

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL
– MESTRADO
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM GESTÃO E TECNOLOGIA
AMBIENTAL**

Ângela Martins Lourenço

**DESINFECÇÃO DE EFLUENTE SECUNDÁRIO DO SISTEMA UASB + WETLAND
POR FOTOOZONIZAÇÃO CATALÍTICA**

Santa Cruz do Sul, maio de 2008.

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

Ângela Martins Lourenço

**DESINFECÇÃO DE EFLUENTE SECUNDÁRIO DO SISTEMA UASB + WETLAND
POR FOTOOZONIZAÇÃO CATALÍTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ênio Leandro Machado
Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Lourdes Teresinha Kist

Santa Cruz do Sul, maio de 2008.

Ângela Martins Lourenço

**DESINFECÇÃO DE EFLUENTE SECUNDÁRIO DO SISTEMA UASB + WETLAND
POR FOTOOZONIZAÇÃO CATALÍTICA**

Esta Dissertação foi submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado, Área de Concentração Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Dr^a Simone Stülp
UNIVATES

Dr. Luciano Dornelles
Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Dr^a. Lourdes Teresinha Kist
Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC
Co-orientadora

Dr. Ênio Leandro Machado
Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC
Orientador

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente a minha família pelo amor, auxílio e compreensão nesta etapa de minha vida.

Meus agradecimentos ao meu orientador, Enio Leandro Machado e minha co-orientadora Lourdes Kist que muito me auxiliaram, contribuindo com aportes intelectuais e discussões técnicas de grande valia para elaboração deste projeto.

Em especial aos colegas de viagem, de curso e amigos do coração, Núbia Freitas, Cristiane Urbanski, Emitério da Rosa e Cinara Pes. Pois passamos por momentos juntos que jamais esqueceremos, foram quilômetros de distância, mas que sem um apoiando o outro isso se tornaria impossível.

Agradeço também aos acadêmicos Filipe Nerves e Leonardo Benvegnú que muito nós ajudaram e não mediram esforços para que o trabalho acontecesse.

Aos demais colegas laboratoristas, e bolsistas da instituição pela atenção e colaboração dispensada.

Aos Professores e funcionários do Mestrado em Tecnologia Ambiental.

A Secretaria Estadual de Educação do Rio Grande do Sul e 14^a CRE de Santo Ângelo, pela Licença para Qualificação Profissional.

Aos meus queridos alunos, colegas professores, funcionários e Direção da E.E.E. Médio Unírio Carrera Machado que me apoiaram e me ajudaram nesta caminhada, e agora só tem a ganhar com a minha qualificação.

A todos meu muito obrigada!

RESUMO

Este trabalho avaliou a aplicabilidade dos processos UV no reator tubular e UV/TiO₂/O₃ no reator tipo coluna para desinfecção de efluentes secundários da ETE piloto UASB + *Wetland* da UNISC. Buscou-se comparar o método mais eficaz de desinfecção vinculado ao projeto integrado do sistema de tratamento de esgoto de baixo custo. Os reatores foram testados com os mesmos tempos de funcionamento, de 0 a 60 minutos, ambos alimentados com os efluentes secundários estudados em pH=7,0. Os ensaios foram realizados com tempo de recirculação de 1 hora, vazão de 180 L h⁻¹ e lâmpadas germicidas de 30 W. Os resultados obtidos demonstraram a aplicabilidade dos reatores tipo tubular e coluna para desinfecção de esgotos tratados, sendo obtidas desinfecção total em tempos de detenção hidráulica de 4 min e 12 min, respectivamente, a partir das inativações de coliformes termotolerantes. Também, os experimentos utilizando o processo UV/TiO₂/O₃ demonstraram maior capacidade de oxidação em função das reduções da alcalinidade total e turbidez, indicando maiores potencialidades para a desinfecção.

Palavras-chave: desinfecção, UV/TiO₂/O₃

ABSTRACT

This work assessed the applicability of the UV, UV/TiO₂/O₃ processes through two photo reactors: the tubular and the column type for disinfection of secondary effluents of ETE pilot UASB + Wetland of UNISC. It was tried to compare the most efficient disinfection method linked to the project integrated to the system of low cost sewage treatment. The reactors were tested with the same detention times of 0 to 60 minutes, both fed with the studied secondary effluents in pH=7. The tests were carried out with a recirculation time of 1 hour, flow of 180 L h⁻¹, germicide lamps of 30W. The obtained results showed the applicability of the reactors of the tubular type and column for disinfection of treated sewage, obtained total disinfection in HDT's of 4 and 12 minutes, respectively, from the inactivation of thermo-tolerant coliforms. Also, the experiments using the UV/TiO₂/O₃ process had demonstrated to greater capacity of oxidation in function of the reductions of total alkalinity and turbidity, indicating major potentialities for the disinfection.

Keywords: disinfection, UV/TiO₂/O₃

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Comprimento de onda da radiação UV-C que inativa o DNA e RNA da célula	29
Figura 2.	Célula bacteriana sendo inativada pela ação da radiação UV no seu material genético	30
Figura 3	Esquema representativo da partícula de um semiconductor	33
Figura 4.	Unidade de tratamento de efluentes UASB+Wetland	35
Figura 5.	Coleta de efluentes secundários para ensaios de desinfecção na saída do Wetland 2	36
Figura 6.	Fotorreatores tubulares – parte externa	38
Figura 7.	Fotorreatores tubulares – parte interna	39
Figura 8.	Fotorreator tipo coluna	40
Figura 9.	Valores de densidade de radiação nas duas primeiras placas do fotorreator tipo coluna	46
Figura 10.	Gráfico com os resultados de absorbância com azul de metileno	47
Figura 11.	Gráfico das curvas de desinfecção para determinação comparativa dos coeficientes angulares	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Ocorrência típica de microrganismos patogênicos e microrganismos indicadores de esgoto bruto	21
Tabela 2.	Organismos específicos usados como o propósito de identificar a poluição de origem fecal	22
Tabela 3.	Principais doenças relacionadas às águas contaminadas por esgotos	23
Tabela 4.	Principais vantagens e desvantagens da aplicação da radiação UV na desinfecção de esgoto	28
Tabela 5.	Diferentes métodos para sistemas de catálise homogênea e heterogênea ...	31
Tabela 6.	Valores de concentração estabelecidos com a eficiência mínima fixada, em função das vazões e coliformes termotolerantes	34
Tabela 7.	Métodos analíticos para caracterização dos efluentes da unidade piloto	37
Tabela 8.	Itens operacionais para desinfecção via métodos UV/TiO ₂ /O ₃	42
Tabela 9.	Dados de caracterização do efluente do <i>Wetland 2</i>	43
Tabela 10.	Produção de ozônio no interior do fotorreator	44
Tabela 11.	Concentração de ozônio dissolvido no tanque equalizador/ozonizador contendo água destilada e deionizada	45
Tabela 12.	Resultados de variações de absorvância (log) com azul de metileno.....	46
Tabela 13.	Comparação de desempenho dos fotorreatores de ozonização catalítica com os dados da literatura	47
Tabela 14.	Condições operacionais do reator de fotoozonização catalítica segundo Hur et al. (2005)	48
Tabela 15.	Condições operacionais do fotorreator tipo coluna empregadas neste trabalho de fotoozonização catalítica	48
Tabela 16.	Resultados de desinfecção para os fotorreator tipo coluna e tubular	49
Tabela 17	Comparação de desempenho dos coeficientes de correlação dos fotorreatores tubulares e tipo coluna para os ensaios de desinfecção com os efluentes secundários do <i>Wetland</i>	49

Tabela 18	Caracterização dos parâmetros gerais de carga poluente antes e depois da desinfecção com o fotorreator tipo coluna	51
Tabela 19	Caracterização dos parâmetros gerais de carga poluente antes e depois da desinfecção com o fotorreator tubular.....	52

LISTA DE ABREVIATURAS

HO•	Radical hidroxila
DNA	Ácido desoxirribonucléico
RNA	Ácido ribonucléico
DQO _t	Demanda Química de oxigênio total
DQO _d	Demanda química de oxigênio dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
IARC	Instituto Internacional para pesquisa do câncer
FH	Fotocatálise Heterogênea
ANA	Agência Nacional das Águas
NMP	Número mais provável
NTU	Unidade turbidimétrica
pH	Potencial Hidrogeniônico
POAs	Processos Oxidativos Avançados
TDH	Tempo de detenção hidráulica
THM	Trihalometanos
SST	Sólidos suspensos totais
UASB	Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente
UV	Ultravioleta
<i>Wetland</i>	Áreas alagadas
OMS	Organização Mundial de Saúde
USEPA	Agência Americana de Proteção Ambiental

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	17
2.1 Agentes Infectantes no Meio Hídrico	17
2.2 Fundamentos sobre Métodos de Desinfecção para Efluentes Urbanos: Físicos e Químicos.....	23
2.2.1 Desinfecção por Agentes Químicos	24
2.2.1.1 Desinfecção por Cloro	24
2.2.1.2 Desinfecção por Ozônio	25
2.2.2 Desinfecção por Agentes Físicos.....	26
2.3 Método Oxidativos Avançados de Desinfecção	30
2.4 Parâmetros e Qualidade e Legislação	34
3 METODOLOGIA	35
3.1 Caracterização do Local de Estudo	35
3.2 Caracterização Analítica dos Efluentes	36
3.3 Concepção e Montagem dos Sistemas de Tratamento	38
3.3.1 Fotorreatores Tubulares	38
3.3.2 Fotorreator Tipo Coluna	39
3.4 Determinação de Ozônio - Método de Flamm	40
3.5 Ensaio de Tratamento.....	41
3.5.1 Estudos de Degradação do Azul de Metileno para Avaliação do decaimento cinético com Fotorreator Tipo Coluna.	41
3.5.2 Estudos de Desinfecção com reator Tipo Coluna.....	41
3.5.3 Estudos de Desinfecção com reator Tubular de Fotoirradiação	42
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	43
4.1 Caracterização Analítica dos Efluentes	43
4.2 Caracterização dos Parâmetros Operacionais do Fotorreator Tipo Coluna.....	44

4.3 Eficiência do Fotorreator Tipo Coluna.....	46
4.4 Eficiência de Desinfecção dos Fotorreatores Tubular e Tipo Coluna.....	49
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	53
6 REFERÊNCIAS	54

1 INTRODUÇÃO

A contaminação do meio ambiente é um dos maiores problemas da sociedade moderna. O aumento da população, principalmente, na área urbana, faz com que a contaminação fique cada vez pior.

Existe uma grande variedade de problemas relacionados à qualidade dos corpos d'água superficiais no Brasil. Em termos gerais, pode-se concluir que a principal pressão sobre os corpos d'água superficiais são os lançamentos domésticos *in natura*, já que apenas 47% dos municípios tem rede coletora de esgotos e somente 18% dos esgotos recebem algum tratamento. Como os lançamentos domésticos são ricos em matéria orgânica biodegradável, micronutrientes, microrganismos e sólidos em suspensão, o estado dos rios e dos reservatórios podem ficar comprometidos pela eutrofização, pela contaminação bacteriológica e pelas baixas concentrações de oxigênio dissolvido (ANA, 2005).

É importante ressaltar também que, apesar dos problemas ainda existentes, não se pode desprezar os avanços alcançados do que existiam décadas atrás. Pode-se fazer referência, como exemplo, o tratamento de esgotos urbano da Universidade de Santa Cruz do Sul, que em muitos casos vem revertendo o quadro de degradação da qualidade da água.

No Brasil, existe carência no que se refere ao saneamento básico. A falta de água potável e de saneamento básico é responsável, hoje, por 80% das doenças e 65% das internações hospitalares. Além disso, 90% dos esgotos domésticos e industriais são depositados sem tratamento nos mananciais de água (DANIEL, 2001).

