro

A utilização de dióxido de cloro pressupõe a sua geração *in loco*, a partir do clorito de sódio, clorato de sódio, ou do ácido clorídrico, conforme Equações 7.13 a 7.15. Descreve-se, a seguir, o procedimento básico para a geração de dióxido de cloro, a partir da combinação do cloro com o clorito de sódio (ver também a Figura 7.7):

- o cloro líquido é vaporizado e convertido em cloro em solução, sendo posteriormente dosado e injetado no reator;
- o clorito de sódio líquido é medido e aplicado no reator. Ao invés da utilização de clorito de sódio líquido, que usualmente apresenta uma concentração de 25%, pode ser utilizado também o clorito de sódio na forma de sal, com preparação da solução no próprio local da aplicação;
- as duas soluções (cloro e clorito de sódio) são aplicadas na base da torre de reação, preenchida com anéis de porcelana. Conforme essa nova solução combinada flui, de baixo para cima, na torre de reação, o dióxido de cloro é formado. Um tempo de contato de cerca de 1 minuto é usualmente adequado para que essa reação de formação do dióxido de cloro ocorra;
- para se aumentar a velocidade da reação e se conseguir uma maior taxa de produção de dióxido de cloro, o cloro é usualmente dosado ligeiramente em excesso;
- a solução produzida na parte superior da torre é apenas parcialmente o dióxido de cloro, com uma parcela remanescente de cloro em solução, na forma de ácido hipocloroso.

A aplicação da solução de dióxido de cloro no tanque de contato é feita da mesma maneira que a utilizada para os sistemas típicos de cloração, conforme mostrado no fluxograma da Figura 7.6.

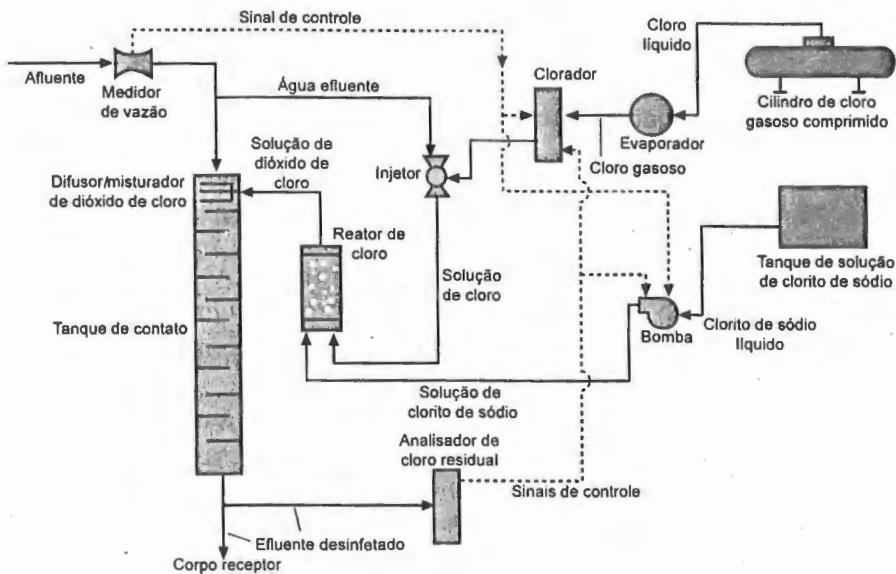


Figura 7.7 - Fluxograma da geração de dióxido de cloro

Fonte: METCALF & EDDY (1991)

Hipoclorito de cálcio

O hipoclorito de cálcio pode ser encontrado na forma líquida ou na forma sólida. Na forma sólida, este pode se apresentar como pó, grânulos ou tabletes, podendo ser suprido em containers de diversos tamanhos. O hipoclorito de cálcio na forma de grânulos é prontamente solúvel em água, sendo relativamente estável quando estocado apropriadamente.

Muitas das preocupações inerentes à utilização de cloro líquido ou gasoso são eliminadas quando se utiliza o hipoclorito de cálcio ou de sódio. No entanto, o hipoclorito é mais caro que o cloro líquido, apresenta perda de cloro ativo quando estocado e é mais difícil de manusear. Esse composto tende a se cristalizar, provocando entupimentos nas bombas dosadoras, tubulações e válvulas. O hipoclorito de cálcio é mais utilizado em pequenas instalações de desinfecção.

A forma mais satisfatória de aplicar a solução de hipoclorito de cálcio ou de sódio é através do uso de bombas dosadoras de baixa capacidade. Geralmente, estas bombas possibilitam o ajuste das vazões, podendo-se cobrir grandes faixas

de dosagens, com vazões constantes ou variáveis. A Figura 7.9 apresenta um fluxograma típico de hipocloração e descloração com dióxido de enxofre (ver também item 7.3.4).

Hipoclorito de sódio

Nos Estados Unidos, diversas cidades de grande porte utilizam o hipoclorito de sódio devido a problemas de segurança, em relação ao cloro líquido. A solução de hipoclorito de sódio pode ser comprada em tanques, usualmente com 12 a 15% de cloro disponível, ou fabricada no local. A solução perde mais rapidamente o teor de cloro ativo quando esta é mais concentrada, sendo essa perda afetada pela exposição à luz solar e ao calor. Por exemplo, uma solução de hipoclorito de sódio a 16,7% de concentração e estocada à temperatura de 27 °C apresentará perda do teor de cloro, de acordo com a curva mostrada na Figura 7.8. Assim, a solução de hipoclorito deve ser estocada em locais frescos e em tanques resistentes à corrosão.

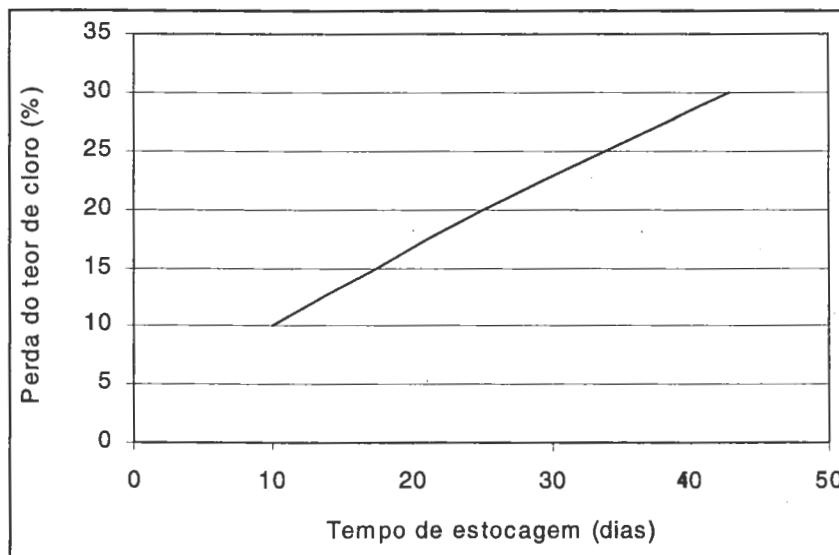


Figura 7.8 - Perda do teor de cloro em uma solução de hipoclorito de sódio a 16,7%, quando estocado a 27 °C de temperatura

Da mesma forma que para o hipoclorito de cálcio, a aplicação da solução de hipoclorito de sódio é usualmente feita com o uso de bombas dosadoras de baixa capacidade. A Figura 7.9 apresenta um fluxograma típico de hipocloração e de descloração com a aplicação de dióxido de enxofre (ver também item 7.3.4).

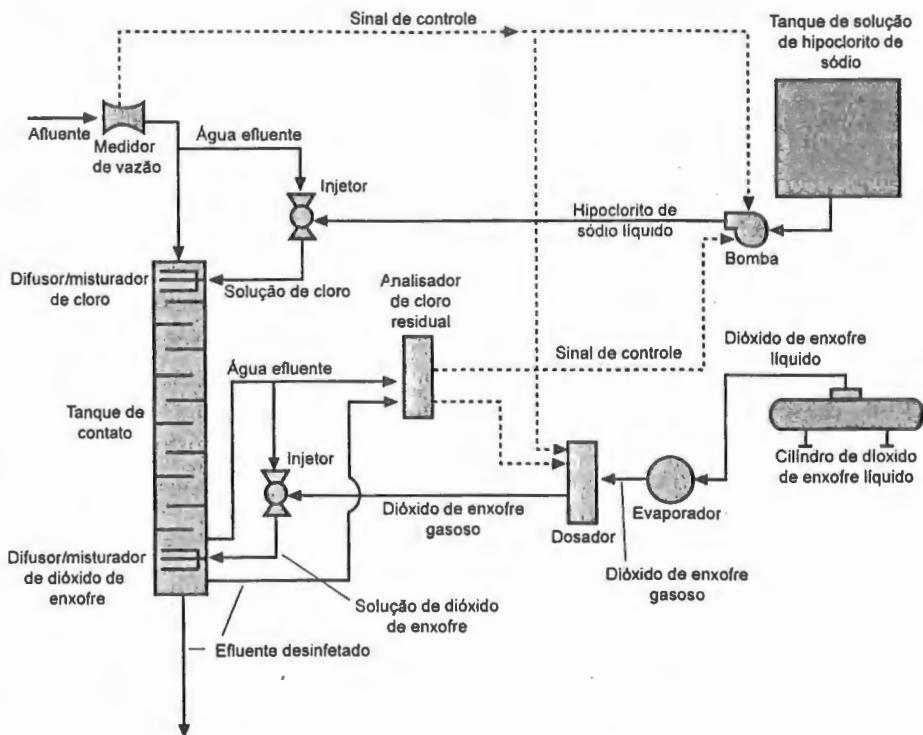


Figura 7.9 - Fluxograma de um sistema de cloração e descloração com dióxido de enxofre

Fonte: METCALF & EDDY (1991)

7.3.3.4 Controle das dosagens de cloro

O método mais simples de se controlar a dosagem de cloro é o manual, quando o operador ajusta a taxa de aplicação de cloro, para satisfazer as condições de cloro residual no efluente final. A dosagem requerida é usualmente determinada por meio da medição do cloro residual, na saída do tanque de contato, após o tempo de residência do efluente no tanque (ver item 7.3.3.5), ajustando a taxa de aplicação, até que seja obtido o residual de cloro desejado. O residual de cloro, por sua vez, deverá ser suficiente para produzir um efluente compatível com a classe do corpo receptor, conforme estabelecido pela legislação ambiental (ver Tabela 7.2). A determinação do teor de cloro residual, necessário para se conseguir a qualidade microbiológica desejada para o efluente, é usualmente feita por meio de testes de laboratório.

O controle da dosagem de cloro pode ser feito, também, de forma automatizada, por meio de equipamentos que medem o teor de cloro residual na saída do tanque de contato e ajustam, automaticamente, a taxa de aplicação de cloro.

7.3.3.5 Mistura e tempo de contato

Conforme já descrito anteriormente, para uma mesma situação de esgoto a ser desinfetado, a mistura efetiva da solução de cloro com o efluente, o tempo de contato do cloro com o efluente e o teor de cloro residual são os três fatores principais envolvidos na eliminação efetiva de organismos patogênicos, conforme discutido nos itens seguintes.

Adição de cloro e dispositivo de mistura

O grau de mistura no ponto de aplicação do desinfetante tem um efeito pronunciado sobre a taxa inicial de inativação de diversos microrganismos, sendo recomendado, portanto, elevados gradientes de mistura (acima de 500 s^{-1}) e suficientes tempos de contato (usualmente da ordem de 1 a 15 s).

A solução de cloro deve ser injetada por meio de um difusor, de modo a garantir uma distribuição uniforme junto ao fluxo de esgotos. Na sua forma mais simples, o difusor pode ser constituído de um tubo plástico perfurado (JORDÃO & PESSOA, 1995). Existem diversas opções de sistemas de mistura, utilizando-se dispositivos mecânicos, canais ou condutos com escoamento em regime turbulento, podendo-se destacar os seguintes (USEPA, 1986):

- Difusor em tubulação: colocado no interior de uma tubulação, onde o efluente escoa a seção plena e em regime turbulento (ver Figura 7.10a).
- Estrutura hidráulica submersa: na qual se induz uma zona turbulenta no ponto de aplicação da solução de cloro. Duas configurações são usualmente utilizadas: vertedor submerso (Figura 7.10b) e ressalto hidráulico (Figura 7.10c).
- Misturador mecânico: instalado em uma pequena câmara de mistura com reduzido tempo de residência, preferencialmente da ordem de 1 segundo, ou menos, e gradiente de mistura variando entre 1.500 e 3.000 s^{-1} (METCALF & EDDY, 1991). A utilização de misturadores mecânicos é particularmente importante nas estações que requerem baixas concentrações de coliformes fecais no efluente final. Ver exemplo de dimensionamento (item 7.3.6) e Figura 7.10d.

No caso de misturadores mecânicos, pode-se calcular o gradiente de mistura (G) por meio da Equação 7.22.

$$P = \mu \times V \times G^2 \quad (7.22)$$

na qual:

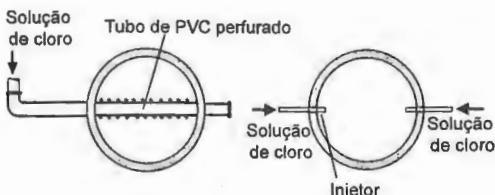
P : potência dissipada na mistura (kgf.m/s), sendo $1\text{ kgf.m/s} = 10\text{ W}$

μ : viscosidade cinemática do esgoto (kgf.s/m^2)

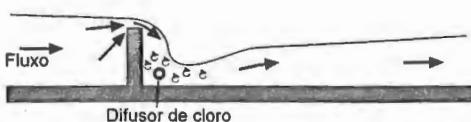
V : volume do tanque de mistura rápida (m^3)

G : gradiente de mistura no tanque de mistura rápida (s^{-1})

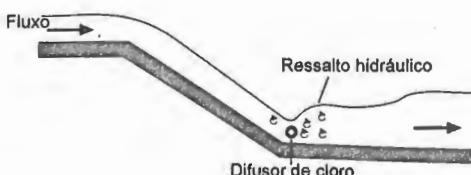
Para qualquer sistema de mistura adotado, é importante que o mesmo propicie a maior dissolução possível da solução gasosa com o efluente a ser desinfetado. De outra forma, parte do cloro gasoso pode ser perdido da solução, o que pode comprometer a eficiência da desinfecção e aumentar os custos operacionais da instalação.