O lançamento de esgotos sanitários, ainda que tratados, no interior de lagos e reservatórios ou nos cursos d'água próximo ao ponto de captação é extremamente impactante na perspectiva de transmissão das doenças de veiculação hídrica (DANIEL, 2001).

A presença de agentes patogênicos em esgotos está relacionado com um espectro amplo de microrganismos, desde esporos, cistos, bactérias, vírus até helmintos (MELIÁN, J. A. et al, 2000).

Núcleos urbanos desprovidos de rede coletora ou com cobertura em defasagem ao crescimento populacional acabam por eliminar resíduos líquidos em fossas ou valas, indo os conteúdos diretamente para o ambiente. A infiltração no solo, dependendo das características desse, pode atingir o lençol, contaminando-o. Com o esgoto correndo na superfície, a massa

de resíduo orgânico pode acumular-se na margem do fluxo, e entre o gradiente seco-líquido surge à matéria de consistência pastosa.

A desinfecção é um processo de tratamento que permite a destruição ou a eliminação dos microrganismos suscetíveis de transmitir doenças. Durante o processo de desinfecção busca-se inativar seletivamente espécies de organismos presentes no esgoto sanitário, em especial aquelas que ameaçam a saúde humana, como as causadas por vírus, bactérias e protozoários.

Os mecanismos envolvidos na desinfecção dos organismos patogênicos podem ser reunidos em três grupos que realizam a: a) destruição ou danificação da parede celular, do citoplasma ou do núcleo celular. O agente desinfetante atua sobre os componentes dessas estruturas celulares, impedindo que desenvolvam suas funções elementares adequadas; b) alteração de importantes compostos envolvidos no catabolismo, como enzimas e seus substratos, alterando o balanço de energia na célula; e c) alteração nos processos de síntese e crescimento celular, mediante alteração de funções como a síntese de proteínas, de ácidos nucleicos e coenzimas (DANIEL, 2001).

A desinfecção pode ser realizada por meio de processos artificiais e naturais. Os processos artificiais podem ser químicos (cloração, cloração/descloração, dióxido de cloro, ozonização, misturas oxidantes e outros) e físicos (radiação ultravioleta, radiação gama, filtração terciária, membranas filtrantes e outros). Os processos naturais incluem agentes biológicos na inativação dos patógenos (lagoas de estabilização e disposição no solo). Mas, tanto os processos artificiais como os naturais utilizam, isoladamente ou de forma combinada, agentes físicos e químicos para inativar os organismos-alvo (DANIEL, 2001).

No passado, um dos métodos talvez mais utilizados para a desinfecção de águas residuais foi à oxidação química com cloro. Até recentemente não existiam alternativas compactas à cloração de eficiência comprovada e custo competitivo. Além disso, não se conheciam desvantagens, nem riscos graves associados a utilização do cloro na desinfecção, desde que fossem respeitadas as regras de segurança para o transporte, manuseamento e armazenamento do produto. No entanto, o uso de cloro na desinfecção apresenta algumas desvantagens como, a descarga de efluente clorado no meio receptor resulta em liberação de cloro residual ou na formação de subprodutos indesejáveis de cloro (DANIEL, 2001).

Dados os problemas associados ao uso da desinfecção por cloro e do aparecimento de novas tecnologias de desinfecção, observa-se uma forte tendência em nível de restrição do uso da cloração e da sua substituição por tratamentos alternativos sem prejudicar o meio ambiente.

O interesse do uso de ozônio (O_3) para a desinfecção deve-se muito ao seu poder oxidante, pois trata-se de uma substância com elevado potencial de oxidação. É considerado mais eficiente que o cloro para a destruição dos microorganismos e, durante o processo de ozonização, não se verifica a formação de produtos residuais perigosos, visto que o ozônio se decompõe rapidamente. Mas, exige-se uma tecnologia mais complexa que a desinfecção por cloro ou por radiação ultravioleta e requer equipamentos mais sofisticados (GONÇALVES, 2003).

A desinfecção por radiação ultravioleta (UV) apresenta a cada dia que passa uma maior aceitação, mostrando custos competitivos, boas eficiências e vantagens em relação as tecnologia de desinfecção com recurso a produtos químicos. O sistema de radiação ultravioleta não produz resíduos nem subprodutos nocivos, podendo ser bastante eficiente para a destruição de vírus e bactérias, o que torna a tecnologia bastante interessante, também quando se pretende reutilizar o efluente tratado. A desinfecção por radiação ultravioleta constitui um processo físico que elimina os inconvenientes associados à manutenção e manuseamento de produtos químicos (GONÇALVES, 2003).

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs), também vêm sendo desenvolvidos com sucesso, pois são sustentáveis em longo prazo. São baseados na formação de radicais hidroxila (HO^\cdot), agente altamente oxidante. Devido a sua alta reatividade ($E^0=2,8V$), radicais hidroxila podem reagir com uma grande variedade de classes de compostos promovendo sua total mineralização para compostos inócuos como CO_2 e água (NOGUEIRA e JARDIM, 1998). A grande vantagem dos POAs é que durante o tratamento os poluentes são destruídos e não apenas transferidos de uma fase para outra como ocorre em alguns tratamentos convencionais. Isto o coloca como uma alternativa promissora para tratamento de efluentes (FERREIRA e DANIEL, 2004).

Dentre os POAs destacamos a fotocatalise heterogênea, através do catalisador dióxido de titânio (TiO_2), que é o mais usado por não ser tóxico, de baixo custo, insolúvel em água, foto-estabilidade, estabilidade química em uma ampla faixa de pH e possibilidade de ativação pela luz solar, reduzindo os custos do processo (FERREIRA, 2005). Vários estudos sobre a utilização da fotoxidação catalítica com TiO_2 foram realizados nas últimas décadas, aplicados em vários tipos de efluentes: industriais, domésticos, chorume e esgoto secundário (FERREIRA e DANIEL, 2004). Mas a principal aplicação do dióxido de titânio é a desinfecção de esgoto sanitário, que permite o controle de doenças de veiculação hídrica, destruindo os microrganismos patogênicos presentes no esgoto. Não gera subprodutos

carcinogênicos tais como os trihalometanos (THM), que pode vir ocorrer no processo por cloração.

Entretanto, os sistemas UV e UV/O₃/TiO₂ aplicados e pesquisados não exploram a potencialidade geradora de ozônio fotoquimicamente. Neste sentido, o presente trabalho objetivou a concepção e aplicação de sistema de fotoozonização catalítica usando dispositivo Venturi para transferência de ozônio do interior do compartimento de fotoxidação para tanque equalizador visando à desinfecção de efluentes secundários oriundo de sistema piloto UASB + *Wetland*.

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Caracterização do efluente secundário e comparação dos parâmetros poluentes críticos de acordo com a Resolução CONSEMA (RS) 128/06;
- Execução de estudos comparativos de aplicação dos fotorreatores tubular (UV) e tipo coluna (UV/TiO₂/O₃) no tratamento de efluentes secundários visando desinfecção total;
- Proposição de integração de processo de desinfecção para tratamento secundário do sistema UASB + *Wetland*.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Agentes Infectantes no Meio Hídrico

Todas as formas de vida existentes na Terra dependem da água. O uso da água nas suas mais diversas formas, independente do modo como tenha sido adquirida, provoca, despejos líquidos. Tecnicamente esses despejos são chamados de águas residuárias domésticas, esgotos domésticos ou esgotos sanitários.

A grande deficiência de saneamento básico na maioria das regiões brasileiras, em especial o tratamento de esgoto, expõe as pessoas ao contato direto ou indireto a doenças causadas por microrganismos presentes no esgoto sanitário.

O volume de esgotos sanitários lançados no solo ou em corpos d'água, em estado bruto ou insuficientemente tratado, constitui expressiva carga de organismos patogênicos excretados por indivíduos infectados no meio ambiente. Mesmo em locais onde há tratamento, são reais os riscos de contaminação de pessoas pelo contato direto ou indireto com efluentes tratados (GONÇALVES, 2003).

A transmissão de organismos patogênicos aos seres humanos pode ocorrer pela ingestão direta da água contaminada, não tratada; ingestão direta de água tratada de má qualidade; ingestão de alimentos contaminados; ou pela infecção resultante do contato da pele com água ou solo contaminado.

De acordo com Gonçalves (2003), os esgotos sanitários são as principais fontes de contaminação dos corpos d'água e do solo, transmitindo grande quantidade de bactérias, vírus, protozoários e helmintos patogênicos aos seres humanos.

A transmissão dos patógenos pode ser facilitada pelos seguintes fatores: alta carga excretada; baixa dose infectante; baixa imunidade; sobrevivência prolongada no meio ambiente; inexistência de período de latência no meio ambiente; existência de reservatório animal; inexistência de hospedeiro intermediários; resistência aos processos de tratamento de água e esgotos e múltiplos modos de transmissão (GONÇALVES, 2003).

Os principais microrganismos patogênicos encontrados nos esgotos sanitários são:

a) Bactérias: encontra-se em maior quantidade do que outros organismos no esgoto sanitário. As bactérias são organismos procarionte (sem carioteca), ou seja, núcleo definido,

unicelulares, quimio-heterotróficos ou quimio-autotróficas, dependendo da espécie, e se reproduzem por divisão binária simples. Uma fração importante da população de bactérias presentes no esgoto sanitário faz parte da microbiota do trato gastrointestinal dos seres humanos, (ex.: *E. coli*, *Klebsiella spp.*, *Enterobacter spp.*). Dentre elas destaca-se as bactérias coliformes termotolerantes, que por suas características são organismos indicadores de contaminação de águas (DANIEL, 2001).

Os coliformes termotolerantes vivem normalmente no organismo humano, existindo em grande quantidade nas fezes de humanos, animais domésticos, selvagens e pássaros. Na análise que acusar a presença de coliformes ainda não indica necessariamente água contaminada por bactérias patogênicas ou vírus, mas a probabilidade é muito grande. De acordo com a Portaria do Ministério da Saúde, em vigência, a análise deverá apresentar ausência de Coliformes em 100 mL de amostra (DANIEL, 2001).

Normalmente os organismos indicadores não são causadores de doenças, porém estão associados à provável presença de organismos patogênicos de origem fecal na água. Além das bactérias não patogênicas, oriundas do trato intestinal de humanos e animais, os esgotos sanitários também contêm bactérias patogênicas que causam doenças gastrointestinais em humanos, como febre tifóide, cólera, diarreias e disenterias (ex.: *Salmonella spp.* e *Shigella spp.*). Geralmente os organismos patogênicos são mais sensíveis à ação de desinfetantes físicos e químicos (GONÇALVES, 2003).

A febre tifóide é uma doença infecciosa potencialmente grave, causada por uma bactéria, a *Salmonella typhi*. Caracteriza-se por febre prolongada, alterações do trânsito intestinal, aumento de vísceras como o fígado e o baço e, se não tratada, confusão mental progressiva, podendo levar ao óbito. A transmissão ocorre principalmente através da ingestão de água e de alimentos contaminados. A doença tem distribuição mundial, sendo mais freqüente nos países em desenvolvimento, onde as condições de saneamento básico são inexistentes ou inadequadas (TORTORA, 2000).

A *S. typhi* causa infecção exclusivamente nos seres humanos. A principal forma de transmissão é a ingestão de água ou de alimentos contaminados com fezes humanas ou, menos freqüentemente, com urina contendo a *S. typhi*. Mais raramente, pode ser transmitida pelo contato direto (mão-boca) com fezes, urina, secreção respiratória, vômito ou pús proveniente de um indivíduo infectado. Uma pessoa infectada elimina a *S. typhi* nas fezes e na urina, independente de apresentar ou não as manifestações clínicas. A *S. typhi* pode sobreviver em águas poluídas por até 4 semanas e é resistente ao congelamento (DANIEL, 2001).