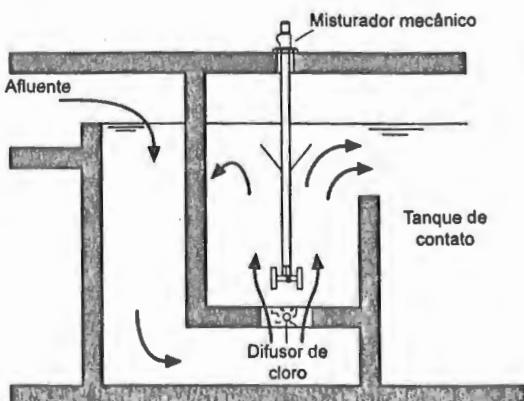
a) Esquema de difusores em tubulações



b) Esquema de um canal com vertedor submerso para mistura



c) Esquema de um canal com ressalto hidráulico para mistura



d) Esquema de um tanque de mistura com agitador mecânico

Figura 7.10 - Exemplos de dispositivos de adição e mistura de cloro
 Fonte: Adaptado de USEPA (1986) e METCALF & EDDY (1991)

Tanque de contato

A função desse tanque é garantir um tempo suficiente de permanência do esgoto, em contato com o cloro, a fim de possibilitar uma adequada desinfecção. Para tal, pelo menos 80 a 90% do esgoto devem ficar retidos no tanque de contato durante um determinado intervalo de tempo. A melhor forma de se conseguir isso é através do uso de tanques com regime de escoamento de fluxo pistão (plug flow). Estes tanques devem apresentar relações comprimento:largura de pelo menos 10:1 e, preferencialmente, da ordem de 40:1, para se minimizar a ocorrência de curtos-circuitos. Garantidas estas condições, o volume do tanque de contato pode ser calculado por meio da Equação 7.23.

$$V = Q_{m\acute{e}d} \times \theta_h \quad (7.23)$$

na qual:

V: volume do tanque de contato (m^3)

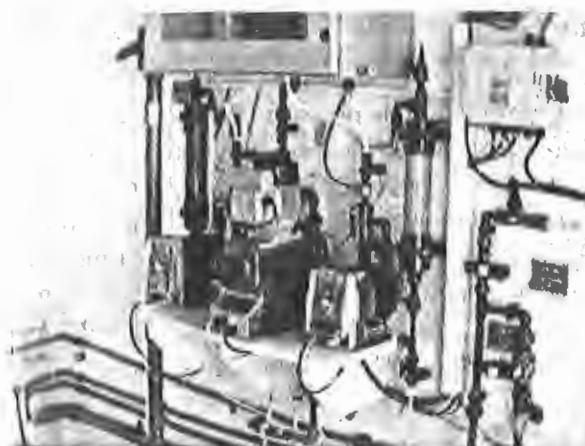
$Q_{m\acute{e}d}$: vazão média afluente ao tanque de contato (m^3/min)

θ_h : tempo de contato (min)

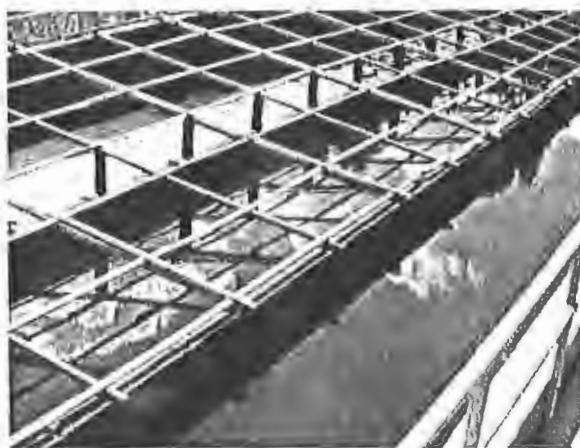
O tempo de contato é o parâmetro fundamental para se dimensionar o volume do tanque de contato, sendo normalmente adotados valores entre 15 e 45 minutos, garantindo-se um tempo mínimo de 15 minutos para as condições de vazões máximas.

No projeto do tanque de contato, deve-se garantir, ainda, a manutenção de velocidades horizontais, para as condições de vazões mínimas, suficientes para evitar a deposição de sólidos no fundo do reator. Estas velocidades horizontais mínimas devem ser da ordem de 3,0 a 7,5 cm/s. De qualquer forma, o projeto deve prever descargas de fundo para possibilitar a limpeza do tanque. As Figuras 7.11 e 7.12 mostram equipamentos de controle da dosagem de dióxido de cloro e um tanque de contato.

Nos casos em que o lançamento final do efluente da estação é feito por meio de longos emissários, nos quais o esgoto apresenta tempos de percurso superiores aos tempos de contato requeridos para a desinfecção, pode ser possível eliminar a construção do tanque de contato.



**Figura 7.11 - Equipamentos de controle de dosagem de dióxido de cloro
(ETE Caçadores - Cambé/PR)**



**Figura 7.12 - Tanque de contato com regime de escoamento de fluxo pistão
(ETE Caçadores - Cambé/PR)**

Controle do processo

A verificação da eficácia do processo de desinfecção deve basear-se na relação entre os teores de cloro residual e as concentrações de coliformes fecais das amostras do efluente final do tanque de contato. Para tal, são utilizados dispositivos que controlam a cloração, numa proporção direta ao fluxo de esgotos, que deve ser medido, de preferência continuamente, na entrada ou na saída do tanque de contato.

A medição do fluxo de esgotos pode ser feita por meio de um vertedor triangular ou retangular ou de uma calha Parshall. Com base no valor da vazão medida, que geralmente varia muito ao longo do dia, o dispositivo de controle da cloração ajusta a quantidade de cloro aplicada ao tanque de contato, a fim de garantir os teores de cloro residual e as concentrações de coliformes fecais almejadas.

A concentração ideal de cloro residual é usualmente determinada através de testes de laboratório, em função das dosagens aplicadas e das concentrações remanescentes de coliformes fecais no efluente. Pode-se estimar a concentração de cloro residual, em função do tempo de contato e das concentrações inicial e final de coliformes fecais, a partir da Equação 7.24 (METCALF & EDDY, 1991).

$$\frac{N_t}{N_o} = (1 + 0,23 \times C_t \times \theta_h)^{-3} \quad (7.24)$$

na qual:

N_t : concentração de coliformes fecais no tempo "t" (org/100mL)

N_o : concentração inicial de coliformes fecais (org/100mL)

C_t : concentração de cloro residual (mg/L)

θ_h : tempo de contato (min)

7.3.4 Aspectos negativos da cloração e necessidade de descloração

Em muitas estações de tratamento, a descloração do efluente se torna necessária, já que os teores de cloro residual presentes no efluente desinfetado podem apresentar toxicidade para peixes e outros organismos aquáticos. Além disso, a matéria orgânica presente no corpo d'água receptor pode, em determinadas circunstâncias, reagir com o cloro residual para formar compostos organoclorados e trihalometanos (THM), produtos potencialmente carcinogênicos. Uma discussão complementar em relação aos aspectos positivos e negativos da cloração é apresentada no item 7.7 e Tabela 7.18.

Tendo em vista esses aspectos negativos da cloração, a descloração do efluente é usualmente necessária, objetivando-se reduzir os teores de cloro residual no efluente final da estação a valores mínimos.

A descloração pode ser conseguida com a utilização de um agente redutor, como dióxido de enxofre, metabisulfito de sódio ou bisulfito de sódio, ou por adsorção em carvão ativado. O dióxido de enxofre é o agente químico mais utilizado, particularmente nas estações de tratamento de médio e grande porte. A dosagem

teórica para a descloração com dióxido de cloro requer 0,9 mgSO₂/L para cada 1,0 mg/L de cloro residual a ser removido. Fluxogramas esquemáticos de sistemas de desinfecção com cloro e descloração com dióxido de enxofre são mostrados nas Figuras 7.6 e 7.9, enquanto os critérios e parâmetros de projeto típicos são apresentados na Tabela 7.10.

Tabela 7.10 - Critérios e parâmetros de projeto típicos para utilização de dióxido de enxofre em unidades de descloração

Aplicação	unidade	Valores	
		Faixa	Típicos
Dosagem	mgSO ₂ /L por mg/L de cloro residual		
• para vazão média	1,0 a 1,6	1,3	
• para vazão máxima	2,0 a 5,0	4,0	
Tempo de contato para mistura rápida	segundo		
• para vazão máxima	-	45	
Taxa de retirada de gás			
• de recipientes de 150 libras	-	-	30
• de recipientes de 2.000 libras	-	-	370

Fonte: METCALF & EDDY (1991); WEF (1992)

7.3.5 Aspectos relativos à operação e manutenção

Os compostos halogenados utilizados na desinfecção apresentam certas propriedades que devem ser consideradas no projeto, a fim de proteger os operadores das estações de tratamento de esgotos dos riscos que podem surgir durante a operação. Existem diversos livros e manuais especializados que detalham as medidas de segurança que devem ser incorporadas às unidades de desinfecção, principalmente em relação à utilização de cloro gasoso e de hipoclorito.

Nas instalações que utilizam cloro gasoso, as principais preocupações com segurança e saúde ocupacional estão relacionadas à possibilidade de vazamentos de cloro, a partir dos cilindros, válvulas ou tubulações. A concentração limite que o operador pode ficar exposto ao cloro é de 1 ppm, em volume, tomada como média ponderada de um período de 8 horas. Outras concentrações de interesse para o cloro, no ambiente, são apresentadas na Tabela 7.11.

Tabela 7.11 - Concentrações de cloro na fase gasosa e seus efeitos

Concentração (ppm v/v)	Resposta
3,5	Percepção mínima de odor
4,0	Efeito adverso sem gravidade
15,1	Irritação da garganta
30,2	Tosse
40 a 60	Nível de perigo

Fonte: USEPA (1986)

É interessante notar, a partir da Tabela 7.11, que o nível mínimo de odor detectado pelo ser humano (3,5 ppm) é maior que o limite máximo estabelecido para a segurança do operador (1 ppm). Dessa forma, a unidade de desinfecção deve dispor de algum dispositivo, químico ou eletrônico, para o monitoramento contínuo de cloro no ambiente.

Caso ocorra algum contato com o cloro, seja pela inalação, olhos ou pele, decorrente de vazamentos, podem ser tomadas as medidas de emergência indicadas na Tabela 7.12, antes de se consultar um médico.

Tabela 7.12 - Procedimentos de emergência a serem tomados, decorrentes de contato com o cloro

Tipo de contato	Procedimento
Geral	Retirar a pessoa do local e levá-la para uma área não contaminada. Remover a roupa contaminada e lavar, com água, todas as partes do corpo expostas ao cloro.
Inalação	Se a respiração estiver interrompida, proceder a respiração artificial. Quando a respiração for retomada, ou se a respiração não tiver sido interrompida, administrar oxigênio. Manter a pessoa aquecida e em repouso.
Contato com os olhos	Os olhos devem ser lavados com água durante 15 minutos, segurando as pálpebras abertas para garantir a completa irrigação dos mesmos.
Contato com a pele	Lavar as partes que foram expostas ao cloro com água e sabão. É recomendável que a instalação disponha de uma ducha de emergência.

Fonte: USEPA (1986)

Quanto às questões de manutenção, um programa detalhado deve ser implementado na estação, de acordo com as freqüências de inspeção recomendadas pelos fabricantes dos equipamentos, com o intuito de garantir a segurança da estação e a eficiência do processo de desinfecção. A manutenção de documentação, completa e atualizada, das tarefas e análises efetuadas é de fundamental importância para se garantir que as tarefas, freqüências e procedimentos sejam registrados, possibilitando a verificação das tendências históricas e as comparações entre períodos distintos de operação.

7.3.6 Exemplo de dimensionamento

Dimensionar um tanque de mistura com agitador mecânico para aplicação e difusão de solução de cloro e estimar o volume do tanque de contato e a concentração de cloro residual a ser mantida no tanque, para se alcançar uma concentração de coliformes fecais igual ou inferior a 1.000 NMP/100 mL no efluente final, considerando os seguintes dados de entrada:

a) Dados

- População: 10.000 habitantes
- Vazão afluente média: $Q_{\text{med}} = 1.478 \text{ m}^3/\text{dia} = 17,1 \text{ L/s}$
- Vazão afluente máxima diária: $Q_{\text{max-d}} = 1.670 \text{ m}^3/\text{dia} = 19,3 \text{ L/s}$
- Vazão afluente máxima horária: $Q_{\text{max-h}} = 2.246 \text{ m}^3/\text{dia} = 26,0 \text{ L/s}$
- Concentração de coliformes fecais no afluente: $N_a = 1 \times 10^7 \text{ NMP/100 mL}$ (valor médio anual)
- Concentração de coliformes fecais no efluente desinfetado: $N_e \leq 1000 \text{ NMP/100 mL}$
- Tempo de residência no tanque de contato, para a vazão média: $\theta_h = 30 \text{ minutos}$
- Viscosidade do líquido (esgoto): $m = 0,001 \text{ kg/m.s}$

b) Dimensionamento do tanque de mistura rápida

Adoção do tempo de residência no tanque de contato (θ_h)

Adotado o valor de $\theta_h = 5 \text{ s}$ (valores usuais entre 5 e 10 s)

Adoção do gradiente de mistura no tanque de contato (G)

Adotado o valor de $G = 1.500 \text{ s}^{-1}$ (valores usuais entre 1.500 e 3.000 s^{-1})

Cálculo do volume do tanque de contato, de acordo com a Equação 7.23:

$$V = Q_{\text{med}} \times \theta_h = 0,017 \text{ m}^3/\text{s} \times 5 \text{ s} = 0,085 \text{ m}^3$$

Cálculo da potência do misturador, de acordo com a Equação 7.22:

$$P = 0,001 \text{ kg/m.s} \times 0,085 \text{ m}^3 \times (1.500 \text{ s}^{-1})^2 = 191,3 \text{ kgf.m/s} (\text{ou } 1,9 \text{ kW})$$

c) Dimensionamento do tanque de contato

Determinar o volume do tanque de contato, a partir da Equação 7.23:

$$V = Q_{\text{med}} \times \theta_h = 17,1 \text{ L/s} \times (30 \text{ min} \times 60 \text{ s/min})$$

$$V = 30.780 \text{ L} (30,8 \text{ m}^3)$$

Determinar a concentração de cloro residual, a partir da Equação 7.24:

$$N_t/N_o = (1 + 0,23 \times C_t \times \theta_h)^{-3}$$

$$C_t = [(N_o/N_t)^{1/3} - 1] / (0,23 \times \theta_h) = \{[(1 \times 10^7)/(1 \times 10^3)]^{1/3} - 1\} / (0,23 \times 30)$$

$$C_t = 3,0 \text{ mg/L}$$

Determinar a concentração de cloro residual para as condições de vazão máxima

Para $Q_{\text{max-h}}$, o tempo de contato será reduzido para:

$$\theta_{h-\text{min.}} = V / Q_{\text{max-h}} = (30.780 \text{ L}) / (26 \text{ L/s}) = 1.184 \text{ s} (19,7 \text{ min.})$$

Tem-se, então, para o tempo de contato mínimo, a seguinte concentração de cloro residual:

$$C_t = [(N_o/N_t)^{1/3} - 1] / (0,23 \times \theta_h) = \{[(1 \times 10^7)/(1 \times 10^3)]^{1/3} - 1\} / (0,23 \times 19,7)$$

$$C_t = 4,5 \text{ mg/L}$$

7.4 DESINFECÇÃO COM RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA

7.4.1 Introdução

Os primeiros registros relatando o uso de radiação ultravioleta para a desinfecção de água remontam a 1877, quando os ingleses DOWNES e BLUNT provaram que era possível inativar microrganismos expondo-os à radiação ultravioleta (KOLLER, 1952). Para a desinfecção de esgoto, acreditava-se que não seria possível usar a radiação ultravioleta devido à presença de matéria orgânica dissolvida e materiais sólidos em suspensão. Entretanto, por volta de 1975, provou-se que era tecnicamente possível desinfetar efluente secundário de esgoto sanitário (OLIVER & COSGROVE, 1975). Pouco depois, em 1977, iniciaram no Brasil as pesquisas de desinfecção, comprovando a viabilidade da radiação ultravioleta para desinfecção de esgoto (CAMPOS & PIZZIRANI, 1977).