A cólera é uma infecção intestinal aguda causada pelo *Vibrio cholerae*, que é uma bactéria capaz de produzir uma enterotoxina que causa diarreia. O *Vibrio cholerae* é transmitido principalmente através da ingestão de água ou de alimentos contaminados. Na maioria das vezes, a infecção é assintomática (mais de 90% das pessoas) ou produz diarreia de pequena intensidade. Em algumas pessoas (menos de 10% dos infectados) pode ocorrer diarreia aquosa profusa de instalação súbita, potencialmente fatal, com evolução rápida (horas) para desidratação grave e diminuição acentuada da pressão sanguínea (DANIEL, 2001).

O *V. cholerae* penetra no organismo humano por ingestão de água ou de alimentos contaminados (transmissão fecal-oral). Se conseguir vencer a acidez do estômago, alcança o intestino delgado onde o meio é alcalino, multiplica-se intensamente, principalmente em duodeno e jejuno, e produz a enterotoxina que pode causar diarreia (DANIEL, 2001).

Uma pessoa infectada elimina o *V. cholerae* nas fezes por, em média, 7 a 14 dias. A água e os alimentos podem ser contaminados, principalmente, por fezes de pessoas infectadas, com ou sem sintomas. A propagação direta de uma pessoa para outra é pouco importante, uma vez que é necessária uma grande quantidade de bactérias para produzir infecção (acima de 1000/mL em alimentos e de 100000/mL na água). Em alimentos, a bactéria pode sobreviver por até cinco dias na temperatura ambiente (15 a 40 °C), ou por até dez dias entre 5 e 10 °C. É resistente ao congelamento, embora a sua multiplicação fique mais lenta (DANIEL, 2001).

A cólera é uma doença de transmissão fecal-oral. São fatores essenciais para a disseminação da doença condições deficientes de saneamento, particularmente a falta de água tratada.

b) Vírus: são organismos patogênicos de menores dimensões, com ordem de grandeza de nanômetro. Constituídos pela associação de material genético (DNA e RNA) com cobertura protéica protetora (capsídeo) e só se multiplicam no interior de células vivas, tornando-se parasitas intracelulares obrigatórios. Apresentam sobrevivência similar ou um pouco superior à das bactérias no meio ambiente, sendo, no entanto, mais resistentes aos processos de tratamentos (DANIEL, 2001).

Os vírus entéricos podem causar doenças, restritas ao aparelho digestório, com a hepatite infecciosa (A), gastroenterites (enterovírus e parvovírus) e diarreias (rotavírus e adenovírus).

A hepatite A é uma doença infecciosa aguda, causada pelo vírus da hepatite A, que produz inflamação e necrose no fígado. A transmissão é fecal-oral através da ingestão de água

e alimentos contaminados ou diretamente de uma pessoa para outra. Uma pessoa infectada pelo vírus pode ou não desenvolver a doença. A hepatite A ocorre em todos os países do mundo, inclusive os mais desenvolvidos. Mas, é mais comum onde a infra-estrutura de saneamento básico é inadequada ou inexistente (DANIEL, 2001).

Gastroenterites virais são transmitidas pela via fecal-oral (pessoa-a-pessoa) ou devido à ingestão de alimentos ou água contaminados. Além do rotavírus e *Norwalk* vírus, outros tipos de vírus têm sido implicados em surtos, como - astrovírus, calicivírus, adenovírus, e parvovírus.

c) Protozoários: os que causam doenças em seres humanos são *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia* e *Balantidium coli*, associados aos esgotos sanitários. Os protozoários são organismos unicelulares, eucariontes, quimio-heterotróficos e pertencem ao reino protista. O ciclo de vida dos protozoários relacionados aos esgotos sanitários é composto basicamente por duas fases: um estágio de alimentação e reprodução no trato intestinal do hospedeiro e um estágio de resistência ou inativo, em que ocorre formação de uma cápsula protetora (cisto) que permite a sobrevivência fora do hospedeiro. Os cistos excretados por seres humanos ou animais podem infectar imediatamente um novo hospedeiro humano, podendo um único cisto desencadear um processo infeccioso. Os cistos são bem mais resistentes que bactérias e vírus, apresentando sobrevivência moderada, no que se refere ao tratamento de água e esgoto. Mas, o seu tamanho de 4-60 μm e densidade permite a remoção por sedimentação e filtração (DANIEL, 2001).

d) Helmintos: são organismos eucariontes, pluricelulares, quimio-heterotróficos, pertencentes ao reino Animalia, altamente especializados para viverem como parasitas humanos. Apresentam-se nos esgotos sob as formas de ovos e larvas. Os ovos são muito resistentes no meio ambiente e à ação da maioria dos desinfetantes. Sua remoção é feita através do processo de separação sólido/líquido, devido ao tamanho e à densidade de ovos e larvas. A contaminação de seres humanos pode ocorrer pela ingestão de ovos e larvas (ex.: *Ascaris lumbricoides*) ou pela penetração na larva na pele ou mucosa (ex.: *Acylostoma duodenale*) (DANIEL, 2001).

Para Gonçalves (2003), a presença de organismos patogênicos pode variar em função do tempo. Em períodos de ocorrência de epidemias relacionadas à água, as densidades dos organismos patogênicos podem aumentar significativamente. Em regiões com deficiência de barreiras sanitárias, as densidades de patógenos tende a ser maiores.

A Tabela 1 apresenta os principais organismos patogênicos presentes no esgoto bruto.

Tabela 1: Ocorrência típicas de microrganismos patogênicos e microrganismos indicadores de esgoto bruto.

Microrganismo	Contribuição per capita (org/hab.dia)	Concentração (org/100mL)
Bactérias		
Coliformes totais	10^9 a 10^{12}	10^6 a 10^{10}
Coliformes fecais	10^8 a 10^{11}	10^6 a 10^9
<i>Escherichia coli</i>	10^8 a 10^{11}	10^6 a 10^9
<i>Salmonellae spp.</i>	10^5 a 10^6	10^2 a 10^3
<i>Streptococos fecais</i>	10^8 a 10^9	10^5 a 10^6
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	10^4 - 10^5	10^1 a 10^2
Protozoários		
Cistos de <i>Giardia sp.</i>	10^5 a 10^7	10^2 a 10^4
Oocistos de <i>Cryptosporidium spp.</i>	10^4 a 10^5	10^1 a 10^2
Helmintos		
Ovos de helmintos	10^4 a 10^6	10^1 a 10^3
Vírus		
Vírus	10^5 a 10^7	12 a 10^4

Fonte: Adaptado de Bastos et al. (2001), Chernicharo et al. (2001).

Segundo Metcalf e Eddy (1991) e Daniel (2001), as bactérias formam o grupo com maior microrganismos presentes no esgoto, principalmente o doméstico, como podemos observar na Tabela 2, que nos mostra os microrganismos usados para identificar a poluição de origem fecal.

Tabela 2: Organismos específicos usados com o propósito de identificar a poluição de origem fecal.

Organismo indicador	Características
Coliformes	Espécies de gram negativo que fermentam lactose produzindo gás (podem formar colônias dentro de $24 \pm 2h$ e $48 \pm 3h$ em uma temperatura de $35 \pm 0,5 \text{ }^\circ\text{C}$). Contaminação de origem fecal e não fecal.
Coliformes fecais	O grupo dos coliformes fecais tem a habilidade de produzir gás em uma temperatura elevada de incubação ($44 \pm 0,2^\circ\text{C}$ por $24 \pm 2h$). Contaminação de origem fecal.
<i>Klebsiella</i>	A termotolerante <i>Klebsiella</i> também é incluída no grupo dos coliformes fecais e é incubado a $35 \pm 0,5 \text{ }^\circ\text{C}$ por $24 \pm 2h$
<i>E. coli</i>	A <i>E. Coli</i> é uma das populações mais representativas das bactérias coliformes de que outros gêneros. Indica a poluição recentes de origem exclusivamente fecal.
<i>Streptococcus</i>	Este grupo tem sido usado com o grupo de coliformes para determina a origem da contaminação fecal recente (homem ou animal). Diversas espécies não podem ser distinguidas do verdadeiro estreptococo fecal por procedimentos analíticos o qual define seu uso como um organismo indicador.
<i>Enterococcus</i>	É geralmente encontrada em menor número do que outros organismos indicadores, sobrevivem melhor na água do mar.
<i>Clostridium perfringens</i>	Essa é uma bactéria persistente anaeróbica formadora de esporos e suas características fazem dela um indicador desejável onde a desinfecção é empregada ou onde há poluição remota.
<i>P. aeruginosa</i> e <i>A. hydrophila</i>	Estes organismos podem estar presentes em esgotos em grande número. Ambos podem ser considerados organismos aquáticos e podem ser reproduzidos em água e na ausência de fontes de poluição fecal em suas imediações.

Fonte: Metcalf e Eddy (1991); Daniel (2001).

Na Tabela 3, podemos observar as principais doenças relacionadas às águas contaminadas por esgotos.

Tabela 3: Principais doenças relacionadas às águas contaminadas por esgotos

Forma de Transmissão			Doença	Agente Causador da Doença
Ingestão de água contaminada			Disenteria bacilar	Bactéria (<i>Shigella dysenteriae</i>)
			Cólera	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 vírus</i>)
			Ascaridíase	Helminto (<i>Ascaris lumbricoides</i>)
			Tricuríase	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 tracomatis</i>)
		Esquistossomose	Helminto (<i>Schistosoma</i>)	

*erradicada no Brasil.

Fonte: Adaptado de Barros et al. (1995) e Von Sperling (1995)

2.2 Fundamentos sobre Métodos de Desinfecção para Efluentes Urbanos: Físicos e Químicos

A desinfecção é definida como um processo de inativação ou destruição dos microrganismos patogênicos e outros organismos indesejados. O interesse na desinfecção dos esgotos é cada vez maior, dada a crescente deterioração das fontes de abastecimento de água para uso humano (CHERNICHARO, 2001).

Para Chernicharo (2001), vários são os agentes desinfetantes utilizados atualmente no tratamento de água. Entre eles destaca-se o ozônio, cloro (sob diversas formas) e radiação ultravioleta (UV). Cada agente desinfetante apresenta vantagens e desvantagens em função de

condições específicas de sua utilização, e depende, para otimização de seus resultados, tanto da qualidade da água a ser desinfetada (características físicas, químicas e grau de contaminação microbiológica).

A capacidade de desinfecção dos agentes desinfetantes é também influenciada pela qualidade da água (pH, turbidez e concentração de matéria orgânica), tempo de contato entre o agente desinfetante e a água, concentração do desinfetante e temperatura da água (MONTEIRO et al, 2001).

A presença da turbidez afeta diretamente a desinfecção, pois os organismos podem proteger-se da ação desinfetante ocluindo-se nas partículas em suspensão. A matéria orgânica dissolvida leva ao aumento da demanda do desinfetante, e está associada à formação de subprodutos indesejáveis. O aumento do tempo de contato e da concentração do agente desinfetante, por outro lado, favorece uma boa desinfecção (GONÇALVES, 2003).

2.2.1 Desinfecção por Agentes Químicos

2.2.1.1 Desinfecção por Cloro

O desinfetante químico mais comum utilizado na desinfecção é o cloro na fase líquido ou gasosa (DANIEL, 2001).

O cloro apresenta características atrativas, que contribuem para seu elevado uso na inativação de diferentes patógenos encontrados na água, na manutenção de concentração residual é facilmente medida e controlada, é econômico e ainda permanece como desinfetante mais utilizado nos sistemas de tratamento de águas na América do Norte e Europa (SCHMIDT, 2007).

No passado, um dos métodos talvez mais utilizados para a desinfecção de águas residuais foi à oxidação química com cloro. Até recentemente não existiam alternativas compactas à cloração de eficiência comprovada e custo competitivo. Além disso, não se conheciam desvantagens, nem riscos graves associados a utilização do cloro na desinfecção, desde que fossem respeitadas as regras de segurança para o transporte, manuseamento e armazenamento do produto. No entanto, o uso de cloro na desinfecção apresenta algumas desvantagens como, a descarga de efluente clorado no meio receptor resulta em liberação de cloro residual ou na formação de subprodutos indesejáveis de cloro (GONÇALVES, 2003).

Para Daniel (2001), todos os agentes químicos utilizados tem ajudado na melhora da qualidade de vida da população diminuindo a mortalidade infantil por doenças entéricas. Mas

por outro lado, podem gerar subprodutos da desinfecção, por serem oxidantes muito fortes, acabam causando problemas aos usuários das águas e ao meio ambiente.

Um problema que vem preocupando os pesquisadores e técnicos ligados à desinfecção é o da formação de subprodutos da desinfecção química. Os subprodutos mais conhecidos hoje são os trihalometanos (THMs), que se formam a partir da cloração de águas que contêm substâncias húmicas produtos extracelulares de algas e compostos nitrogenados que ocorrem naturalmente (LAZAROVA, 1999).

De acordo com a Organização Mundial de Saúde OMS (1993) considera-se quatro compostos do grupo dos trihalometanos, que são: bromofórmio, dibromoclorometano, bromodichlorometano; e o clorofórmio, que é o de ocorrência mais comum. Os dois primeiros foram classificados pela Agencia Internacional para pesquisa do Câncer (IARC) como sendo do grupo 3 (“o agente não é classificável pelo seu potencial carcinógeno para seres humanos”) enquanto os dois últimos foram classificados no grupo 2B (“o agente é possivelmente cancerígeno para seres humanos”). A OMS (1993) propõe valores limites para concentração desses compostos na água de abastecimento.

O cloro é muito utilizado no tratamento de águas e nas indústrias de laticínios e alimentos. Pode ser aplicado na forma de gás, hipoclorito de sódio ou de cálcio, que gera ácido hipocloroso e então O_2 , promovendo a oxidação de materiais celulares e causando a morte em cerca de 30 minutos. Eficaz contra fungos, bactérias e vírus, com a desvantagem ser decorar alguns materiais. É eficiente, barato, de fácil uso, mas altamente reativo com a matéria orgânica. Como desvantagem, o uso do cloro em águas pode produzir pequenas quantidades de compostos organoclorados, particularmente o trihalometano (THM), um possível agente carcinogênico.

2.2.1.2 Desinfecção por Ozônio

O ozônio, gás alotrópico do oxigênio, foi utilizado inicialmente para 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 da água (CHERNICHARO, 2001).

O ozônio (O_3) é gerado quando uma corrente alternada de alta voltagem é descarregada na presença de oxigênio. O maior exemplo é o que ocorre na natureza, quando em dias de tempestades há grande produção de ozônio na atmosfera devido às elevadas descargas elétricas provenientes dos relâmpagos. O gerador de ozônio basicamente reproduz, de forma controlada e eficaz, este fenômeno natural, aliando alta tecnologia na área da

materiais à eletrônica avançada. Desta forma, a geração de ozônio ocorre pelo princípio de descarga elétrica que acelera elétrons o suficiente para partir, através do impacto, as ligações da molécula de oxigênio. Os átomos livres reagem com outras moléculas de oxigênio para formação do ozônio.

A diferença do ozônio para os outros agentes desinfetantes é o seu mecanismo de destruição dos microrganismos. O ozônio por ser mais oxidante, age diretamente na parede celular, causando sua ruptura, demandando menor tempo de contato e tornando impossível sua reativação. Dependendo do tipo de microrganismo, o ozônio pode ser até 3.125 vezes mais rápido que o cloro na inativação celular. Ozônio age nos constituintes da membrana citoplasmática, nos sistemas enzimáticos e nos ácidos nucléicos dos microrganismos. Nos vírus, ataca as proteínas da célula como os ácidos nucléicos (CHERNICHARO, 2001).

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.

Conforme Chernicharo (2001), o ozônio é um oxidante extremamente reativo, altamente bactericida. A maioria das estações de desinfecção de esgotos gera ozônio, impondo a voltagem (6 a 20 kV) em uma câmara de gás. A geração *in loco* deve-se a sua instabilidade, que se decompõem em oxigênio elementar em curto espaço de tempo após a geração. O mecanismo de desinfecção do ozônio inclui: destruição parcial ou total da parede celular, levando a lise das células; reações com radicais livres (peróxido de hidrogênio e íon hidroxila) da decomposição do ozônio; e danos a constituintes do material genético (WEF, 1996).

O interesse do uso de ozônio (O₃) para a desinfecção deve-se muito ao seu poder oxidante, pois trata-se de uma substância com elevado potencial de oxidação. É considerado mais eficiente que o cloro para a destruição dos microrganismos e, durante o processo de ozonização, não se verifica a formação de produtos residuais perigosos, visto que o ozônio se decompõem rapidamente. Mas, exige-se uma tecnologia mais complexa que a desinfecção por cloro ou por radiação ultravioleta e requer equipamentos mais sofisticados.

2.2.2 Desinfecção por Agentes Físicos

A contaminação crescente dos mananciais faz cada vez mais necessária a desinfecção de água para controle de microrganismos causadores de enfermidades e outros que possam causar problemas tanto a nível de saúde pública quanto domiciliar e industrial. A

purificação de água por radiação ultravioleta é aprovada por órgãos de saúde pública mundial, podendo ser aplicada em vários campos da atividade humana. Profissionais do tratamento de água têm usado o sistema UV por mais de 60 anos e a tecnologia esta ainda avançando com novas descobertas e sistemas a cada ano.

Os desinfetantes físicos que podem ser usados são luz e calor. O calor é geralmente usado nas indústrias leiteiras e de bebidas, mas não é um meio possível para desinfetar grandes quantidades de efluentes por causa do alto custo. Luz solar também é um bom desinfetante e em particular radiação ultravioleta pode ser usada. Lâmpadas especiais que emitem raios ultravioletas foram prosperamente usadas para desinfetar pequenas quantidades de água, onde a eficiência do processo depende da penetração dos raios na água (METCALF e EDDY,1991).

Estudos mostram que o uso da radiação ultravioleta (UV) para desinfecção de água já era possível em meados de 1877. Mas nesta mesma época, acreditava-se que para tratamento de esgoto não seria possível a utilização de UV, devido à presença de matéria orgânica dissolvida e materiais sólidos em suspensão. Entretanto por volta de 1975, provou-se que era tecnicamente possível desinfetar efluentes secundários de esgoto sanitário. No Brasil, foi só em 1977, que iniciaram os estudos comprovando a viabilidade da radiação ultravioleta para desinfecção de esgoto (CHERNICHARO, 2001).

A desinfecção com radiação ultravioleta é um mecanismo físico, no qual a energia ultravioleta é absorvida pelos diferentes componentes orgânico-moleculares essenciais ao funcionamento das células. A ação germicida da radiação UV está associada às alterações estruturais que esta provoca no DNA (ácido desoxirribonucléico) 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 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 ocorreu inativação e não a morte do microrganismo (CHERNICHARO, 2001).

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

A desinfecção por radiação ultravioleta (UV) apresenta a cada dia que passa uma maior aceitação, mostrando custos competitivos, boas eficiências e vantagens em relação as

tecnologia de desinfecção com recurso a produtos químicos. O sistema de radiação ultravioleta não produz resíduos nem subprodutos nocivos, podendo ser bastante eficiente para a destruição de vírus e bactérias, o que torna a tecnologia muito interessante, também quando se pretende reutilizar o efluente tratado. A desinfecção por radiação ultravioleta elimina os inconvenientes associados à manutenção e manuseamento de produtos químicos.

A Tabela 4 apresenta as principais vantagens e desvantagens dos processos de desinfecção UV em relação aos demais processos disponíveis atualmente.

Tabela 4: Principais vantagens e desvantagens da aplicação da radiação UV na desinfecção de esgoto.

VANTAGENS	DESVANTAGENS
<ul style="list-style-type: none"> ● A desinfecção com UV é efetiva na inativação de muitos vírus, esporos e cistos; ● A desinfecção com UV é um processo físico que, ao contrário de desinfetantes químicos, elimina a necessidade de geração, manuseio, transporte ou estocagem de produtos químicos tóxicos/perigosos/corrosivos; ● Não geram efeitos residuais prejudiciais a humano ou vida aquática; ● A desinfecção com UV é facilmente controlada pelos operadores; ● A desinfecção com UV tem tempo de contato menor quando comparada a outros agentes desinfetantes (aproximadamente 20 a 30 segundos com lâmpadas de baixa pressão); ● O equipamento de desinfecção com UV requerer menos espaço que outros métodos. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Baixas dosagens podem não ser efetivas na inativação de alguns vírus, esporos e cistos; ● Os microrganismos podem, às vezes, reparar e reverter os efeitos destrutivos dos UV por meio de mecanismos de reativação, conhecido como fotorreativação, ou em ausência de luz, conhecido como recuperação no escuro; ● Necessidade de programa preventivo para controle da formação de biofilmes nos tubos (reator de contato); ● Turbidez (T) e sólidos suspensos totais (SST) no esgoto podem prejudicar a eficiência de inativação; ● A desinfecção UV não tem custo competitivo com a cloração, mas os custos são competitivos quando comparados com cloração-descloração.

Fonte: Adaptado de USEPA (1999) apud Daniel (2001).

A radiação UV é formada por faixas de radiação com características e aplicações práticas específicas. A UV-A, conhecida como "UV de onda longa" ou "luz negra", representa

a maior parte dos raios UV emitidos pelo sol sendo responsável pelo efeito de bronzeamento da pele. Não é prejudicial e é usada no tratamento médico de certas doenças da pele. A UV-B, uma parte pequena da radiação UV da luz solar é perigosa, mas a maior parte é absorvida pela camada de ozônio. A exposição prolongada aos raios UV-B resulta em câncer de pele e cataratas nos olhos. A UV-C ou faixa UV germicida, também conhecida como "UV de onda curta", causa avermelhamento da pele e irritação nos olhos transitória, mas NÃO causa câncer de pele.

O comprimento de onda da radiação UV-C que inativa o DNA/RNA (ácido ribonucléico), material genético dos microrganismos, situa-se entre 250 - 270 μm . Pode-se observar através da Figura 1.

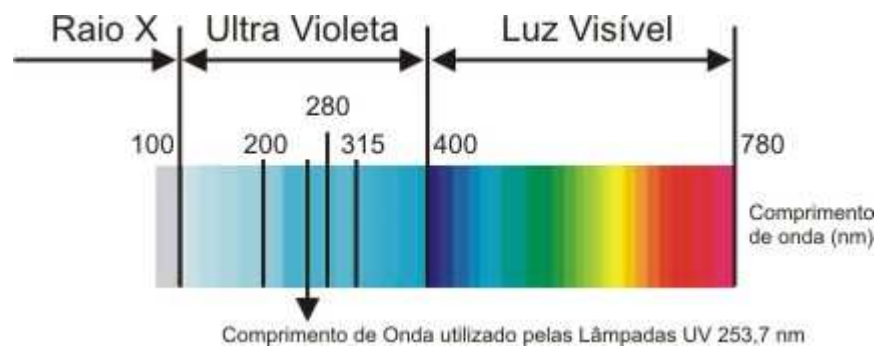


Figura 1: Comprimento de Onda da Radiação UV-C que inativa o DNA e RNA da célula.