A desinfecção com radiação ultravioleta é um mecanismo físico, no qual a energia ultravioleta é absorvida pelos diferentes componentes orgânico-moleculares essenciais ao funcionamento normal das células (HUFF et al. 1965). A ação germífica da radiação UV está associada às alterações estruturais que esta provoca no DNA das células, consequência de reações fotoquímicas desencadeadas pela absorção da radiação pelas moléculas que constituem o DNA. Ao ocorrer o processo natural de divisão celular com a duplicação do DNA, a estrutura formada pela absorção de radiação ultravioleta não é reconhecida, o que interrompe o processo de duplicação. Assim, a célula pode manter temporariamente as atividades metabólicas, mas não consegue se reproduzir. Por isso diz-se que ocorre a inativação e não a morte do microrganismo.

A absorção de radiação UV pelas células é máxima na faixa de 255 a 260 nm. As lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio, as quais emitem aproximadamente 85% de sua energia no comprimento de onda de 253,7 nm, são a fonte de radiação UV mais eficiente e efetiva para os sistemas de desinfecção.

Diferente dos métodos de desinfecção que utilizam produtos químicos como, por exemplo, cloro, a radiação ultravioleta não adiciona produtos ao esgoto ou à água. Sendo assim, não há residual desinfetante e a ação da radiação só é efetiva enquanto a fonte estiver ligada ou o líquido estiver passando pelo reator fotoquímico. Essa característica constitui uma das principais vantagens no caso da desinfecção de esgotos, pois reduz-se a potencialidade de formação de subprodutos. Entretanto, representa limitação para desinfecção de água, pois, em caso de contaminação na rede de distribuição, não há como garantir a inativação dos

microrganismos, como ocorre com a desinfecção com cloro, que mantém residual desinfetante. Todavia, para a particularidade do esgoto sanitário é vantajosa, pois não há necessidade de remoção de residual que estaria causando impacto negativo à biota do corpo d'água receptor.

7.4.2 Aspectos relativos a projeto

7.4.2.1 Características dos esgotos

Existem 4 parâmetros principais que usualmente interferem no projeto e na eficácia de um sistema de desinfecção por ultravioleta:

- Vazão de esgoto:

Esse é um parâmetro fundamental no projeto de qualquer instalação de desinfecção, uma vez que dele dependerá, diretamente, o tamanho da unidade. Torna-se importante conhecer não apenas as vazões médias afluentes à unidade de desinfecção, mas também as condições de amortecimento nas unidades de montante e, particularmente, as variações de vazões ao longo do dia e ao longo do ano. A unidade de desinfecção deve ser dimensionada para atender à vazão máxima crítica.

- Concentração inicial de coliformes:

A eficácia de um sistema de desinfecção com UV está diretamente relacionada à concentração inicial de coliformes. Embora concentrações típicas de coliformes possam ser conseguidas com o auxílio das Tabelas 7.3 a 7.5, é recomendável que uma campanha de monitoramento seja realizada antes de se iniciar o projeto, uma vez que as concentrações de coliformes podem variar muito de local para local.

- Sólidos suspensos:

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

- Absorvância de radiação UV:

Esse parâmetro pode ser entendido como a "demanda" de radiação UV pelo esgoto, exercida por compostos orgânicos e inorgânicos específicos. A absorvância do esgoto afeta a intensidade efetiva de radiação dentro do reator, podendo requerer soluções específicas de projeto e de espaçamento das lâmpadas.

7.4.2.2 Extinção de radiação UV

A inativação dos microrganismos não sofre interferência de características fisico-químicas, tais como pH, temperatura, alcalinidade e carbono inorgânico total. Todavia, é de se esperar que as substâncias dissolvidas na água e os sólidos em suspensão interfiram na eficiência de desinfecção, por absorverem energia ou interceptarem os raios de ultravioleta. Ocorre, portanto, a redução de eficiência por extinção (absorção) da radiação e por proteção física das microrganismos. Essa extinção de radiação ultravioleta segue a lei de Beer-Lambert, ou seja:

$$I = I_0 \exp(-ax) \quad (7.25)$$

na qual:

I: intensidade de radiação ultravioleta na profundidade x (mW/cm^2)

I_0 : intensidade de radiação ultravioleta na superfície (mW/cm^2)

a: coeficiente de extinção (cm^{-1})

O coeficiente de extinção é calculado a partir da absorvância ou da transmitância. Normalmente, a absorvância é medida em espectrofotômetro UV/Visível em cubeta de 1 cm de trajetória. Para essa situação, o coeficiente de extinção pode ser relacionado com a absorvância através da seguinte expressão:

$$a = 2,303A \quad (7.26)$$

na qual:

a: coeficiente de extinção (cm^{-1})

A: absorvância (unidade de absorvância/cm)

7.4.2.3 Intensidade de radiação e tempo de exposição

A eficácia da desinfecção com radiação UV encontra-se diretamente relacionada à dose (quantidade de energia) absorvida pelos microrganismos. A dose é o produto da taxa de liberação de energia pela lâmpada (*intensidade*) pelo *tempo de exposição* a essa intensidade. As doses requeridas, usualmente reportadas em W.s/cm^2 , são bastante variáveis, uma vez que dependem das características do esgoto e dos objetivos da desinfecção.

Ao se considerar a cinética de desinfecção, por exemplo, a lei de CHICK (ver item 7.2.2), observa-se que a intensidade de radiação ultravioleta não é constante, pois ocorre absorção ao atravessar a lâmina líquida. Para considerar esse efeito utiliza-se a intensidade média (MOROWITZ, 1950) e a lei de CHICK passa ser expressa como:

$$N = N_0 \exp \left\{ -kt \frac{I_0}{aL} [1 - \exp(-aL)] \right\} \quad (7.27)$$

na qual:

N: concentração final (remanescente) de microrganismos (NMP/100 mL)

N₀: concentração inicial de microrganismos (NMP/100 mL)

k: constante de inativação (cm²/mWs)

t: tempo de exposição (s)

I₀: intensidade de radiação ultravioleta na superfície (mW/cm²)

a: coeficiente de extinção (cm⁻¹)

L: espessura da lâmina líquida ou trajetória percorrida pela radiação ultravioleta (cm)

A fração sobrevivente é proporcional ao produto da intensidade pelo tempo de exposição. Teoricamente, se esse produto (dose) for mantido constante, a eficiência será mantida inalterada, ou seja, quanto maior a intensidade menor o tempo de exposição ou quanto maior o tempo de exposição menor a intensidade. Entretanto, é conveniente utilizar tempos de contato menores e intensidades maiores, pois assim as unidades de desinfecção são menores, resultado em otimização de espaço.

7.4.2.4 Doses e constantes de inativação

Deve-se fazer diferenciação entre a dose aplicada e a dose recebida. O que é de interesse para a desinfecção é a dose recebida. A dose aplicada é usada para estimativa de consumo de energia e relaciona-se à potência nominal da lâmpada, enquanto a dose recebida relaciona-se à dose em comprimento de onda específico, por exemplo, 254 nm. A dose aplicada é a energia total que atinge a superfície da lâmina líquida (modelo com refletores) ou o volume total do líquido, conforme a equação a seguir.

$$D_a = I_0 t \quad (7.28)$$

na qual:

D_a: dose aplicada (mWs/cm²)

I₀: intensidade de radiação ultravioleta na superfície (mW/cm²)

t: tempo de exposição (s)

A dose aplicada por volume é calculada por:

$$D_{av} = \frac{I_o t}{L} 0,2778 \quad (7.29)$$

na qual:

D_{av} : dose aplicada por volume (W.h/m³)

I_o : intensidade de radiação ultravioleta na superfície do líquido (mW/cm²)

t : tempo de exposição (s)

L : espessura da lâmina líquida ou trajetória percorrida pela radiação ultravioleta (cm)

0,2778: fator de conversão de mW para W, s para h e cm para m

A dose recebida é a energia total que efetivamente está disponível para a inativação dos microrganismos.

$$D_R = \frac{I_m t}{L} 0,2778 \quad (7.30)$$

na qual:

D_R : dose recebida por volume (W.h/m³)

I_m : intensidade média de radiação ultravioleta (mW/cm²)

Na Tabela 7.13 estão apresentadas as doses para inativação de 90% da concentração inicial de microrganismos e a constante de inativação. É interessante observar as diferentes resistências dos microrganismos.

Os dados disponibilizados na Tabela 7.13 podem ser usados para dimensionamento de reatores de desinfecção. É importante observar que a dose refere-se à dose média recebida, pois deve-se considerar a absorção de radiação ultravioleta pelo líquido, isto é, quanto maior a espessura da lâmina líquida percorrida, maior a absorção.

Tabela 7.13 - Doses inativantes e constantes de inativação de alguns microrganismos irradiados com ultravioleta

Grupo	Microrganismo	Dose necessária para inativar 90% (mWs/cm ²)	Constante de inativação – cinética de primeira ordem (cm ² /mWs)
Bactéria	<i>Aeromonas hydrophila</i>	1,54	1,50
	<i>Bacillus anthracis</i>	4,5	0,51
	<i>Bacillus anthracis</i> (esporos)	54,5	0,0422
	<i>Bacillus subtilis</i> (esporos)	12	0,19
	<i>Clostridium tetani</i>	12	0,19
	<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	3,4	0,68
	<i>Escherichia coli</i>	3,2	0,72
	<i>Klebsiella terrigena</i>	2,61	0,882
	<i>Legionella pneumophila</i>	2,49	0,925
	<i>Legionella pneumophila</i>	1	2,3
	<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	6	0,38
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	5,5	0,42
	<i>Salmonella paratyphi</i>	3,2	0,72
Vírus	<i>Salmonella typhi</i>	2,5	0,92
	<i>Salmonella typhimurium</i>	8	0,29
	<i>Shigella dysenteriae</i>	2,2	1,05
	<i>Staphylococcus aureus</i>	5	0,46
	<i>Streptococcus faecalis</i>	4,4	0,52
	<i>Vibrio cholerae</i>	3,4	0,68
	Colifago	3,6	0,64
	Colifago MS-2	18,6	0,0124
	Bacteriófago F-específico	6,9	0,33
	Hepatite A	7,3	0,32
Protozoário	Vírus da gripe	3,6	0,64
	Poliovírus	7,5	0,31
	Poliovírus 1	5	0,5
	Poliovírus tipo 1	7,7	0,30
	Rotavírus	11,3	0,204
	Rotavírus SA-11	9,86	0,234
	Rotavírus SA-11	8	0,3
<i>Giardia muris</i>	82	0,028	
	<i>Acanthamoeba castellanii</i>	35	0,066

Fonte: Adaptados de CAMPOS & PIZZIRANI, (1977); DANIEL (1993); HARM (1980) e WEF (1996)

Notas:

1. Os autores acima reportam, eventualmente, diferentes doses e constantes de inativação para um mesmo microrganismo. Nesse sentido, os valores apresentados nessa Tabela referem-se, apenas, às doses e constantes de inativação mais elevados.
2. Listagens mais completas de microrganismos, doses e constantes de inativação são apresentadas em KOLLER (1958) e WEF (1996).

7.4.2.5 Avaliação do tempo de exposição e da intensidade de radiação

Por ser onda eletromagnética, não há como medir a dose recebida, cessada a exposição à radiação. Sendo assim, a dose recebida é medida enquanto o esgoto ou a água está recebendo a radiação. A determinação dessa dose é feita medindo-se o *tempo de exposição* e a *intensidade de radiação*.

O tempo de exposição teórico é facilmente determinado conhecendo-se a vazão e o volume do reator, ou seja:

$$t = \frac{V}{Q} \quad (7.31)$$

na qual:

t: tempo de exposição (s)

V: volume da unidade de desinfecção (m^3)

Q: vazão (m^3/s)

O tempo real poderá ser inferior ao tempo teórico, devido à formação de espaços mortos ou outras causas que desviam o escoamento da condição ideal.

A intensidade de radiação pode ser determinada por radiometria ou por actinometria. A utilização de radiometria exige que sejam feitas medições em diferentes pontos do reator fotoquímico, para se obter a intensidade média. O equipamento é provido de sensor específico para o comprimento de onda de interesse, normalmente 254 nm.

O método actinométrico utiliza-se de reações fotoquímicas para avaliar a intensidade de radiação. Os produtos químicos utilizados são padronizados, conhecendo-se o rendimento quântico, ou seja, a quantidade de produto formado por quantidade de radiação absorvida (mol de produto/einstein¹). É aplicável a reatores pequenos, de preferência em batelada ou sem escoamento, por motivos operacionais e econômicos. O ferrioxalato de potássio é o actinômetro de uso mais comum (HARRIS et al. 1987).

Há também a possibilidade de utilização de modelos matemáticos para estimar a intensidade de radiação, considerando a lâmpada como um somatório de fontes pontuais que emitem radiação em todas as direções, ou seja, formam uma esfera no entorno da fonte.