Fonte: www.tratamentoaguaefluentes.com.br

Na Figura 2, temos o desenho de uma célula bacteriana, unicelular e procarionte, mostrando o local onde ocorre a inativação/destruição da célula, que é justamente no seu material genético o DNA e RNA.

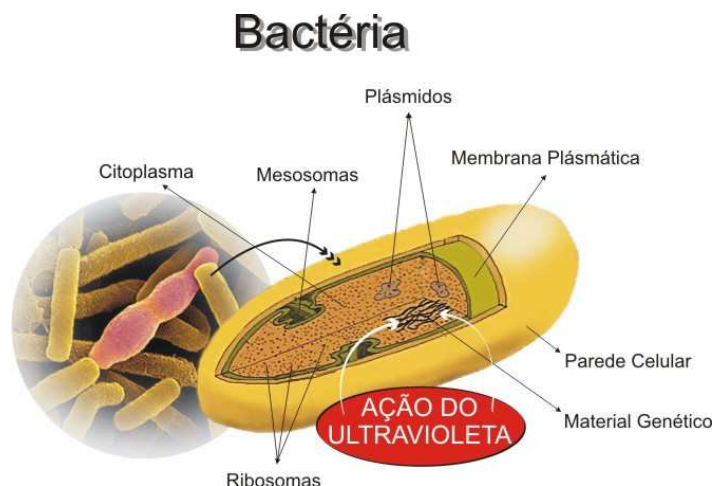


Figura 2: Célula Bacteriana sendo inativada pela ação da radiação UV no seu material genético.

Fonte: www.tratamentoaguaefluentes.com.br

A radiação, que atinge os microrganismos é afetada pela turbidez da água, pela temperatura e pelos depósitos de materiais que se acumulam sobre a lâmpada. A amônia, nitratos e nitritos, além da demanda bioquímica de oxigênio-DBO, não afetam a radiação e sua penetração na água; o ferro e ácidos húmicos absorvem a radiação, o pH afeta a solubilidade dos metais e carbonatos e os sólidos em suspensão e podem abrigar os organismos da radiação.

2.3 Métodos Oxidativos Avançados de Desinfecção

Nas últimas décadas, as exigências em relação às leis ambientais em todo o mundo têm se tornado cada vez mais restritivas, principalmente devido aos riscos ocasionados à saúde humana e riscos ambientais associados a poluição ambiental. Várias foram às pesquisas visando o desenvolvimento e ao aprimoramento de novas tecnologias para o tratamento de resíduos e redução de poluentes em geral (DANIEL, 2001).

Dentre os processos tecnológicos se destacam os POAs (Processos Oxidativos Avançados) que é definido como processos de oxidação em que radicais hidroxila são gerados para atuar como agentes oxidantes químicos e, devido à alta reatividade desses radicais, podem reagir com uma grande variedade de compostos orgânicos (DANIEL, 2001).

Os POAs caracterizam-se pela geração de espécies fortemente oxidantes, principalmente radicais hidroxila ($\text{HO}\bullet$), capazes de promover rapidamente a degradação de vários compostos poluentes. De um modo geral, nestes processos a matéria orgânica

dissolvida na água é oxidada por uma seqüência de reações, muitas das quais envolvem radicais livres, iniciadas, por exemplo, pela abstração de um átomo de hidrogênio da molécula orgânica pelo radical hidroxila (PIRKANNIEMI e SILLANPAA, 2002; PÊRA-TITUS et al, 2004; ESPLUGAS et al, 2002). Além do alto poder oxidativo (E^0 2,8 eV) o radical hidroxila apresenta baixa seletividade, o que possibilita a transformação de um grande número de compostos tóxicos e ou recalcitrantes em tempos relativamente curtos (MALATO et al, 2002; BÉLTRAN et al, 1997).

Há um grande número de processos para a geração do radical hidroxila, alguns dos quais são apresentados na Tabela 5 (BÉLTRAN et al, 1997; SARRIA et al, 2002).

Tabela 5. Diferentes métodos para sistemas de catálise homogênea e heterogênea.

SISTEMAS HOMOGÊNEOS		SISTEMAS HETEROGÊNEOS	
Com irradiação	Sem irradiação	Com irradiação	Sem irradiação
O ₃ /UV	O ₃ /OH ⁻	a/O ₃ /UV	Eletro-Fenton
H ₂ O ₂ /UV	O ₃ /H ₂ O ₂	a/H ₂ O ₂ /UV	Fenton Anódico
H ₂ O ₂ / Fe ²⁺ /UV (Vis)	H ₂ O ₂ / Fe ²⁺		Eletrooxidação

a: semicondutor (TiO₂, ZnO₂, por exemplo)

Fonte: BACARIM, 2007.

Os processos oxidativos avançados podem detoxificar, desinfetar, descolorir, desodorizar e aumentar a biodegradabilidade de vários efluentes, melhorando assim, a eficiência dos processos biológicos subseqüentes com ótimos resultados no tratamento de efluentes considerados recalcitrantes. Seu alto poder oxidativo pode conduzir a oxidação parcial ou a completa mineralização e/ou oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos.

Os POAs apresenta diversas vantagens em relação aos métodos tradicionais, tais como: grandes modificações no efluente, muitas vezes mineralizando-o completamente; podem ser utilizados para contaminantes em concentrações muito baixas, tais como partes por bilhão (ppb); e podem ser utilizados na grande maioria dos compostos como pré-tratamento e ainda como tratamento final. Além disso, raramente geram resíduos, evitando a preocupação com a disposição final (KIWI et al, 1994; SARRIA et al, 2002, TABRIZI e MEHRVAR, 2004).

Esses processos caracterizam-se em transformar a grande maioria dos contaminantes orgânicos em dióxido de carbono, água e ânions inorgânicos, através de reações de

degradação que envolve espécies transitórias oxidantes, principalmente radicais hidroxila. São processos limpos e não seletivos, podendo degradar inúmeros compostos, independente da presença de outros (JARDIM e TEIXEIRA, 2004).

Apesar de ser uma alternativa de tratamento bastante promissora, a geração do radical hidroxila é um processo relativamente caro e apresenta uma série de dificuldades na sua implementação em grande escala, tais como a necessidade de fontes de radiação, eletrodos, adição constante de reagentes instáveis como ozônio, peróxidos, etc. Outro problema que aumenta o custo da remediação com os POAs é o consumo dos radicais hidroxila em reações paralelas que não levam à degradação do composto alvo. Por exemplo, com íons carbonato, que transferem um elétron para o radical hidroxila, tornando-se ânions bicarbonato, que são inativos na reação com os poluentes (BAIRD, 2002; ESPLUGAS et al, 2002).

Os radicais hidroxila podem ser gerados através de reações envolvendo oxidantes fortes, como ozônio (O_3) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2), semicondutores como dióxido de titânio (TiO_2) e óxido de zinco (ZnO) e radiação ultravioleta (UV) (JARDIM e TEIXEIRA, 2004).

A fotocatalise heterogênea é um processo que envolve reações redox induzidas pela radiação, na superfície, de semicondutores minerais (catalisadores) como, por exemplo, TiO_2 (dióxido de titânio).

A fotocatalise é um dos processos oxidativos avançados mais estudado nos últimos 20 anos, especialmente com o sistema heterogêneo (ALONSO, et al, 2002; CHUN e YZOHONG, 1999).

O princípio da fotocatalise heterogênea envolve a ativação de um semicondutor (fotocatalisador) por luz solar ou artificial, tanto em regiões do ultravioleta próximo e distante do visível, como na região visível. Um semicondutor é caracterizado por bandas eletrônicas. A banda preenchida por elétrons é chamada de banda de valência (BV) e a banda de maior energia é chamada de banda de condução (BC), sendo a região entre elas chamada de “*bandgap*”, ou banda de intervalo. Uma representação esquemática da partícula do semicondutor é apresentada na Figura 3. A absorção de fótons, por um dado semicondutor, com energia superior à energia da banda de intervalo resulta na promoção de elétrons da banda de valência para a banda de condução com geração concomitante de lacunas (h^+) na banda de valência. Quando o par elétron/lacuna é formado, observa-se a migração das cargas para a superfície das partículas do semicondutor, resultando em sítios oxidantes e redutores. Os sítios oxidantes são responsáveis pela oxidação de uma grande variedade de compostos

orgânicos para gás carbônico e água, enquanto os redutores podem reduzir metais presentes sobre a superfície do óxido. Depois da separação, o elétron e a lacuna podem recombinar gerando calor ou podem ser envolvidos em reações de transferência de elétrons com outras espécies em solução (LITTER, 1999).

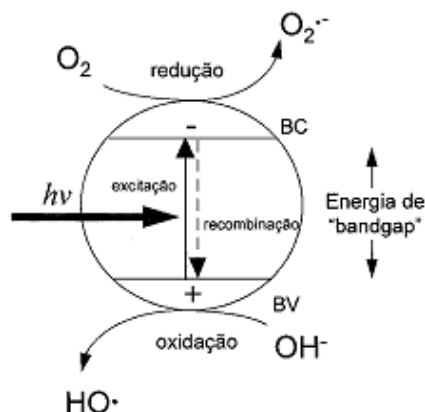


Figura 3: Esquema representativo da partícula de um semicondutor.

Fonte: LITTER,1999.

Além da descontaminação em fase aquosa, a fotocatalise heterogênea tem apresentado grande eficiência na destruição de várias classes de compostos orgânicos voláteis em fase gasosa incluindo álcoois, cetonas, alcanos, alcenos clorados e éteres, com potencialidade de aplicação à remediação de solos e águas contaminadas, bem como desodorização de ambientes.

O dióxido de titânio (TiO_2) é o catalisador mais comumente utilizado na fotocatalise heterogênea por reunir as seguintes características: não tóxico, baixo custo, insolubilidade em água, foto-estabilidade, estabilidade química em uma ampla faixa de pH e possibilidade de ativação pela luz solar, o que reduz os custos do processo (Nogueira e Jardim, 1998).

De acordo com Ferreira (2004), vários estudos sobre a utilização do dióxido de titânio foram realizados nas últimas décadas, aplicados ao tratamento de efluentes industriais e domésticos, de chorume e, mais recentemente, de emissões gasosas.

Segundo pesquisadores como Huang et al (2000), a seqüência de eventos que resultam na inativação bacteriana são: danos oxidativos na parede celular; danos na membrana do citoplasma subjacente, o que causa o aumento progressivo da permeabilidade celular permitindo a saída, contudo intracelular resultando da morte da célula.

2.4 Parâmetros de Qualidade e Legislação

A Legislação vigente do CONSEMA nº128/2006 que dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul, considera a necessidade de preservar a qualidade ambiental, de saúde pública e dos recursos naturais, quanto ao lançamento de efluentes líquidos em águas superficiais. Os valores de concentração permitidas são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6: Valores de concentração estabelecidos com a eficiência mínima fixada, em função das vazões e coliformes termotolerantes.

Faixa de Vazão (m³/d)	Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)
Q < 200	-
200 ≤ Q < 500	10 ⁶
500 ≤ Q < 1000	10 ⁵
1000 ≤ Q < 2000	10 ⁵
2000 ≤ Q < 10.000	10 ⁴
10.000 ≤ Q	10 ³

Fonte: Resolução do CONSEMA N° 128, 2006.

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização do Local de Estudo

O local de coleta dos efluentes de estudo para desinfecção é caracterizado como uma estação piloto de tratamento de efluentes de águas negras de campus universitário da Universidade de Santa Cruz do Sul, configurando pelo chamado sistema UASB + *Wetland* (Figura 4). Para a caracterização do local de estudo foram estabelecidos levantamentos de dados quanto à vazão afluente, configurações das unidades geradoras de esgoto, da rede hidrossanitária e da configuração da estação de tratamento de efluentes (ETE-UNISC). Todos estes dados foram obtidos junto à coordenação do campus e por observações diretas no local.