¹ einstein = 1 mol de fótons

É possível também usar bioensaios, em que se adiciona à água ou esgoto concentração conhecida de microrganismos desenvolvidos em cultura pura, com resposta conhecida à exposição à radiação ultravioleta. Conhecendo-se o tempo de exposição e as concentrações de microrganismos viáveis antes e depois da irradiação, é possível calcular qual a dose recebida.

7.4.2.6 Fotorreativação

O resultado final da exposição dos microrganismos à radiação ultravioleta, isto é, a inativação total ou parcial destes, reflete a relação mútua entre a formação de fotoprodutos letais e sua remoção por processos de recuperação que visam impedir a letalidade, preservando a espécie. Assim sendo, ao se avaliar a eficiência da desinfecção realizada com radiação ultravioleta, deve-se considerar os microrganismos que são capazes de se recuperarem após a irradiação.

São dois os mecanismos de recuperação dos microrganismos irradiados com ultravioleta (JAGGER, 1958):

- Reversão das alterações produzidas pela radiação ultravioleta - fotorreativação. A reversão é obtida por meio de recuperações fotoenzimáticas que monomerizam *in situ* os dímeros de pirimidina pela ação de enzima na presença de radiação de comprimento de onda de 300 a 500 nm.
- Substituição dos nucleotídis lesados pela radiação ultravioleta - recuperação no escuro. A substituição pode ser feita por meio de remoção da parte lesada e de uma seqüência de nucleotídeos adjacentes, com posterior ressíntese da seqüência original de nucleotídeos. Esse processo denomina-se recuperação por excisão-ressíntese, e é feito na ausência de luz.

A recuperação pós-irradiação será menor quanto maior for a dose recebida. Em doses elevadas, a quantidade de dímeros é maior que a capacidade de recuperação do microrganismo, não havendo tempo para reverter todas as alterações antes que inicie a duplicação da célula.

7.4.2.7 Tipos de lâmpadas UV

Há dois modelos de fontes artificiais de radiação ultravioleta: as lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio e as lâmpadas de média pressão de vapor de mercúrio.

As lâmpadas de baixa pressão emitem de 80 a 90% da energia no comprimento de onda de 253,4 nm, podendo ser consideradas monocromáticas. Deve ser observado que a energia emitida no comprimento de onda de 253,4 nm representa de 30 a 50% da potência nominal da lâmpada. O restante da energia é emitida

em outros comprimentos de onda e dissipada na forma de calor. A potência nominal é indicativo do consumo de energia, não da energia emitida. Existem no mercado lâmpadas de diferentes potências, variando de 4 a 50 W.

As lâmpadas de média pressão de vapor de mercúrio emitem em espectro mais amplo, variando de 180 a 1370 nm (USEPA, 1999). A potência nominal varia de 0,7 a 5 kW. Com isso o tempo de exposição e o número de lâmpadas são muito menores do que os utilizados nas unidades que empregam as lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio.

7.4.2.8 Circuito elétrico

O circuito elétrico para acionamento das lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio é igual ao usado em lâmpadas fluorescentes, optando-se preferencialmente por reatores de partida rápida. Estes reatores deverão ficar em local de fácil acesso, ventilado e protegido de águas pluviais e do próprio esgoto que está sendo desinfetado.

7.4.2.9 Tipos de fotoreatores

Basicamente, a desinfecção com ultravioleta é conseguida através da exposição dos microrganismos presentes nos esgotos à radiação emitida por lâmpadas de ultravioleta. Essa exposição dos esgotos à radiação UV é feita em canais ou em dutos sob pressão, denominados reatores fotoquímicos ou fotoreatores. Os fotoreatores utilizados na desinfecção são basicamente de três modelos:

- lâmpadas sobre o líquido, fixadas em refletores (ver Figura 7.13a);
- lâmpadas imersas, protegidas por material transparente à radiação ultravioleta (ver Figura 7.13b);
- lâmpadas externas a tubos transparentes, no interior dos quais escoa o líquido (esse modelo é pouco utilizado) (ver Figura 7.13c).

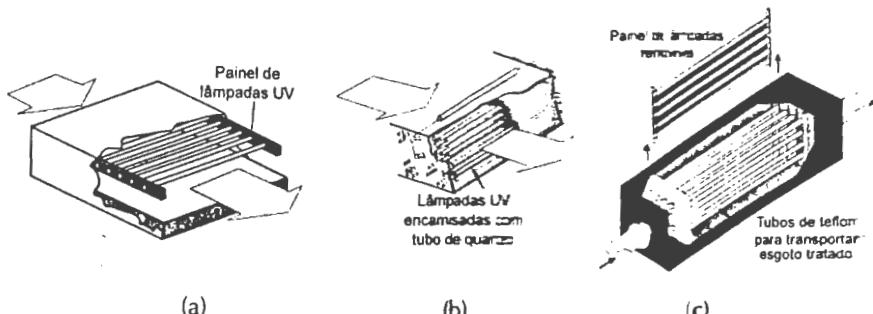


Figura 7.13 - Diferentes modelos de fotoreatores

Para construção de refletores, utiliza-se, normalmente, o alumínio por ser um dos materiais que melhor reflete a radiação ultravioleta.

O modelo que utiliza as lâmpadas imersas necessita de proteção para manter a lâmpada sem contato com o líquido, mantendo assim a temperatura ótima de funcionamento e facilitando a limpeza, pois a matéria orgânica e inorgânica depositam na superfície, o que exige limpeza periódica. O revestimento da lâmpada deve ser preferencialmente constituído de tubo de quartzo que absorve, no máximo, 5% de radiação ultravioleta. Como alternativa podem ser usados tubos de Teflon, porém com a desvantagem de absorverem até 35% da radiação ultravioleta (USEPA, 1999). Essa perda de energia é comparável à perda que ocorre em refletores de alumínio polido, usados em sistema com lâmpadas emersas (DANIEL, 1993).

7.4.3 Experiências no âmbito do PROSAB

As pesquisas de desinfecção de esgoto sanitário utilizando radiação ultravioleta foram iniciadas na Escola de Engenharia de São Carlos em 1997. Os trabalhos realizados, desde então, comprovaram a viabilidade técnica, econômica e ambiental da radiação ultravioleta. Ao contrário do que se imaginava, é possível desinfetar esgoto com sólidos suspensos totais acima da concentração máxima que a literatura recomenda, chegando-se a obter até 5 unidades logarítmicas de inativação de coliformes fecais, para efluentes com DQO de até 250 mg/L, SST de até 70 mg/L, absorbância (254 nm) de até 1,28 e dose recebida de pelo menos 12,5 Wh/m³.

Provou-se que a radiação ultravioleta é eficaz para a desinfecção de efluentes de lagoas de estabilização, reatores anaeróbios e sistemas de lodos ativados, desde que seja mantida a dose recebida, o que significa maior consumo de energia para a desinfecção de efluentes de pior qualidade.

Na Figura 7.14 está apresentada uma unidade de laboratório que utiliza lâmpadas fixadas em refletor de alumínio. Esta unidade, de fácil operação, possibilita a obtenção de parâmetros para projeto, que podem ser usados para dimensionamento de outros modelos, por exemplo, o de lâmpadas imersas e revestidas com tubos de quartzo.

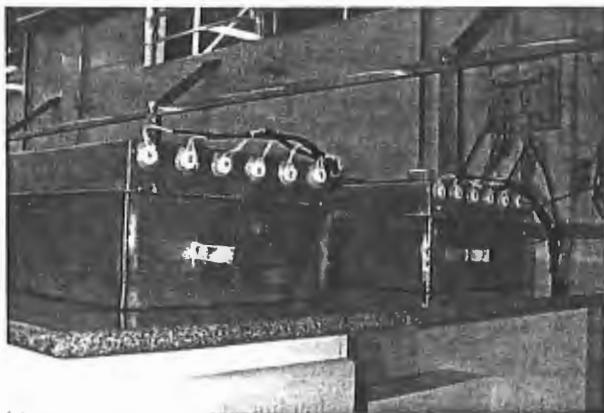


Figura 7.14 - Vista geral de unidade de laboratório utilizada para desinfecção com radiação ultravioleta

Na UFMG, os experimentos com desinfecção vêm sendo realizados com um Fotorreator UV simplificado, operado com fluxo contínuo, implantado a jusante de um sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio de esgotos, composto de reator UASB e Filtro Biológico Percolador (FBP). O Fotorreator consiste de uma unidade tubular, construída com tubo PVC tipo esgoto, de diâmetro nominal 100 mm, com 45 cm de altura total. No eixo da tubulação foi adaptada uma lâmpada de vapor de mercúrio de baixa pressão, potência nominal de 15 W. O esgoto proveniente do sistema UASB/FBP entrava na câmara de desinfecção pela parte inferior do tubo e saía pela parte superior (ver Figura 7.15).

Foram realizadas diversas baterias de testes, configurando várias condições operacionais em relação às variáveis *tempo de exposição* e *intensidade de radiação UV*. Foram obtidos excelentes resultados de inativação de *Escherichia coli* e de ovos de *Ascaris lumbricoides*, para tempos de exposição acima de 20 segundos, correspondendo a doses de radiação da ordem de 6,7 mW.s/cm². Para tempos de exposição da ordem de 40 segundos (doses de 14 mW.s/cm²), foram obtidas eficiências médias de remoção de *E. coli* da ordem 5 e 4 unidades logarítmicas, para os efluentes do FBP e do reator UASB, respectivamente. Em relação à inativação de ovos de *A. lumbricoides*, inoculados no efluente do FBP, foram obtidas eficiências médias da ordem de 90%, para tempos de exposição de 40 e 60 segundos (doses de 14 e 20 mW.s/cm²).

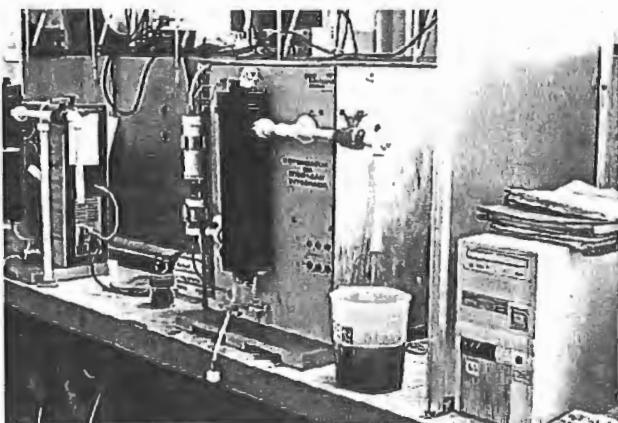


Figura 7.15 - Vista geral do Foto-reactor simplificado utilizado para desinfecção com radiação ultravioleta

7.4.4 Aspectos relativos à operação e manutenção

A operação dos reatores de desinfecção é simples, consistindo, basicamente, na limpeza das instalações e verificação do funcionamento das lâmpadas, substituindo as que estiverem queimadas.

Os equipamentos comerciais disponíveis no mercado possuem sistema de limpeza manual ou mecanizada. Independente do modo de acionamento, esse equipamento retira as impurezas depositadas, raspando-as com anel de material flexível que se ajusta perfeitamente à superfície do tubo externo que reveste a lâmpada. Essa limpeza mecânica não é eficiente para remover os produtos inorgânicos que precipitam, sobretudo carbonato de cálcio. Para remover esse material, utilizam-se produtos químicos solventes que são injetados quando o anel de limpeza desloca-se sobre o tubo de proteção, não sendo necessário interromper o funcionamento da unidade de desinfecção. Nos modelos com limpeza manual, o raspador é acionado manualmente com a unidade em funcionamento. Para a limpeza do material precipitado é necessário remover as lâmpadas e fazer a limpeza manualmente.

A substituição periódica é feita, em média, uma vez por ano. É conveniente salientar que normalmente as lâmpadas não queimam, simplesmente ocorre o desgaste dos eletrodos, reduzindo a emissão de radiação, atingindo potência radian- te não mais suficiente para manter a eficiência de desinfecção nos níveis desejados.

As lâmpadas apresentam, em média, vida útil de 7.500 a 10.000 horas, o que representa funcionamento contínuo por um ano ou mais. A energia emitida pela lâmpada reduz-se ao longo do tempo, sendo que, em média, após 100 horas de funcionamento, a lâmpada emite aproximadamente 70% da energia irradiada nas primeiras horas de uso (USEPA, 1999). Essa redução de energia dever ser considerada no dimensionamento das unidades de desinfecção.

Durante a operação é importante ficar atento e nunca se expor direta ou indiretamente à radiação ultravioleta, pois esta é cancerígena e causa catarata, mesmo em exposição de apenas alguns segundos. Portanto, antes de se realizar qualquer operação que exija a abertura do reator ou a retirada das lâmpadas, o circuito elétrico deve ser necessariamente desligado.

7.4.5 Exemplo de dimensionamento

Estimar as doses de radiação ultravioleta necessárias para se alcançar diferentes níveis de inativação de Escherichia coli. Dimensionar uma unidade para desinfecção de efluente de esgoto sanitário secundário, empregando radiação ultravioleta, com base nas informações apresentadas a seguir. Usar modelo com lâmpadas imersas.

a) Dados

- População: 10.000 habitantes
 - Vazão afluente média: $Q_{\text{med}} = 1.478 \text{ m}^3/\text{dia}$ ($61,6 \text{ m}^3/\text{h}$)
 - Vazão afluente máxima diária: $Q_{\text{max-d}} = 1.670 \text{ m}^3/\text{dia}$ ($69,6 \text{ m}^3/\text{h}$)
 - Vazão afluente máxima horária: $Q_{\text{max-h}} = 2.246 \text{ m}^3/\text{dia}$ ($93,6 \text{ m}^3/\text{h}$)
 - Concentração máxima coliformes fecais no afluente: $N_o = 5 \times 10^5 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ (valor médio anual)
 - Concentração desejada de coliformes fecais no efluente desinfetado: $N \leq 1000 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$
 - Absorvância do esgoto a 254 nm, trajetória de 1 cm: 0,30 (valor máximo)
 - Lâmpadas: 30 W potência nominal, 9 W a 254 nm no início de funcionamento e perda de 30% na emissão de energia após 100 horas de uso.
 - Eficiência do refletor de alumínio: 70%
 - Transmitância do quartzo: 98%
- Fração sobrevivente: $\log \frac{N}{N_o} = -2,665 D_R^{0,1694}$ (D_R : dose recebida; equação obtida a partir dos dados de DANIEL, 1993). Equação válida para absorvância inferior a 0,765 e concentração de sólidos suspensos totais menor que 11,7 mg/L

b) Dimensionamento de instalação para desinfecção com radiação ultravioleta

Para atender às exigências de concentração de coliformes fecais menor que $1.000 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$, a fração sobrevivente deverá ser:

$$\frac{N}{N_o} \leq \frac{1000}{5 \times 10^5} \Rightarrow \frac{N}{N_o} \leq 0,002 \Rightarrow \log \frac{N}{N_o} \leq -2,70$$

Para essa fração sobrevivente, a dose recebida será:

$$\log \frac{N}{N_o} = -2,665 D_R^{0,1694} \quad D_R = \left(\frac{-2,7}{-2,665} \right)^{\frac{1}{0,1694}} \Rightarrow D_R = 1,1 \text{ Wh/m}^3 \text{ (a } 254 \text{ nm)}$$

Considerando dose média recebida de $1,1 \text{ Wh/m}^3$ (em comprimento de onda de 254 nm), para se obter a eficiência desejada calcula-se a dose aplicada:

$$D_{av} = \frac{P_{254}t}{\forall} \text{ (Wh/m}^3\text{)}$$

P₂₅₄: potência da lâmpada a 254 nm(W)

t: tempo de exposição (h)

\forall : volume desinfetado (m^3)

Cálculo do número de lâmpadas

O volume desinfetado por cada lâmpada pode ser considerado como sendo o produto da área de influência de cada lâmpada (quadrado com lado E, em que E é o espaçamento entre lâmpadas) pelo comprimento da lâmpada. Conhecendo-se este volume, calcula-se o espaço entre as lâmpadas. Para cálculo deste volume, considerou-se que a lâmpada tem 0,90 m de comprimento e desconsiderou-se o volume ocupado pelo tubo que reveste a lâmpada (tubo externo para proteção da lâmpada).

$$D_{av} = \frac{D_R a L}{1 - \exp(-aL)} = \frac{P_{254}t}{\forall} = \frac{P_{254}t}{e^2 C}$$

C: comprimento da lâmpada (m)

L=e/2: trajetória percorrida pela radiação ultravioleta (m)

a: coeficiente de extinção (m)

Fixando o tempo de exposição em 15 s e considerando que a perda de energia no invólucro de quartzo é de 2% e que a lâmpada perde 30% da potência radiante quando envelhece, ou seja, a potência efetiva da lâmpada é de 6,17 W:

$$\frac{6,17 \times \frac{15}{3600}}{e^2 0,90} = \frac{1,1 \times 69,1 \times \frac{e}{2}}{1 - \exp\left(-69,1 \frac{e}{2}\right)} \Rightarrow e = 9 \text{ cm}$$

Volume relativo a cada lâmpada: $V_l = 0,09^2 \times 0,90 = 0,00729 \text{ m}^3$

Para manter o tempo de exposição de 15 s para vazão máxima horária de 93,6 m^3/h , o volume total é:

$$\forall = tQ = \frac{15}{3600} 93,6 = 0,39 \text{ m}^3$$

Número de lâmpadas: $n = \frac{\forall}{V_l} = \frac{0,39}{0,00729} = 54 \text{ lâmpadas}$

7.5 DESINFECÇÃO COM OZÔNIO

7.5.1 Introdução

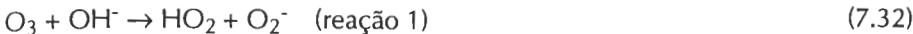
O ozônio, gás alotrópico do oxigênio, foi utilizado inicialmente para a desinfecção de água de abastecimento, para remover cor, sabor e odor. Data de 1906, em Nice, França, uso do ozônio, pela primeira vez, para desinfecção de água.

A finalidade do tratamento com ozônio difere nos usos para desinfecção de água e para desinfecção de esgoto. No primeiro caso, a inativação dos organismos patogênicos é obrigatoriamente total enquanto que, no segundo caso, é permitida a inativação parcial dos patogênicos, com concentração residual de microrganismos ativos variando de acordo com o uso pretendido para esgoto tratado.

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

O ozônio é, ao mesmo tempo, um agente desinfectante ativo, particularmente sobre os vírus, e um oxidante da matéria orgânica. Sua aplicação em tratamento de esgotos é, particularmente, melhor empregada nas estações de depuração biológica utilizando o oxigênio puro, pelo fato de reutilizar, no reator biológico, o gás ozônio excedente da câmara de ozonização (DEGRÉMONT, 1989). Todavia, não há impedimentos de se utilizar o ozônio para desinfecção de efluentes de outros processos de tratamento.

O ozônio é um gás produzido a partir de oxigênio do ar ou de oxigênio puro no local de utilização. O gás ozônio apresenta maior solubilidade na água que o gás oxigênio, sendo treze vezes mais solúvel que este. A quantidade de ozônio introduzida na água é limitada pela pequena concentração de ozônio na fase gasosa (de 15 a 20 g/Nm³ de ar), inerente aos meios de produção disponíveis. Uma vez dissolvido na água, o ozônio molecular não é estável, pois a sua forte reatividade com numerosos compostos minerais e orgânicos, faz com que o ozônio seja consumido, se desgasifique (fraca proporção) ou se decomponha em entidades radicalares (radicais hidroxil OH[•]), sob o efeito inicializador dos íons hidróxila (OH⁻) (reações 1 e 2). Estas entidades radicalares podem reagir de novo com o ozônio (reação 3) para regenerar o radical hidroperóxido, que mantém a reação de consumo de ozônio, com produção de radicais hidroxila (reação 2). Assim, a concentração de 5 mg/L de ozônio na água pura, em pH 8, será reduzida à metade após 20 a 30 minutos (LEGUBE, 1996).



A presença de compostos orgânicos e/ou minerais que reagem com o ozônio reduzem sua estabilidade. Por outro lado, certos compostos estabilizam o ozônio na água, reagindo e inativando os radicais hidroxila, iniciadores do ciclo de decomposição do ozônio. Os principais inibidores da decomposição do ozônio são os íons carbonato e bicarbonato.

O ozônio é um dos melhores desinfetantes que atuam como oxidantes em tratamento de águas de abastecimento. Numerosos dados referentes à sua ação sobre os microrganismos estão disponíveis na literatura especializada. A vantagem em relação aos outros desinfetantes advém de sua maior eficiência na inativação de vírus e de cistos de protozoários. A excelência do processo de desinfecção com ozônio deve-se aos seguintes aspectos principais (MASSCHELEIN, 1980):

- rapidez da ação de desinfecção, devido ao seu elevado potencial de oxidação-redução;
- elevada eficiência de inativação de microrganismos no tratamento de águas de abastecimento e resíduárias;
- baixa toxicidade encontrada nos efluentes tratados.

7.5.2 Aspectos relativos a projeto

7.5.2.1 Principais variáveis intervenientes

As principais variáveis que influenciam a eficiência do processo de desinfecção são: o pH, a alcalinidade, a temperatura, a matéria orgânica, os sólidos em suspensão, a concentração em ozônio dissolvido (ou ozônio residual) e os sistemas de contato ar ozonizado-água (tanque de contato).

- pH: em meio alcalino, o ozônio se decompõe mais rapidamente. Por outro lado, mantendo-se um residual constante, as atividades bactericida e virucida ficam estáveis na faixa de pH 5,6 a 9,8.
- Alcalinidade: a presença de bicarbonato e carbonato inibe a decomposição do ozônio, mantendo-o na forma molecular, que é mais eficiente para a desinfecção.
- Temperatura: variações de temperatura compreendidas entre 0 e 37°C afetam relativamente pouco a eficiência desinfetante do ozônio (KINMAN, 1975; EVI-

SON, 1977). Nos casos mais extremos, a elevação da temperatura aumenta a cinética de inativação dos microorganismos.

- **Matéria orgânica:** grande quantidade de matéria orgânica resulta em maior demanda de desinfetante. Neste caso, o ozônio residual dissolvido na água aparece somente quando a taxa de desinfetante injetado ultrapassa a quantidade crítica correspondente à demanda de ozônio. Antes do surgimento de residual, pode-se observar a oxidação da matéria orgânica e, paralelamente, a inativação dos microorganismos de 1 a 2 log. Este fenômeno, interessante para o tratamento de esgoto, pode ser explicado pela existência de zona de forte concentração em ozônio na interface da fase líquido-ar ozonizado. Isto levou a proposições de novas tecnologias para melhor dispersão do ozônio no tanque de contato.
- **Sólidos em suspensão:** os sólidos em suspensão representam, em diversas ocasiões, veículo que possibilita a adsorção de microrganismos. Com freqüência, esta adsorção limita o efeito do ozônio e diminui a eficiência do processo de desinfecção, fazendo com que fração da quantidade de microorganismos seja dificilmente inativável, mesmo na presença de elevadas doses de ozônio.
- **Ozônio residual:** o ozônio residual é habitualmente considerado como parâmetro chave no término da desinfecção de águas. Após a aparição de ozônio residual na água, ou no esgoto, em concentração que atenda o mínimo exigido, as curvas de sobrevivência de microrganismos apresentam descontinuidade importante, traduzindo um aumento da cinética de inativação dos germes (comumente se fala em ausência ou presença). Em presença de ozônio residual, na faixa entre 0,1 e 0,4 mg/L, a cinética de inativação dos microorganismos, em particular dos vírus, pode ser descrita como uma reação de primeira ordem. Esta inativação resulta num aumento importante do potencial de oxiredução e ocorre relativamente rápida, entre dez segundos e cinco minutos, dependendo do tipo de microrganismo.

7.5.2.2 Ozonização de efluentes do tratamento biológico

Nos sistemas biológicos de depuração de esgotos, a aplicação de ozônio pode ser desejável em diversos pontos. Este oxidante será colocado em contato com diversos tipos de materiais: matérias solúveis coloridas, sólidos em suspensão, substâncias em dispersão coloidal, microrganismos, íons moleculares ou polimoleculares (exemplo: ácidos húmicos) simples ou complexos, micropoluentes incolores e não ionizados etc. (MARTIN, 1979).

As condições médias necessárias para a obtenção de inativação de 4 log de coliformes totais presentes em efluente secundário e em efluente terciário (filtração em areia) estão apresentadas na Tabela 7.14 e 7.15, respectivamente.

Tabela 7.14 - Condições para inativação de 4 log de coliformes totais em efluente secundário

Parâmetro	Condição 1	Condição 2
Tempo de contato (min)	26	13
Concentração de ozônio (mg/L)	8,5	11
Ozônio residual (mg/L)	0,1 a 0,3	0,5 a 0,7

Fonte: Adaptado de MASSCHELEIN (1980)

Tabela 7.15 - Condições para inativação de 4 log de coliformes totais em efluente terciário

Parâmetro	Condição 1	Condição 2
Tempo de contato (min)	13	9
Concentração de ozônio (mg/L)	7,5 a 8,5	6,5 a 10,8
Ozônio residual (mg/L)	0,6	0,5 a 0,6

Fonte: Adaptado de MASSCHELEIN (1980)

O risco de infecção pela bactéria *Salmonella* presente em esgoto sanitário é reduzido ou eliminado quando se obtém 4 log de inativação de coliformes totais, ou seja, o equivalente a dividir a concentração inicial de coliformes totais por 10.000 (MARTIN, 1979). Fixando-se em tal objetivo, é preciso destruir os microrganismos, sem no entanto ignorar que o ozônio pode também reagir com substâncias contidas no efluente. É evidente que a quantidade de ozônio a fornecer varia consideravelmente com as características físico-químicas do efluente.

Além de desinfetar, a ozonização de efluente secundário reduz os sólidos suspensos totais e reduz a concentração de sólidos suspensos totais pela flotação e pela solubilização. A ação oxidante do ozônio atua sobre as moléculas orgânicas que causam cor. Assim, o efluente desinfetado normalmente tem cor menor que o não desinfetado. Por consequência, ocorre redução de DBO, DQO, e absorvância em comprimento de onda de 254 nm. Por outro lado, o carbono orgânico total tem pequena variação.

Observações importantes:

- Sem o conhecimento das características físico-químicas do efluente é impossível fixar a dose de ozônio aplicada e a concentração residual para atingir a eficiência de desinfecção desejada. O ideal é que se façam testes com o efluente a ser desinfetado para definição da dose. Não se dispõendo destas informações pode-se, para efluente que apresente DBO e sólidos suspensos totais menor

que 30 mg/L, aplicar dose de ozônio de 6 a 11 mg/L, com valore de uso mais comum entre 8 e 10 mg/L, para obter 4 log de inativação de coliformes totais.

- A eficiência de desinfecção será maior em processos que utilizam tratamento físico-químico, constituído de floculação, flotação e pré-oxidação precedendo a desinfecção.

A aplicação de filtração biológica de efluente secundário com produção de efluente com DBO menor que 10 mg/L e sólidos suspensos totais menor que 5 mg/L reduz a dose de ozônio em 30% em relação ao efluente secundário.

O ozônio excedente na torre de ozonização pode ser enviado para o depurador biológico aeróbio secundário, com um efeito benéfico para a depuração. Sua concentração porém deverá ser limitada em 1 mg/L (MASSCHELEIN, 1980).

7.5.2.3 Produção de ozônio

O ozônio é produzido por descarga elétrica num gás contendo oxigênio segundo a seguinte reação:



Teoricamente são necessários 2960 kJ de energia para produzir 1 kg de ozônio, mas na prática os rendimentos não ultrapassam a 5% e o consumo real de energia é de 60 a 70.000 kJ/kg. A energia é perdida sob forma térmica, o que requer, junto ao aparelho de produção de O₃, um sistema de refrigeração para impedir o aquecimento do gás ozônio, que provoca rápida decomposição do oxidante.

A maioria dos aparelhos industriais utiliza a descarga "corona" dentro de tubos ou revestimento metálico interno, que recebe uma alta tensão. Um material dieletrico de vidro assegura a descarga entre este eletrodo e o duplo envelope de aço inoxidável ligado à terra (LANGLAIS, 1991) (Figura 7.16).-

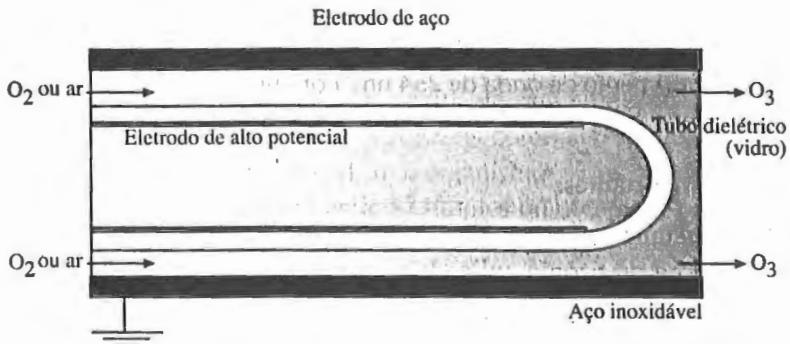


Figura 7.16 - Esquema de um tubo submetido a descarga elétrica para produção de ozônio

Os principais parâmetros que influenciam a produção de ozônio são a tensão e a frequência da corrente elétrica, assim como a qualidade e a pureza do gás utilizado. As frequências variam de 60 a 1000 Hz. As altas frequências apresentam melhores rendimentos e são aplicadas nas instalações que requerem produções elevadas. As tensões usualmente aplicadas variam de 20 000 a 30 000 volts (à 60 Hz) e de 15 000 a 20 000 volts (à 400 Hz).