Também se procedeu na caracterização da unidade piloto UASB + *Wetland* montada para execução de estudos de remediação integrada via anaerobiose e fitorremediação.

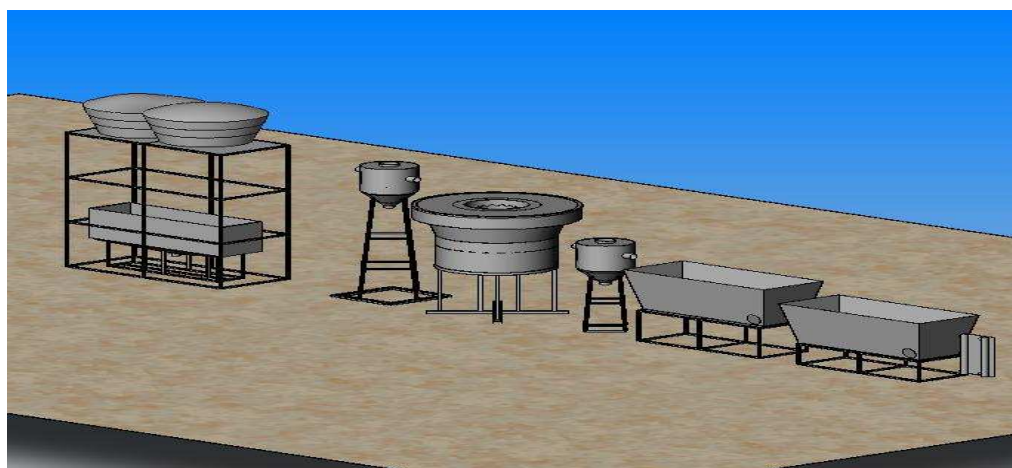


Figura 4: Unidade de tratamento de efluentes UASB + *Wetland*

Fonte: VOESE, 2008.

3.2 Caracterização Analítica dos Efluentes

Os efluentes foram coletados na etapa secundária de tratamento da unidade piloto UASB + Wetland montada na ETE-UNISC, conforme Figura 5. Após a coleta os efluentes foram encaminhados diretamente para as caracterizações e ensaios de tratamento no Laboratório de Tratamento de Águas e Efluentes da UNISC.



Figura 5: Coleta de efluentes secundário para ensaios de desinfecção na saída do Wetland 2.

A caracterização analítica dos efluentes foi realizada com os parâmetros gerais *coliformes termotolerantes*, *alcalinidade*, *pH* e *turbidez* na primeira etapa de desinfecção com os reatores tubulares. As determinações de coliformes termotolerantes e alcalinidade total foram executadas na Central Analítica da UNISC. Os coliformes foram determinados via procedimento dos tubos múltiplos e alcalinidade via método titrimétrico com indicador misto, conforme o descrito em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 1998 .

Para as determinações de pH, utilizou-se o método potenciométrico através do uso do pHmetro de marca Quimis. Sendo que para as determinação de turbidez foi utilizado turbidímetro.

As caracterizações analíticas dos efluentes secundários para a etapa de ensaios com o fotorreator tipo coluna foram realizadas com o uso da sonda multiparâmetros IQ Sensor Net WTW. Os parâmetros analisados foram: DBO, DQO, COT, DQO total, DQO dissolvida, turbidez, NH_4^+ , NO_3^- , temperatura e sólidos suspensos totais-SST.

A Tabela 7 apresenta o resumo dos princípios e métodos dos parâmetros analíticos caracterizados.

Tabela 7: Métodos analíticos para caracterização dos efluentes da unidade piloto.

Tipos de Análise	Método	Princípios
DQO _t	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/Quimiométrico
DQO _d	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/Quimiométrico
DBO	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/Quimiométrico
COT	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/Quimiométrico
SST	IQ Sensor NET WTW	Ótico/Nefelométrico/Quimiométrico
TURB	IQ Sensor NET WTW	Ótico/Nefelométrico/Quimiométrico
NH ₄ -N	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/Quimiométrico
NH ₄ ⁺	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/Quimiométrico
NO ₃ -N	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/Quimiométrico
NO ₃ ⁻	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/Quimiométrico
pH	Eletroquímico	Potenciométrico
Temperatura	IQ Sensor NET WTW	Eletrométrico
Coliformes Termotolerantes	Tubos Múltiplos	Princípio de Diluição para Extinção/Equação de Thompson
Alcalinidade	Titrimetria	Neutralização ácido-base

As análises e ensaios iniciaram em janeiro de 2007, estendendo-se até janeiro de 2008, sendo realizadas mensalmente na primeira etapa no fotorreator tubular e quinzenalmente na segunda etapa envolvendo o fotorreator tipo coluna.

3.3 Concepção e Montagem dos Sistemas de Tratamento

3.3.1 Fotorreatores Tubulares

Os fotorreatores tubulares utilizados na primeira etapa dos ensaios de desinfecção são apresentados na Figura 6.

A unidade de ensaios apresentada na Figura 7 é composta por uma bomba peristáltica de um canal. O fotorreator tipo coluna utilizado nos testes de desinfecção de efluente é produzido pela empresa Polaris, sendo constituído por um tubo de aço inoxidável polido interna e externamente, conforme Figura 6. É dotado de ponto de alimentação e descarte de líquidos, respectivamente na parte inferior e superior do reator, com volume útil de 2,9 L, possuindo em seu interior, completamente imersa, uma lâmpada germicida de 30 W/220V de fonte monocromática $\lambda = 254 \text{ nm}$.



Figura 6. Fotorreatores tubulares - parte externa.

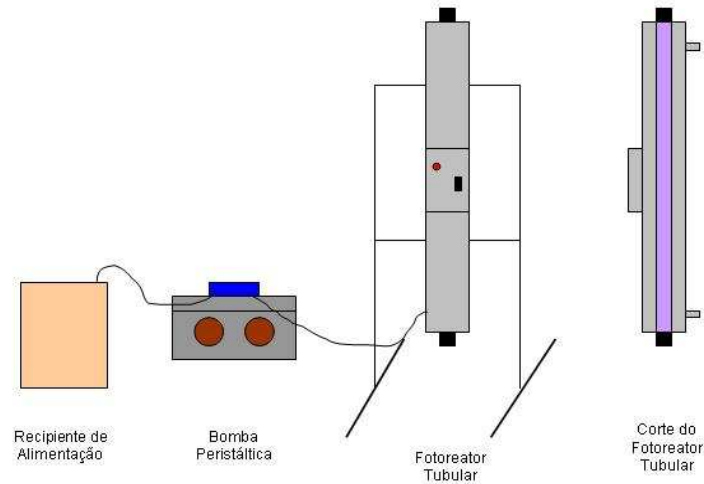


Figura 7: Fotorreatores tubulares – parte interna

3.3.2 Fotorreator Tipo Coluna

O fotoreator tipo coluna (Figura 8) foi feito com a seguinte configuração: seis rampas de acrílico acopladas em cascata, cobertas com dióxido de titânio P25 da Degussa; ventiladores nas calhas de distribuição do efluente; dois aeradores pneumáticos de baixa potência (2W); tanque equalizador/ozonizador de recirculação em acrílico (volume útil de 10L); bomba submersa com capacidade de 360 L h⁻¹ (Resun P-1000); estrutura de seção circular metálica polida (aço 1020) constituinte da carcaça do fotoreator. A irradiação foi feita com oito lâmpadas germicidas de 30W (UV, $\lambda=254\text{nm}$, *Daylight F 3078 GL* e *Ligth Express LE T8 30WGL*), dispostas ao redor da coluna constituinte das rampas acopladas em pontos distantes simetricamente na seção circular. Todas as conexões de tubos empregados foram de PVC de ½ polegada.

Medidas de intensidade de radiação foram realizadas com radiômetro em cinco pontos distintos das placas de escoamento de efluentes. Neste caso foi empregado sensor de 254 nm.

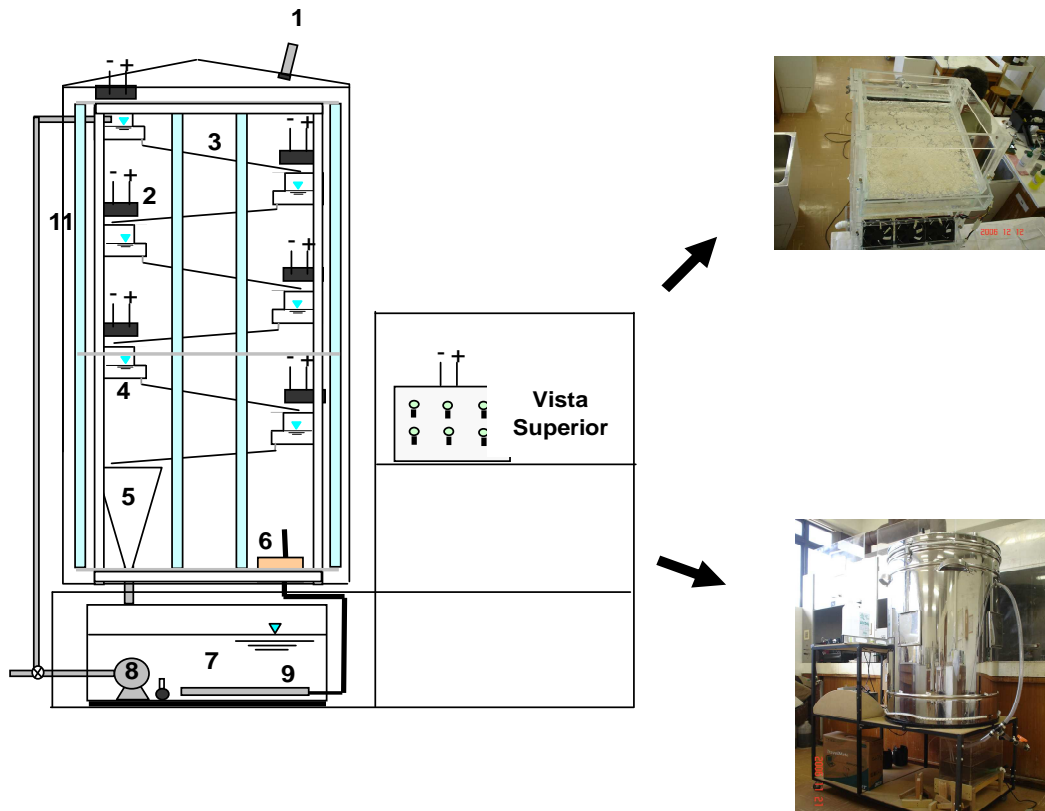


Figura 8: Fotorreator tipo coluna, (1 - Entrada de Ar; 2 - Ventiladores; 3 - Rampas; 4 - Calhas; 5 - Funil coletor; 6 - bomba para aeração; 7 - Tanque equalizador; 8 - Bomba para recirculação; 9 - Dispositivo para aeração.)

3.4 Determinação de Ozônio – Método de Flamm

A determinação de ozônio em meio gasoso foi realizada através do borbulhamento do ar ozonizado durante 10 min em solução absorvedora de H_3BO_3 1 mol L^{-1} /KI 1% m/v e posterior medida da absorbância do íon triodeto formado em 420 nm. No comparativo com a curva de calibração e cálculo estequiométrico foi feita a conversão da taxa de produção em $\text{mg O}_3 \text{ h}^{-1}$ (FLAMM, 1977).