Para efeito de economia, o ar é o mais utilizado como vetor de oxigênio, mas a concentração de ozônio na corrente gasosa não ultrapassa 40 g/Nm³, sendo uma concentração ótima econômica situada em torno de 20 g/Nm³. Com oxigênio puro, as concentrações econômicas são da ordem de 60 a 70 g/Nm³, mas é possível atingir até 130 g/Nm³.

Quando o ar é utilizado, torna-se necessário o seu acondicionamento. Sua preparação compreende compressor de ar, sistema de refrigeração do ar comprimido quente e sistema de secagem por meio da aplicação de materiais dessecadores (Al_2O_3 , gel de silício, peneira molecular etc.). Em pequenas ou médias instalações, utiliza-se sistema de secagem a frio, seguido de materiais dessecadores como os usados nos grandes equipamentos. É recomendável que a temperatura de ponto de orvalho do ar que entra nos dessecadores seja igual ou inferior a 80 °C. Isto é indispensável, pois em presença de vapor de água o rendimento cai e produz óxidos de nitrogênio (NO, NO₂, N₂O₅), que reagem com a água e formam ácido nítrico, que destrói as câmaras de geração de ozônio (LAPLANCHE, 2000).

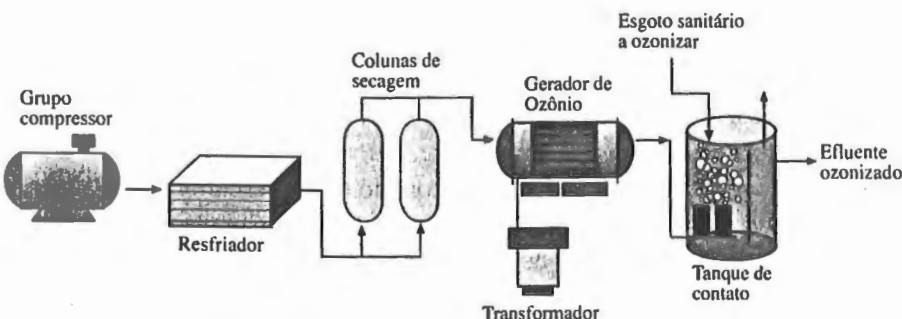


Figura 7.17 - Esquema típico de uma instalação de ozonização

7.5.2.4 Tanques de contato e transferência do ozônio para a água

A transferência de ozônio para a água baseia-se em conceitos de equilíbrio. A solubilidade do ozônio na água pura depende principalmente da temperatura (ela aumenta quando a temperatura diminui) e do pH (ela diminui quando o pH aumenta), ao passo que a velocidade de transferência depende de numerosas variáveis.

A aplicação do ozônio no tratamento de águas e efluentes é sempre realizada pela dispersão do gás na água ou no efluente (entre 0,4 e 5 g O₃/m³ de água, ou seja em torno de 0,01 a 0,2 Nm³ de ar/m³ de água) (LEGUBE, 1996). Várias formas de difusão são utilizadas, sendo as mais comuns:

- reatores ou tanques de contato para difusão de ar ozonizado através de placas porosas, aplicáveis para águas com baixa turbidez e fracamente concentradas em metais precipitáveis, isto é, geralmente em inter-ozonização e em pós-ozonização;
- hidrojetores, emulsantes e misturadores estáticos, aplicáveis principalmente para as águas brutas em pré-ozonização.

Os tanques de contato ou reatores de ozonização devem assegurar uma dupla função (LAPLANCHE, 2000):

- transferir 90% ou mais de desinfetante da fase gás para a fase líquida;
- assegurar o tempo de contato necessário para a desinfecção desejada e para as reações químicas ocorrerem.

7.5.2.5 Câmaras de difusão de bolhas

É o sistema mais convencional de introdução do gás ozônio na água a tratar. O gás é distribuído na base da coluna por sistema de difusão (discos porosos ou membranas) e a água circula em contra-corrente com o gás ou no mesmo sentido do gás. A altura da câmara de contato deverá ser, no mínimo, de 4,00 m e a área depende da vazão a tratar e do tempo de contato teórico escolhido. Geralmente os tanques são com chicanas (até 6 compartimentos), de maneira a assegurar um fluxo o mais próximo possível de escoamento pistão. A Figura 7.18 apresenta alguns exemplos desses tanques. O número de estágios em série depende da cinética de oxidação ou inativação dos poluentes ou organismos a eliminar.

No caso de cinética muito lenta ou lenta, o residual de ozônio aparece bem antes do fim da reação. Neste caso, a fim de manter o residual durante o tempo necessário para a reação, é vantajoso aumentar o número de estágios. No caso de cinética rápida, pode-se adotar apenas uma câmara.

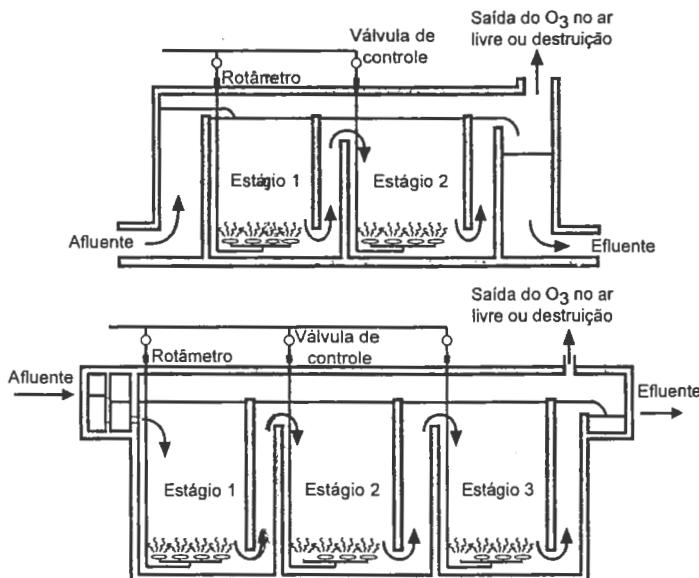


Figura 7.18 - Esquema de um tanque com chicanas para colocação do gás ozônio em contato com a água. Difusão do gás por discos porosos

7.5.2.6 Reatores equipados com turbinas

A água a tratar é introduzida na zona de aspiração da turbina que a joga para baixo, ao encontro do fluxo do gás ozônio insuflado debaixo dela. Uma emulsão fina de gás ozonizado/água se difunde na totalidade na parte de montante do tanque e é novamente capturada pela turbina, onde a vazão de reciclagem representa várias vezes a vazão de água a tratar. O reator da turbina deverá ser bem estudado para provocar o cisalhamento das bolhas de gás ozonizado e assegurar assim uma boa difusão da mistura gás com o líquido.

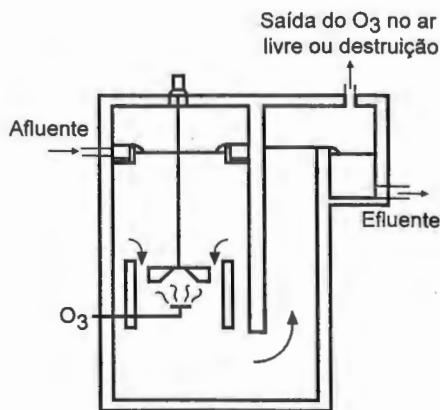


Figura 7.19 - Tanque de contato equipado com turbina

7.5.2.7 Reatores com injetor de gás ozônio

Construindo o tanque com um tubo central onde chega o afluente à tratar, a vazão no tubo aspira o ar ozônio e alimenta o tanque pelo fundo. A velocidade deverá ser tal que quebre as bolhas e carregue a emulsão criada no sentido descendente.

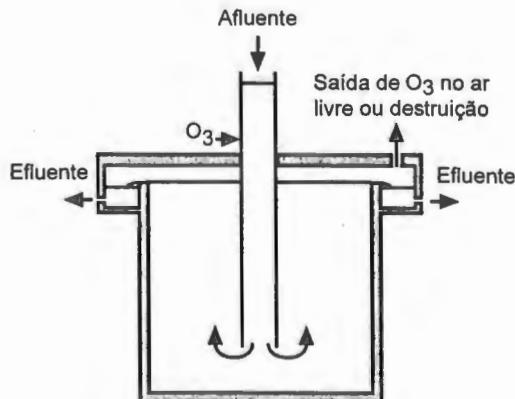


Figura 7.20 - Tanque de contato por injetor

7.5.2.8 Reator tipo “tubo em U”

É o reator que melhor transfere o gás ozonizado para o líquido, através de uma forte pressão e grande área de troca. O reator dispõe de uma parte central descendente, na qual é introduzido o gás ozonizado e disperso, seja por um sistema de tubos de injeção, seja por um sistema que assegura a difusão na forma de finas bolhas. Após a aplicação do ozônio, a emulsão criada desce até o fundo do tubo. Durante este percurso, a pressão aumenta continuamente em função da profundidade do tubo. Ao fundo do tubo em U, a emulsão gás-líquido é excelente e o diâmetro das bolhas torna-se muito pequeno, o que garante grande área de troca. A emulsão após sair do tubo descendente, sobe até a superfície, aumentando o diâmetro das bolhas. Os parâmetros de dimensionamentos do tubo em U são:

- a velocidade descendente da emulsão dentro do tubo central;
- a relação G/L da vazão do gás com a vazão do líquido, expressa em porcentagem;
- a perda de carga total do sistema no regime bifásico.

A velocidade descendente do líquido está compreendida entre 1,6 e 1,8 m/s e a relação G/L máxima é de 17 %.

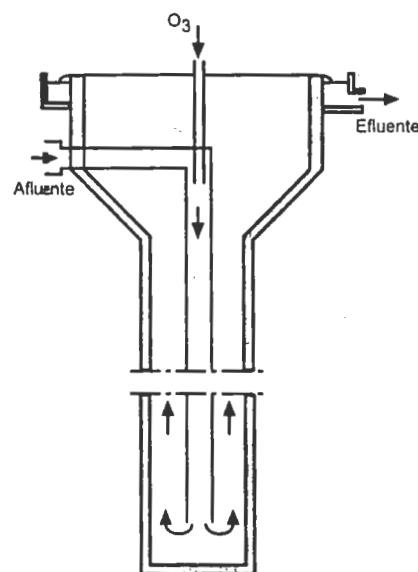


Figura 7.21 - Tanque de contato tipo “Tubo em U”

7.5.2.9 Misturadores estáticos

São sistemas de transferência de ozônio para o líquido, que utilizam alta energia com perda de carga entre 2 a 4 mca. Os misturadores estáticos são peças fixas instaladas no interior das canalizações e que asseguram a mistura por divisão e recombinações sucessivas dos diferentes fluxos.

Em termos de transferência de massa, sua principal vantagem é a de permitir a passagem, para a fase líquida, de 60 à 80 % do ozônio, em tempo de contato da ordem de segundos. Os misturadores estáticos são geralmente seguidos de tanque de contato, que permite, ao mesmo tempo, desgaseificar e desinfetar.

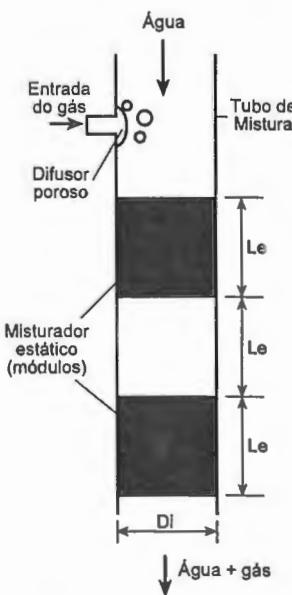


Figura 7.22 - Misturador estatico

7.5.3 Aspectos relativos a operação e manutenção (metodologias de análise)

7.5.3.1 Concentração de ozônio no gás

A concentração de ozônio no gás, tal como se pratica em estações de tratamento, repousa principalmente sobre o método iodométrico manual e sobre o método por espectrometria UV, diretamente sobre o fluxo gasoso, neste último caso. No

Último método, os valores de concentração no gás deverão ser multiplicados pela vazão gasosa, para calcular as concentrações de ozônio aplicadas no tratamento. A manipulação das amostras para determinação de ozônio em laboratório deverá ser feita com precaução, de forma a transportar a amostra coletada sem alteração do conteúdo de ozônio.

O volume de gás "borbulhado", no caso do método iodométrico, é medido com ajuda de um contador volumétrico de gás, e a vazão que atravessa a célula do espectrômetro UV, com a ajuda de rotâmetro. Nos dois casos, as concentrações nos gases devem estar relacionadas com as condições normais de temperatura e pressão (CNTP), isto é, 0 °C e 1 atm. A lei dos gases perfeitos é utilizada para fazer as correções.

7.5.3.2 Concentração de ozônio na água ozonizada

A concentração de ozônio na água ozonizada pode ser efetuada pelo método específico ao trisulfonato índigo. Este método tem por base o princípio da oxidação seletiva de uma molécula orgânica colorida, pelo ozônio molecular, nas condições experimentais. A descoloração é proporcional à concentração de ozônio da água analisada.

7.5.3.3 Aspectos econômicos da ozonização

A somatória completa do custo da ozonização deverá considerar os custos do investimento e os custos de operação, que compreendem, tanto as despesas com energia como de manutenção e salários dos operadores. Estas diferentes variáveis variam de acordo com as condições econômicas do momento, principalmente para as grandes instalações, para as quais a dependência de materiais e equipamentos importados aumenta.

A propósito, a concentração normal de operação, e então a vazão de gás, tem influência oposta quando se considera a parte de condicionamento do gás e a transferência do gás para o líquido, ou a parte de geração do ozônio. O custo de investimento e de operação do condicionamento do gás aumentará com a quantidade de gás, enquanto que o rendimento dos geradores de ozônio aumentam. O custo de operação está fortemente influenciado pelo custo da energia elétrica.

As instalações que funcionam com ar, que é o caso da maioria das instalações, são capazes de produzir entre 1 e 30 kg de ozônio por hora. As instalações funcionando com oxigênio ou com oxigênio reciclado terão o custo determinado seguindo o mesmo caminho, sendo que o custo do oxigênio puro entrará em consideração.

No cálculo dos custos devem ser consideradas as seguintes variáveis:

- secagem do ar;
- destruição do ozônio em excesso;
- produção de ozônio;
- recuperação do ozônio em excesso;
- forma de colocação em contato com a água ou efluente a tratar;
- otimização da concentração de ozônio no gás.

7.5.3.4 Toxicidade e riscos da ozonização

Toxicidade do ozônio

A presença do ozônio no nosso ambiente é muitas vezes considerado favorável ou, ao contrário, indesejável. É por isto que em grandes altitudes se procura preservar a camada de ozônio que filtra e nos permite suportar sem perigo a radiação ultravioleta solar. Ao contrário, na atmosfera que nós respiramos, o ozônio em concentrações entre 0,3 e 0,5 ppm manifesta-se agressivo sobre as vias respiratórias e a mucosa ocular, ocorrendo casos de toxicidade aguda com aparecimento de edema pulmonar. A concentração atmosférica perigosa é pouco conhecida, mas a inalação de uma atmosfera com 50 ppm durante 30 minutos é, sem dúvida, fatal.

A inalação de concentrações mais fracas, inferiores à 0,2 ppm, durante 3 horas ou mais, pode causar diminuição da visão noturna, acompanhada de cansaços extremos e de incapacidade de coordenação dos movimentos. É por isto que a exposição média horária não deve ultrapassar, mais de uma vez por ano, 0,1 ppm, ou seja, 0,2 mg/m³ar. O Canadá adotou 0,1 ppm durante uma hora, e 0,03 ppm durante 24 horas.

O ozônio é pouco tóxico para os organismos aquáticos, sendo que os riscos mais freqüentemente evocados referem-se à formação de compostos mutagênicos, a partir dos numerosos produtos residuais industriais.

Riscos no trabalho associados ao ozônio

Depois da toxicidade do ozônio, principalmente sobre as vias respiratórias, é necessário chamar a atenção sobre os efeitos que o ozônio pode provocar sobre os indivíduos que estão expostos profissionalmente, principalmente o pessoal de grandes estações com grandes produção de ozônio.

Nenhum caso fatal provocado pela exposição ao ozônio foi relatado, que se tenha conhecimento, mas em diferentes relatórios de operação, graves acidentes de intoxicação pelo ozônio foram descritos.

O tratamento específico para a intoxicação do ozônio não existe. O tratamento sintomático consiste em apenas repouso, oxigênio, analgésico, antibióticos e anti-tosse.

A prevenção da intoxicação profissional pode ser obtida evitando a exposição das pessoas que sofrem de infecções ou outras doenças das vias respiratórias. Vários países fixaram TLV (threshold limit value) de 0,1 ppm de ozônio, para um período de quarenta horas por semana, e valor limite para tempo de exposição de 10 min igual a 0,3 ppm.

Equipamento de proteção em caso de intervenção

Nas condições normais de funcionamento, o teor de ozônio nos locais de ozonização e em suas vizinhanças deverá ser mantido abaixo de 0,1 ppm. Para isto, é necessário haver meios de destruição do ozônio residual no ar ambiente e dispositivos de ventilação. Entre outros, em casos de acidentes, é preciso dispor de meios de proteção individual.

Para as fracas concentrações em ozônio, até 5 ppm, o uso de uma máscara filtrante será suficiente. As máscaras empregadas devem ser feitas com materiais resistentes ao ozônio, à base de *hypalon*. Elas devem cobrir toda a face, afim de proteger os olhos da ação irritante do ozônio. Os cartuchos filtrantes devem ser de modelos próprios para o ozônio. Por medidas de precaução, o emprego das máscaras filtrantes deve ser previsto para usos de curta duração, da ordem de 30 minutos.

Para teores maiores que 5 ppm, ou para intervenções em grandes tempos, é preciso empregar aparelhos respiratórios autônomos, nos quais a máscara é alimentada por oxigênio comprimido.

Em casos de inalação accidental, a primeira medida é de por imediatamente a pessoa em repouso, para diminuir a sensação de sufoco provocado pela irritação das vias respiratórias, enquanto se aguarda por socorro especializado.

Destrução do ozônio em excesso

O ar ozonizado, emanado dos tanques de contato, contém ainda uma fraca concentração em ozônio, que deverá ser eliminada antes de lançar na atmosfera.

Atualmente, as estações de tratamento de água ou de efluentes, que utilizam ozônio, aplicam um dos três seguintes métodos para destruir o ozônio no ar efluente: processo catalítico, processo térmico e processo de adsorção com carvão ativado.

7.6 OUTROS MÉTODOS DE DESINFECÇÃO

7.6.1 Introdução

O controle da população de microrganismos presentes em um determinado sistema pode ser realizado através de procedimentos de desinfecção que utilizam agentes físicos (aquecimento, baixas temperaturas, radiação, filtração, dessecção) ou químicos (fenol e compostos fenólicos, álcoois, detergentes, halogênios, metais pesados e seus compostos). Dentre estes agentes, os métodos já descritos

(ação UV, cloração e ozonização) têm sido até o momento os escolhidos mais favoráveis para desinfetar os efluentes de sistemas de tratamento de esgotos. No entanto, existem outras opções que são amplamente usadas em outras aplicações e que são apresentadas nos itens seguintes.

7.6.2 Agentes químicos

O agente químico ideal para desinfecção de águas deve apresentar as seguintes características:

- deve ter uma atividade antimicrobiana de amplo espectro com baixas concentrações do produto químico;
- deve ser solúvel, estável, não tóxico e não corrosivo ou corante;
- deve ser homogêneo, para facilitar a sua aplicação, e não deve ser inativado por material estranho;
- deve ter atividade nas temperaturas típicas do ambiente onde é utilizado;
- deve ser inodoro ou apresentar odor agradável;
- deve ter alta disponibilidade e baixo custo;
- sua ação não deve causar desequilíbrios ambientais.

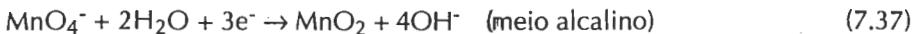
O meio aquoso, o solo e a atmosfera são exemplos de complexos sistemas que, na sua forma mais pura, refletem a existência de um delicado equilíbrio, no qual participam milhares de substâncias, entre as quais acontecem milhões de reações químicas. Partindo dessa base, pode-se, através de expressões químicas gerais, ter um entendimento mais profundo da ação dos desinfetantes uma vez colocados no ambiente, sem esquecer que o entendimento da natureza está sempre em aberto.

7.6.2.1 Permanganato de potássio

O permanganato de potássio ($KMnO_4$) é um bom oxidante, mas um desinfetante fraco. Como tal, pode ser usado principalmente naqueles pontos de uma estação

de tratamento onde se requer controle de odores, remoção de cor, controle de crescimento biológico, e remoção de ferro e manganês. O tempo de contato é relativamente alto. Ele também pode ser útil para controle de THMs e outros subprodutos de desinfecção, oxidando os precursores. O cloro pode ser deixado para ser aplicado num ponto posterior do processo (embora avaliando as modificações no tempo de contato devidas à mudança de posição).

Sob as condições de pH e temperatura normalmente encontrados nas águas de abastecimento, o permanganato oxida numerosas substâncias inorgânicas e orgânicas mediante a redução do Mn⁺⁷ (do permanganato) a Mn⁺⁴ (do dióxido de manganês, MnO₂) que é insolúvel e precipita saindo da solução. As semi-reações do permanganato são (CRC, 1990):



Para sua aplicação, o permanganato de potássio, que é comercializado em forma sólida, é dissolvido em local próximo das instalações onde vai ser usado. Ele é tóxico e irritante à pele e mucosas, devendo ser usado só nas quantidades necessárias para a oxidação prevista, evitando o excesso.

7.6.2.2 Iodo e bromo

Os halogênios, como já observado no caso do cloro, são fortes agentes oxidantes e, em virtude dessa propriedade, são altamente reativos e destroem os componentes vitais da célula microbiana.

O iodo é um dos mais antigos e eficientes agentes antimicrobianos. Foi reconhecido pela Farmacopéia Norte Americana no início de 1830 e utilizado para tratar ferimentos durante a guerra civil americana. Os sais solúveis em água mais usados são o iodeto de potássio e o iodeto de sódio, embora também se pode usar iodo puro dissolvido em álcool (tintura de iodo).

O iodo também é utilizado em forma de complexos de iodo (iodóforos), com compostos que atuam como carreadores e agentes solubilizadores. Exemplos são a polivinilpirrolidona e o povine-iodo. Esses iodóforos são germicidas como o iodo, com a vantagem, em aplicações médicas, de não corar e não ser irritantes para a pele. No entanto, por ter uma estrutura mais complexa de origem geralmente orgânica, o seu uso em águas pode não ser adequado.

O iodo é eficiente contra todas as espécies de bactérias. Ele é também esporicida, fungicida, viricida e amebicida. Entretanto, a velocidade pela qual os endósporos bacterianos são mortos pelo iodo pode ser diminuída pela presença de material orgânico.

Por ser um forte agente oxidante, o iodo pode destruir compostos metabólicos essenciais dos microrganismos por meio da oxidação. Por outro lado, a habilidade do iodo em combinar-se com o aminoácido tirosina resulta na inativação das enzimas e de outras proteínas.

7.6.2.3 Metais pesados (mercúrio, chumbo, zinco, prata, cobre)

Antigamente, a água era armazenada em recipientes de prata e cobre porque as pessoas notaram que os vasilhames de metal conservavam a água para beber. O cloreto de mercúrio era amplamente usado no começo do século XX como um desinfetante geral, mas desde então tem sido substituído por outros agentes menos tóxicos e corrosivos.

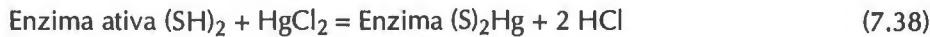
A capacidade de quantidades extremamente pequenas (partes por milhão) de certos metais, particularmente a prata, de exercer efeito letal sobre as bactérias é conhecida sob a denominação de ação oligodinâmica (do grego "oligos" = pequeno, "dinamikós" = poder).

O nitrato de prata (AgNO_3) tem sido usado para fins médicos, como prevenir infecções oculares por gonococos em recém nascidos ou em queimaduras.

O sulfato de cobre (CuSO_4) é efetivo como algicida em reservatórios abertos de águas e piscinas, e como fungicida no controle de infecções em plantas.

Compostos de zinco são também fungicidas usados em aplicações médicas (pé de atleta).

Os metais pesados inativam as proteínas celulares combinando-se com algum componente da proteína. Por exemplo, o cloreto de mercúrio inativa enzimas que contêm os grupos sulfidrilas (-SH):



7.6.2.4 Detergentes

São compostos que diminuem a tensão superficial e são utilizados para limpar superfícies. Eles se caracterizam por possuir na sua estrutura molecular um extre-

mo hidrófobico (se liga à água), e um extremo hidrofílico (se liga a substâncias orgânicas e gordurosas).

Dentre eles, os compostos quaternários de amônio (cadeias orgânicas ligadas a um átomo de nitrogênio central), são os compostos antimicrobianos mais largamente usados.

Os efeitos antimicrobianos dos compostos quaternários de amônio devem-se à desnaturação de proteínas das células, interferência nos processos metabólicos e lesão das células.

Pelas suas características orgânicas e devido à geração de escuma que eles proporcionam, estes antimicrobianos não se apresentam como favoráveis para serem usados na desinfecção de águas.

PELCZAR (1997) apresenta um resumo dos principais anti-sépticos e desinfetantes e suas aplicações, bem como um resumo esquemático dos sítios e mecanismos de ação de vários antimicrobianos.

7.6.3 Agentes físicos

Além da possibilidade de ações de desinfecção em grande escala proporcionada pelos agentes químicos, existem outros métodos que não os usam para exercer a ação desinfetante e que podem ter vantagens comparativas em ocasiões especiais:

7.6.3.1 Temperatura

A temperatura elevada é um dos métodos de maior eficiência e um dos mais utilizados na destruição de microrganismos. O calor úmido é muito mais eficiente que o calor seco para destruir microrganismos, porque causa desnaturação e coagulação das proteínas vitais como as enzimas, enquanto o calor seco causa oxidação dos componentes orgânicos da célula, o que acontece em maior temperatura. Na Tabela 7.16 podem ser observadas as temperaturas e tempos necessários para a morte de vários tipos de bactérias.

Tabela 7.16 - Tempos de destruição de alguns esporos bacterianos pelo calor úmido e calor seco

Espécie	Calor úmido		Calor seco	
	Temperatura (°C)	Tempo de morte (min)	Temperatura (°C)	Tempo de morte (min)
<i>Bacillus</i>	100	2 a 15	140	Acima de 180
<i>Anthracis</i>	105	5 a 10	160	9 a 90
			180	3
<i>Clostridium</i>	100	300 a 530	120	50
<i>botulinum</i>	110	32 a 90	130	15 a 35
	115	10 a 40	140	5
<i>Clostridium</i>	100	5 a 45	120	50
<i>perfringens</i>	105	5 a 27	130	15 a 35
	115	4	140	5
	120	1		
<i>Clostridium</i>	100	5 a 90	130	20 a 40
<i>tetani</i>	105	5 a 25	140	5 a 15
			160	12

Fonte: Adaptado de PELCZAR (1997)

Outros usos gerais da temperatura no controle de microrganismos são apresentados na Tabela 7.17. Temperaturas abaixo de 0 °C inibirão o metabolismo dos microrganismos em geral, bloqueando o crescimento microbiano, mas atuando principalmente como microbiostático e não como microbicida (inibe o crescimento mas não destrói os microrganismos). Essa propriedade é utilizada na amostragem de meios líquidos para posterior análise.