Já a determinação de ozônio dissolvido foi realizada através da mistura de 10 mL do efluente ozonizado com 10 mL de solução absorvedora H_3BO_3 1 mol L^{-1} /KI 1% m/v. A curva analítica foi confeccionada com misturas de solução padrão de Iodo em meio à solução absorvedora com determinação do íon triodeto formado em 420 nm. A faixa de concentração selecionada foi de 0 a 10 mg L^{-1} de Iodo. Este procedimento consistiu numa variação do método de Flamm (1977).

3.5 Ensaios de Tratamento

3.5.1 Estudos de degradação do azul de metileno para avaliação do decaimento cinético com Fotorreator Tipo Coluna

Foram realizados ensaios no reator tipo coluna com o corante azul de metileno para avaliação do decaimento cinético e comparação com outros reatores que possam executar o método UV/TiO₂/O₃ destinado a desinfecção de águas residuárias ou de abastecimento.

Os experimentos de oxidação com o método fotoozonização catalítica do azul de metileno foram feitos com solução padrão na concentração de 5 mg L⁻¹, em pH = 7,5 e taxas de produção de ozônio de 1,5-1,8 mg O₃ h⁻¹. Os tempos reacionais foram fixados em 60 minutos com amostragem a cada 10 minutos. O descolorimento das soluções foi monitorado em espectrofotômetro monofeixe, em comprimento de onda de 660 nm. As equações da reta serviram como referência para comparação dos parâmetros cinéticos (coeficiente angular) conforme a metodologia adotada por Hur et al., 2005.

3.5.2 Estudos de Desinfecção com Reator Tipo Coluna

Os ensaios de desinfecção com o fotorreator catalítico (tipo coluna) envolveram métodos de oxidação avançados na combinação de TiO₂ (fotocatalisador), e oxidantes precursores de radical hidroxila, O₂ e O₃ adsorvidos no fotocatalisador. Considerando estas combinações foi estudada a eficiência de desinfecção do método: UV/TiO₂/O₃.

Para a realização deste ensaio de desinfecção foram utilizados 10 L de efluente, o qual foi recirculado por uma bomba submersa durante 60 min. A partir do tempo $t = 0$, as amostras foram coletadas em intervalos de tempo pré-determinados e acondicionadas em frascos de coleta, que posteriormente foram enviados para a análise de alcalindade, turbidez, pH e coliformes termotolerantes, sendo apenas este último parâmetro determinado na Central Analítica da UNISC. Ao mesmo tempo foram caracterizados via uso da sonda multiparâmetros WTW, os valores de turbidez, pH, DQOt, DBO, COT, NH₄⁺, NO₃⁻, SST e temperatura.

Na Tabela 8 são apresentados características operacionais do reator empregadas nos ensaios de desinfecção com os efluentes secundários do sistema UASB + Wetland.

Tabela 8. Itens Operacionais para desinfecção via método UV/TiO₂/O₃.

Parâmetro	Valores
Consumo total de energia WL ^{-1*}	25,8
Dosagem de radiação uW cm ⁻² (254nm)	30 (valor médio)
Volume útil da rampa fotocatalítica	0,78 L
Capacidade de tratamento L h ⁻¹	10
Taxa de recirculação L h ⁻¹	180
Tempo de detenção hidráulico nas rampas de escoamento dos efluentes (min)	0,26 x 18 ciclos (4,68min)
Tempo de Tratamento (min)	60

*considerando-se o consumo unitário para bombas, aeradores e ventiladores

3.5.3 Estudos de Desinfecção com o Reator Tubular de Fotoirradiação

Os ensaios com o fotoreator tubular foram realizadas a partir do bombeamento de efluente secundário do sistema UASB + Wetland em fluxo ascendente e estabelecendo TDH's pré-determinados de até 60 min. As mostras brutas e tratadas foram caracterizadas de acordo com os seguintes parâmetros: coliformes termotolerantes, alcalinidade total, turbidez e pH. Exceto o pH e a turbidez, os parâmetros foram determinados na Central Analítica da UNISC.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Caracterização Analítica dos Efluentes

Os efluentes da saída dos Wetlands foram caracterizados de acordo com os dados apresentados na Tabela 9. A resolução CONSEMA/RS 128/2006 estabelece que os efluentes do campus universitário são classificados como efluentes domésticos, sendo que os limites de emissão estabelecem parâmetros críticos de controle de até 200 m³ dia⁻¹.

Tabela 9. Dados de caracterização do efluente do Wetland 2.

Parâmetro	Valores Medidos	Resolução CONSEMA/RS 128/2006
DQO _t (mg L ⁻¹)	69,9	≤ 400
DQO _d (mg L ⁻¹)	36,2	-
DBO (mg L ⁻¹)	70,2	≤ 180
COT (mg L ⁻¹)	191	-
SST (mg L ⁻¹)	184	≤ 180
Turbidez (mg L ⁻¹)	145	-
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	606	20
Coliformes Termotolerantes * (NMP/100 mL)	9,0 x 10 ³	-
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	2,45	-
Alcalinidade Total (mg L ⁻¹)	202,6	-
Temperatura (°C)	26,3	≤ 40

* Não há limites máximos estabelecidos pela legislação estadual para uma vazão máxima de lançamento de até 200 m³ dia⁻¹.

Conforme a Tabela 9, os parâmetros de caracterização não estão acima dos valores limites, exceto no que se refere ao nitrogênio amoniacal. Assim, a desinfecção dos efluentes da fitorremediação abre possibilidades de reuso para fertirrigação e descargas sanitárias com menor risco de ação patogênica, o que configura um dos principais objetivos deste trabalho.

4.2 Caracterização dos Parâmetros Operacionais do Fotorreator Tipo Coluna

A determinação da taxa de produção e transferência de ozônio no fotorreator tipo coluna foi determinada nos estudos desenvolvidos por Bacarim (2007). Também foi determinada a incidência de radiação UV ($\lambda=254$ nm) nas duas primeiras placas sequenciais do reator tipo coluna.

A Tabela 10 apresenta os dados de geração de ozônio no fotorreator tipo coluna.

Tabela 10: Produção de ozônio no interior do fotorreator.

Tempo (minutos)	mg O ₃ h ⁻¹ *
0	0,0
10	1,89
20	1,85
30	1,60
40	1,51
50	1,51
60	1,51

* A equivalência da concentração de ozônio com a concentração de iodo é de 5,28 vezes menor.

Segundo dados da literatura, a geração de ozônio pelo efeito corona consome 1 kWh para cada 1058 g de O₃ a partir de O₂ (Eckenfelder, 1989). Considerando-se que o processo fotoquímico aplicado neste trabalho para geração de ozônio envolveu 0,24 kWh para geração de 1,89 mg O₃ h⁻¹, observa-se a baixa capacidade do sistema concebido, mesmo que tenha sido aplicado ar como gás de alimentação. Este fato pode ser atribuído a menor capacidade de geração de ozônio nos sistemas UV. Sistemas comerciais, por exemplo, com 75 W (potência da lâmpada germicida) podem gerar até 550 mg O₃ h⁻¹, porém com vazões de ar de 222,39 L h⁻¹ para fotorreatores de densidade de potência de 0,13 W cm⁻² (www.o3ozone.com/compare_features/ultraviolet_vs.htm, 2008). No caso do fotorreator tipo coluna desenvolvido, a densidade de potência foi de apenas 0,007 W cm⁻², que explicaria a baixa taxa de geração.

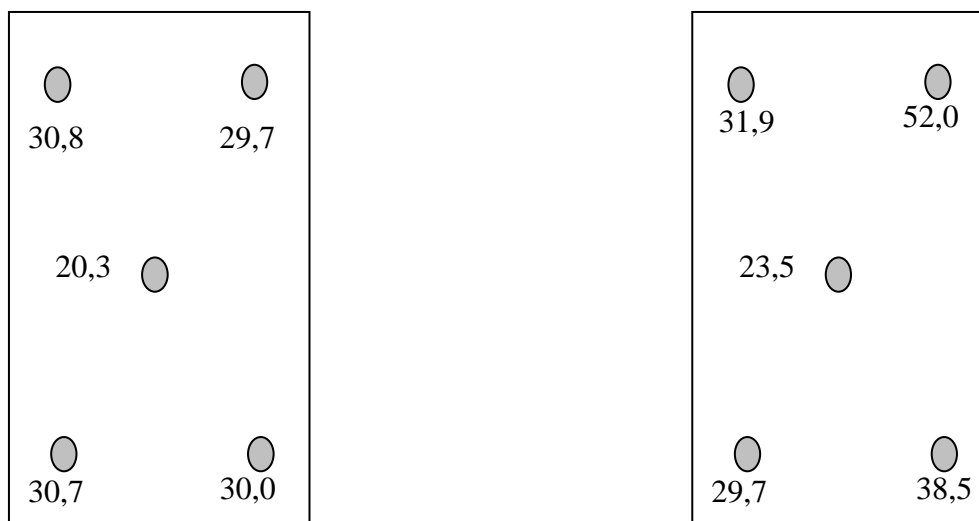
Já a transferência de ozônio, a partir dos dados da Tabela 11, revela outro problema: a sucção do sistema Venturi de 60 L h⁻¹ não é suficiente, acarretando valores de ozônio dissolvido no tanque equalizador/ozonizador não superiores a 0,37 mg O₃ L⁻¹.

Tabela 11. Concentração de ozônio dissolvido no tanque equalizador/ozonizador contendo água destilada e deionizada.

Tempo (minutos)	mg O ₃ L ⁻¹
0	0,0
10	0,37
20	0,37
30	0,37
40	0,37
50	0,37
60	0,37

No que diz respeito à incidência de radiação ultravioleta nas rampas de escoamento de efluentes, considera-se também muito baixa a densidade de potência obtida. A representação das duas primeiras placas está na Figura 9, sendo que os valores nos diferentes pontos de medida são da ordem de 20 – 52 $\mu\text{W cm}^{-2}$. A baixa densidade de radiação transferida, visto que a densidade nominal é de 51,39 mW cm^{-2} , pode ser explicada devido a utilização de lâmpada de baixa potência e baixa intensidade de radiação e ao distanciamento das oito lâmpadas das placas de escoamento. Mudanças de configuração visando maior aproximação das lâmpadas com as placas de escoamento são necessárias.

A baixa incidência de radiação de 254 nm também pode explicar a baixa geração de ozônio. A Figura 9 mostra a vista superior da primeira e da segunda placa, com as densidades de radiação e suas medidas, em $\mu\text{W cm}^{-2}$.



(Vista Superior - Primeira Placa)

(Vista Superior - Segunda placa)

Figura 9: Valores de densidade de radiação nas duas primeiras placas do fotorreator tipo coluna.

4.3 Eficiência do fotorreator tipo coluna

Preliminarmente aos estudos de desinfecção foram realizados experimentos para comparação do coeficiente angular das curvas de descolorimento do azul de metileno ao longo de 60 minutos de recirculação. A Tabela 12 apresenta estes resultados. A Figura 10 demonstra o coeficiente angular obtido nos estudos com o reator tipo coluna somente para a fotozonização catalítica. Já a Tabela 13 demonstra a comparação com os dados obtidos por Hur et al., 2005.

Tabela 12: Resultados de Variações da Absorbância (log) com Azul de Metileno.

Ensaio/Tempo (minutos)	0	10	20	30	40	50	60
1	0,67*	0,87	0,95	0,97	0,99	1,03	1,055
2	0,81	0,87	0,99	1,02	1,04	1,06	1,107
3	0,63	0,67	1	1,03	1,04	1,07	1,09
Média	0,70	0,80	0,98	1,00	1,02	1,05	1,08

* Valores de logaritmo das absorbâncias em 660 nm.