Tabela 7.17 - O uso da temperatura no controle de microrganismos

Método	Temperatura	Aplicações	Limitações
Calor úmido (autoclave)	121,6 °C a pressão de 15 lb/pol ²	Esterilização de instrumentos e meios	Ineficiente contra microrganismos presentes em materiais impermeáveis ao vapor; não pode ser utilizado em materiais termossensíveis
Água em ebulição	100 °C, 10 min	Destrução de células vegetativas em instrumentos, recipientes etc.	Endósporos não são mortos; não pode ser utilizado como esterilizante
Pasteurização	62,8 °C por 30 min, ou 71,7 °C por 15 seg	Destrução de células vegetativas de microrganismos patogênicos, e de muitos outros microrganismos, no leite, suco de frutas e em outras bebidas	Não é esterilizante
Calor seco (forno de ar quente)	170 a 180 °C por 1 a 2 horas	Esterilização de materiais impermeáveis ou danificáveis pela umidade (óleos, vidrarias, instrumentos cortantes, metais)	Destroi materiais que não suportam altas temperaturas por muito tempo
Incineração	Centenas de °C	Esterilização de alças de semeaduras, eliminação de carcaças de animais infectados, eliminação de objetos contaminados que não podem ser reutilizados	O tamanho do incinerador deve ser adequado à queima rápida e completa da maior carga; apresenta potencial de poluição do ar
Baixas temperaturas (congelamento)	Menor que 0 °C	Preservação de alimentos e outros materiais	Principalmente microbiostático em vez de microbicida
Nitrogênio líquido	- 196 °C	Preservação dos microrganismos	Alto custo do nitrogênio líquido

Fonte: Adaptado de PELCZAR (1997)

7.6.3.2 Radiações

Radiação eletromagnética é energia transmitida através do espaço ou através de um material. A quantidade de energia de uma radiação pode ser descrita através do chamado comprimento de onda, como as ondas de rádio, que apresentam os maiores comprimentos, e os raios cósmicos, que têm os mais curtos. A quantidade de energia de uma radiação é inversamente proporcional ao comprimento de onda: quanto menor o comprimento de onda, maior o conteúdo energético. Radiações de alta energia incluem raios gama, raios X e luz ultravioleta (nessa ordem). Estas radiações podem matar as células, inclusive microrganismos.

No caso de raios gama e raios X, a radiação tem energia suficiente para ionizar moléculas, como, por exemplo, as de água, que são quebradas em radicais hidroxila (OH^\bullet) e íons hidrogênio H^+ . Isto é importante porque os radicais hidro-

xila são altamente reativos e destroem compostos celulares como DNA e proteínas, produzindo então um efeito germicida indireto da radiação. As radiações ionizantes podem também atuar diretamente nos constituintes vitais da célula, inclusive nos microrganismos. Os sistemas que usam este tipo de radiação contém equipamentos caros e devem ser operados por pessoas treinadas, o que em princípio os fazem pouco interessantes para aplicações em desinfecção de esgoto.

7.6.3.3 Filtração

Já em 1884, Charles Chamberland, que desenvolveu a autoclave, descreveu o uso de um filtro para remover bactérias da água potável. Para purificar a água, ele utilizou porcelanas porosas na forma de um funil, uma técnica utilizada no laboratório de Pasteur, para separar microrganismos dos seus meios de cultura. Inicialmente os filtros eram de cerâmica, asbestos e vidro sinterizado. Muitos deles são agora substituídos por filtros de membrana de celulose, comumente referidos como membranas filtrantes.

As membranas filtrantes são discos de ésteres de celulose extremamente finos (cerca de 150 microns) com poros pequenos o suficiente para impedir a passagem de microrganismos. As suas vantagens são: têm poros de diâmetros conhecidos, uniformes e do tamanho desejado, absorvem pouco o fluido e são mais rápidas com relação aos antigos filtros. Além da esterilização da água, elas são úteis para separar diferentes tipos de microrganismos e para coletar amostras microbianas. Por exemplo, na análise microbiológica da água, elas têm a função de concentrar os microrganismos a partir de um grande volume da amostra. Também são úteis para eliminar microrganismos do ar (filtros de partículas).

7.6.3.4 Dessecação

Células microbianas vegetativas, quando dessecadas, interrompem suas atividades metabólicas, levando a um declínio na população total viável. Este processo físico de controle microbiano foi largamente utilizado antes do desenvolvimento da técnica de resfriamento de alimentos, e é ainda usado para secagem de frutas, carnes, pães e grãos. Na área de saneamento, é utilizado para o tratamento de lodos, que são dessecados geralmente pela ação dos raios solares. O tempo de sobrevivência dos microrganismos, após a dessecação, depende de vários fatores como: tipo de microrganismo, do material (substrato) onde são dessecados, da intensidade do processo de dessecação, e das condições físicas como luz, temperatura e umidade. Certas espécies de cocos Gram-negativos, como *Neisseria gonorrhoea* e *Neisseria meningitidis*, são mais sensíveis, morrendo em questão de minutos após a dessecação. As espécies de *Streptococcus* e outros cocos Gram-positivos são muito mais resistentes e podem sobreviver por várias horas, enquanto o *Mycobacterium tuberculosis* permanece viável por um longo período de tempo. Finalmente os endóspor-

ros bacterianos (bactéria coberta por uma parede celular espessa, resistente a agentes químicos e físicos) dessecados, podem permanecer viáveis indefinidamente.

7.7 ANÁLISE COMPARATIVA E CONCLUSÕES

O desinfetante mais amplamente utilizado em nível mundial é o cloro, estimando-se que participa em 70% de todas as operações de desinfecção. É, de longe, o mais barato, e é um bom desinfetante, causando o seu uso um impacto positivo imediato na saúde pública. Porém, é agora conhecido que o cloro introduz um problema crônico, muito mais sutíl e difícil de avaliar que o anterior, que é a produção de compostos carcinogênicos (THMs) quando reage com a matéria orgânica. Passados quase 30 anos desde os primeiros trabalhos divulgados com relação ao perigo dos THMs nas águas, se está ainda praticamente na mesma situação de uso do cloro, devido às vantagens econômicas do mesmo e à poderosa industria que funciona ao seu redor.

Simultaneamente, a necessidade de tratamento e desinfecção dos esgotos se faz cada vez maior, devido à deterioração da qualidade das águas dos mananciais, tanto superficiais quanto subterrâneos.

Frente a esse panorama, apareceram outros produtos químicos (dióxido de cloro e ozônio) e procedimentos físicos (radiação UV), como candidatos a ocupar um lugar nos procedimentos de desinfecção de águas. Cada um deles tem vantagens e desvantagens comparativas, conforme apresentado na Tabela 7.18. Ao bom profissional da área de engenharia sanitária e ambiental, cabe a decisão de que alternativa utilizar.

O dióxido de cloro é um poderoso oxidante e desinfetante que não produz THM por cloração direta. No entanto, ele pode produzir presença de cloritos e cloratos (potencialmente cancerígenos), e pode ter um efeito potenciador de THMs em outras etapas posteriores. Os subprodutos oxidados como aldeídos e cetonas e outros produzidos por ele, são também considerados potencialmente perigosos para a saúde humana, e ainda têm sido pouco estudados.

O ozônio é um excelente desinfetante e oxidante, mas também é potencialmente perigoso pelos mesmos motivos que o dióxido de cloro, pois produz toda uma série de subprodutos orgânicos diferentes dos que chegam na água a ser tratada. Sabe-se que a matéria orgânica fica numa forma mais biodegradável depois do tratamento com ozônio, então este fato deve ser levado em conta quando da utilização de ozônio. As águas que contém brometo reagem ao tratamento, produzindo compostos bromados potencialmente perigosos.

A radiação UV apresenta uma série de vantagens intrínsecas para a desinfecção de esgotos tratados, notadamente por não gerar subprodutos prejudiciais ao meio ambiente e por não ser tóxica para os peixes, mas apresenta baixas eficiências quando os teores de sólidos suspensos no efluente são mais elevados.

Tabela 7.18 - Aplicabilidade das principais alternativas de desinfecção

Parâmetro	Cloração com Cl ₂	Cloração e Descloração	Dióxido de Cloro	Ozônio	Ultravioleta
Tamanho da estação	Todos os tamanhos	Todos os tamanhos	Pequeno a médio	Médio a grande	Pequeno a médio
Nível de tratamento antes da desinfecção	Todos os níveis	Todos os níveis	Secundário	Secundário	Secundário
Confiabilidade dos equipamentos	Boa	Razoável a boa	Razoável a boa	Razoável a boa	Razoável a boa
Controle do processo	Bem desenvolvido	Razoavelmente bem desenvolvido	Razoavelmente bem desenvolvido	Razoavelmente bem desenvolvido	Razoavelmente bem desenvolvido
Complexidade relativa da tecnologia	Simples a moderada	Moderada	Moderada	Complexa	Simples a moderada
Preocupação com a segurança	Sim	Sim	Sim	No	No
Efeito bactericida	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom
Efeito virucida	Ruim	Ruim	Bom	Bom	Bom
Toxicidade para os peixes	Tóxico	Não tóxico	Tóxico	Não esperada	Não tóxico
Subprodutos prejudiciais	Sim	Sim	Sim	Não esperados	Não
Persistência do residual	Longa	Não	Moderada	Não	Não
Tempo de contato	Longo	Longo	Moderado a longo	Moderado	Curto
Contribuição para o Oxigênio Dissolvido	Não	Não	Não	Sim	Não
Reação com amônio	Sim	Sim	Não	Sim (com pH elevado)	Não
Remoção de cor	Moderada	Moderada	Sim	Sim	Não
Aumento de sólidos dissolvidos	Sim	Sim	Sim	Não	Não
Dependência do pH	Sim	Sim	Não	Pequena (pH elevado)	Não
Sensível à operação e manutenção	Mínima	Moderada	Moderada	Elevada	Moderada
Corrosivo	Sim	Sim	Sim	Sim	Não

Fonte: Adaptado de USEPA (1986)

7.8 BIBLIOGRAFIA

- ARCEIVALA, S.J. *Wastewater treatment and disposal: engineering and ecology in pollution control.* Marcel Dekker, Inc., New York, 1981, 892 p.
- BARROS, R. T. V., CHERNICHARO, C. A. L., HELLER, L., VON SPERLING, M. *Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios - Vol 2: Saneamento.* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 1995, 221 p.
- BELOHLAV, L.R, McBEE, E.T. Discovery and early work. In: *Chlorine: Its manufacture, properties and use.* ACS Monograph # 154, Reinhold Publ., New York, 1962; apud USEPA - United States Environmental Protection Agency. *Municipal Wastewater Disinfection - Design Manual*, EPA/625/1-86/021, Cincinnati, 1986, 247 p.
- CAMPOS, J. R, PIZZIRANI, J. A. Desinfecção com radiação ultravioleta. 9º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Belo Horizonte, 1997, 19 p.
- DANIEL, L. A. *Desinfecção de esgotos com radiação ultravioleta: fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos.* Tese Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos - USP, 1993, 212 p.
- DEGRÉMONT. *Memento Technique de l'Eau*, 9ª ed., vol 2, Editora Lavoisier, Paris, França, 1989.
- HARM, W. *Biological effects of ultraviolet radiation.* Nova Iorque, Cambridge University Press, 1980, 216 p.
- HARRIS, G. D., ADAMS, V. D., MOORE, W. M., SORENSEN, D. L. Potassium ferrioxalate as chemical actinometer in ultraviolet reactors. *J. Environmental Engineering Division - ASCE*, v. 113, n.3, 612-625, 1987.
- HOM, L. W. Kinetics of chlorine disinfection in an ecosystem. *Journal of the Sanitary Engineering Division, SA1*, p.183-195, 1972.
- HUFF, C. B., SMITH, H. F., BORING, B. S., CLARKE, N. A. Study of ultraviolet disinfection of water and factors in treatment efficiency. *Public Health Reports.* v.80, n.8, 695-705, 1965.
- JAGGER, J. Photoreactivation. *Bacteriological Reviews*, v. 22, 99-142, 1958.
- JORDÃO, E.P., PESSÔA, C.A. *Tratamento de esgotos domésticos*, ABES, Rio de Janeiro, 3ª edição, 681 p, 1995.
- KOLLER, L. R. *Ultraviolet Radiation.* John Wiley & Sons, 1952, 220 p.
- LANGLAIS, B. et al. *Ozone in Water Treatment: Application and Engineering.* "American Water Works Association Research Foundation: Compagnie Générale des Eaux", Lewis Publishers, 569 p., USA, 1991.
- LAPLANCHE, A. Le traitement à l'Ozone. *Apostila Curso ENSCR*, Rennes, França, 2000.
- LEGUBE, B et al. *Le traitement des Eaux de Surface pour la Production d'Eau Potable.* 188p, Guide technique, Université de Poitiers, França, 1996.

- MARTIN, G. *Seminaire du GRUTTEE*, Paris, França, 1979.
- MASSCHELEIN, W. J. et al. *L'Ozonation Des Eaux - Manuel pratique*. AIO3, 223p, ed Lavoisier, Paris 1980.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 1469 de 29 dez. 2000. Brasília.
- MOROWITZ, H. J. Absorption effects in volume irradiation of microorganisms. *Science*, v. 111, n.3, 229-230, 1949.
- OLIVER, B. G., COSGROVE, E. G. The disinfection of sewage treatment plant effluents using ultraviolet light. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, v. 53, n.4, 170-174, 1975.
- PHILLIPS, R. *Sources and applications of ultraviolet irradiation*. Academic Press, 1983, 434 p.
- SCHEIBLE, O. K. Development of a rationally based protocol for the ultraviolet light disinfection process. *J. Water Pollution Control Federation*, v.59, n.1, 25-31, 1987.
- SENS, M. L., LAPLANCHE, A., SAUZE, N., LANGLAIS, B. Effets des Anions Minéraux Sur la Décomposition de l'Ozone Dans l'Eau. *Revue Des Science de L'Eau*, França, v.3, p.325-341, 1990.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. *Municipal Wastewater Disinfection - Design Manual*, EPA/625/1-86/021, Cincinnati, 1986, 247 p.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. *Alternative Disinfectants and Oxidants. Guidance Manual*. Office of Water 4607, EPA 815-R-99-014, 1999, 330p.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos - Vol. 1: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 1995, 240 p.
- VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C.A.L. A comparison between wastewater treatment processes in terms of compliance with effluent quality standards. In: *Anais XXVII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*, AIDIS, Porto Alegre, 3-8 Dezembro 2000. Anais eletrônicos.
- WEF - Water Environment Federation. *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants - Volume II. Manual of practice No. 8*. Water Environment Federation, 1992, 1592p.
- WEF - Water Environment Federation. *Wastewater disinfection. Manual of practice FD-10*. Water Environment Federation, 1996, 299p.
- WEF - Water Environment Federation. *Wastewater disinfection. Manual of practice FD 10*. Water Environment Federation, 1996, 299 p.
- WEF - Water Environment Federation. *Operation of municipal wastewater treatment plants. Manual of practice MOP 11*. Water Environment Federation, 1996, 964 p.