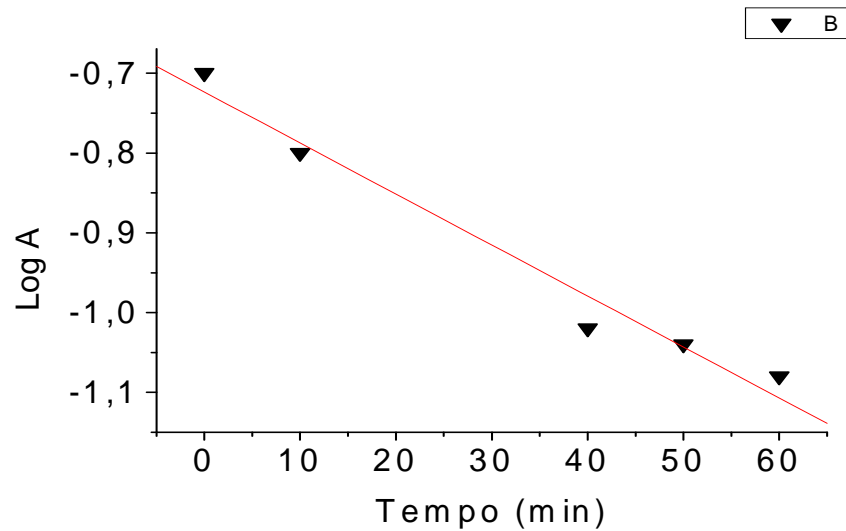


Figura 10: Gráfico com os resultados da absorvância com azul de metileno

A Figura 10 representa a aplicação do método gráfico para determinação da constante cinética. A linearidade observada para o descolorimento do azul de metileno via ozonização demonstra que a reação é de *pseudo-primeira* ordem, pois a variação de concentração relaciona apenas o azul de metileno.

Tabela 13. Comparação de desempenho dos fotorreatores de ozonização catalítica com os dados da literatura.

Processo	Equação de Regressão	Representatividade
UV/TiO ₂ /O ₃ (Hur et al, 2005)	$\log Y = 0,13 - 0,02910X$	0,995
UV/TiO ₂ (Hur et al, 2005)	$\log Y = -0,15 - 0,00236X$	0,988
UV/TiO ₂ /O ₃ – Fotorreator Tipo coluna	$\log Y = -0,72 - 0,0065X$	0,970

Observa-se que os coeficientes angulares demonstram a melhor eficiência do reator proposto por Hur et al., com valor 4,5 vezes superior em relação à taxa de descolorimento. Isto indica maior geração de radicais oxidantes aptos para desinfecção. Cabe ressaltar que a pesquisa citada apresenta uma configuração de reator fotoquímico com lâmpadas imersas

externamente envolvidas por esferas de Al_2O_3 adsorvidas com TiO_2 . O ozônio utilizado é gerado por descarga elétrica a partir de um gerador comercial. Portanto configura-se como sistema mais complexo e oneroso em termos de investimentos.

Por outro lado, na mesma pesquisa, o comparativo do coeficiente angular do processo UV/ TiO_2 mostra que o processo UV/ TiO_2/O_3 proposto neste trabalho é 2,5 vezes mais eficiente devido à agregação do ozônio fotoquimicamente gerado.

Outros aspectos comparativos importantes são citados nas Tabelas 14 e 15. Os dados de consumo de energia na fotoozonização catalítica executada por Hur et al (2005). Apontam valores parciais de $4,2 \text{ W L}^{-1}$. No entanto o efetivo consumo agrega ainda oxigênio puro para geração de ozônio e bombas de recirculação que não são especificadas no seu trabalho.

Tabela 14: Condições operacionais do reator de fotoozonização catalítica segundo Hur et al. (2005).

Parâmetro	Valores
Volume Útil	10 L
Concentração de O_3 no efluente	$0,5 \text{ mg L}^{-1}$
Consumo de Energia em W por litro	4,2 W
Lâmpadas	6 W G6T ₅ Sanyo
Tempo de Tratamento (min)	30

Tabela 15: Condições operacionais do reator tipo coluna empregadas neste trabalho de fotoozonização catalítica.

Parâmetro	Valores
Volume Útil	10L
Concentração de O_3 no efluente	$0,37 \text{ mg L}^{-1}$
Consumo de Energia em W por litro	$25,8 \text{ W L}^{-1}$
Lâmpadas	30 W Daylight F 3078 GL e Ligth Express LE T8 30WGL
Tempo de Tratamento (min)	60
Capacidade de geração de O_3	$1,8 \text{ mg O}_3 \text{ h}^{-1}$

4.4 Eficiência de Desinfecção dos Fotorreatores Tubular e Tipo Coluna

A Tabela 16 mostra as variações das unidades formadoras de coliformes termotolerantes ao longo dos 60 minutos de desinfecção. Na seqüência é demonstrada a Figura 11 correspondente às curvas de desinfecção para determinação dos coeficientes angulares e a Tabela 17 com os dados das curvas de regressão linear.

Tabela 16: Resultados de desinfecção para os fotorreator tipo coluna e tubular.

Tempo (min)	Coliformes Termotolerantes	Coliformes Termotolerantes
	(NMP/100mL)	(NMP/100mL)
	Tubular	Coluna
0	22000	90000
4	40	2600
6	<20	1100
10	<20	220
12	<20	20
20	<20	20
30	<20	20
40	<20	<20
50	<20	<20
60	<20	<20

Tabela 17: Comparação de desempenho dos coeficientes de correlação dos fotorreatores tubulares e tipo coluna para os ensaios de desinfecção com os efluentes secundários do wetland.

Processo	Equação de Regressão Linear	Representatividade
Reator Tubular/UV	$\text{Log } Y = 3,38386 - 0,22123X$	0,79
Reator Tipo Coluna/UV/TiO ₂ /O ₃	$\text{Log } Y = 4,78877 - 0,27825X$	0,98

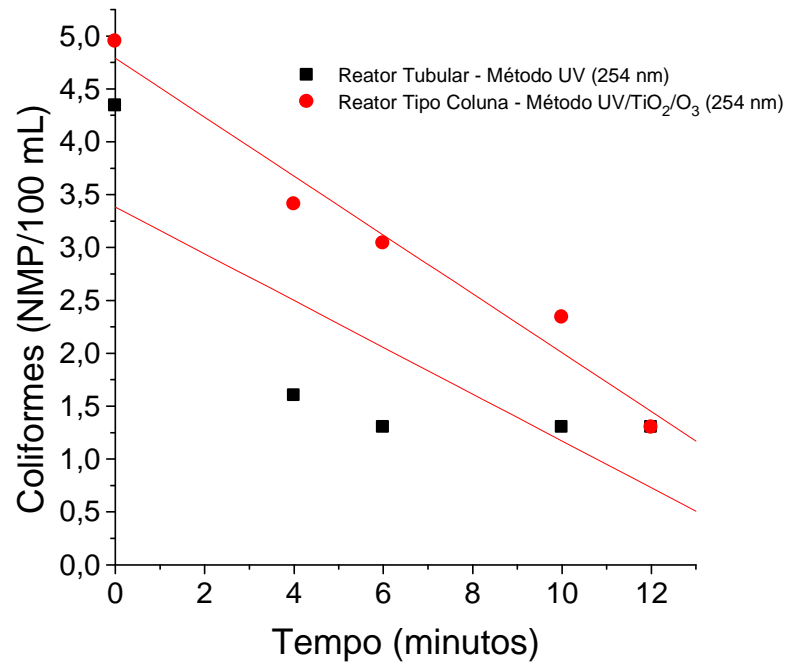


Figura 11: Gráfico das curvas de desinfecção para determinação comparativa dos coeficientes angulares.

Em termos de desempenho de desinfecção o reator tubular apresenta maior taxa por unidade de tempo, pois o quociente entre os coeficientes angulares apresentados na Figura 11 indica um valor 16% superior do método UV. A configuração do fotoreator tubular apresenta a vantagem de possibilitar difusão da radiação sem diminuição da transmitância, pois o diâmetro de 10 cm garante efetividade da densidade de potência irradiada.

No entanto os dados de redução de turbidez, variação de pH e alcalinidade são superiores para o fotoreator tipo coluna, o que demonstra que a nova configuração do fotoreator tipo coluna estabelece desinfecção por processos oxidativos avançados (DANIEL, 2001).

Na Tabela 18 são demonstrados os dados de caracterização dos parâmetros gerais de carga poluente antes e depois da desinfecção no fotoreator coluna.

Tabela 18: Caracterização dos parâmetros gerais de carga poluente antes e depois da desinfecção com o Fotorreator Tipo Coluna.

Parâmetros	Bruto	60 (minutos)
DBO (mg L ⁻¹)	70,2	67,2
DQO _t (mg L ⁻¹)	69,9	67,1
DQO _d (mg L ⁻¹)	36,2	34,9
COT (mg L ⁻¹)	191,0	184,0
pH	7,0	7,0
SST (mg L ⁻¹)	184,0	176,0
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	606,0	246,0
Turbidez (NTU)	145,0	138,0
Temperatura (°C)	26,3	35,4
Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)	90000	<20
Alcalinidade Total CaCO ₃ (mg L ⁻¹)	202,6	119,0

A faixa de pH foi mantida neutra, pois é mais favorável à geração de radical hidroxila, tanto por fotoirradiação como através da decomposição radicalar do ozônio dissolvido, conforme Litter (1999).

O parâmetro alcalinidade no fotoreator tubular foi de 88,4 mg L⁻¹ antes do tratamento e após 60 minutos ficou em 92,7 mg L⁻¹, esta pequena diferença pode ser atribuída a um erro experimental, assim acredita-se que não houve variação significativa, conforme mostra a tabela 19. Para o fotoreator tipo coluna houve uma redução de 41,26% na alcalinidade de 202,6 mg L⁻¹ inicial e após o tratamento de 60 minutos passou a 119,0 mg L⁻¹. Este fato demonstra maior capacidade de oxidação em função da redução de alcalinidade total observada, indicando maiores potencialidades para aplicação do fotoreator tipo coluna.

Na Tabela 19 são demonstrados os dados de caracterização dos parâmetros gerais de carga poluente antes e depois da desinfecção no fotorreator tubular. Demonstrando que as variações de parâmetros considerados críticos como alcalinidade total e turbidez são mínimas. Já o parâmetro pH não varia, mantendo-se neutro. Em relação aos coliformes termotolerantes ocorre a desinfecção após o tratamento, demonstrando aplicabilidade para este parâmetro.

Tabela 19: Caracterização dos parâmetros gerais de carga poluente antes e depois da desinfecção com o fotorreator tubular.

Parâmetros	Bruto	60 (minutos)
Turbidez (NTU)	15,77	14,12
Alcalinidade Total CaCO ₃ (mgL ⁻¹).	88,4	92,7
pH	7,0	7,0
Coliformes Termotolerantes (NMP / 100 mL)	22000	<20

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os testes com o fotoreator tubular revelaram a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes para valores abaixo do limite de determinação a partir de tempos de detenção hidráulica de 4 min, enquanto que o reator tipo coluna obteve resultados semelhantes a partir de 12 minutos. Os efluentes secundários tratados via método de desinfecção acrescentam qualidade final que permitiria seu uso em fertirrigação para a maioria das culturas, inclusive aqueles de consumo sem cocção prévia.

Do ponto de vista dos parâmetros físico-químicos e químicos, observaram-se redução do íon amônio, alcalinidade total e turbidez com a aplicação do método de fotoozonização catalítica. Foram observadas reduções de 60% de NH_4^+ , 41,26% de alcalinidade total e 4,8% de redução de turbidez.

Salienta-se que os resultados obtidos utilizando o processo fotocatalítico, confirmam que o sistema concebido pode ser uma alternativa para tratamento secundário de efluente urbano, destacando-se a eficiência e vantagem devido ao amplo espectro de desinfecção que a geração do HO^\cdot proporciona, não trazendo comprometimento do corpo receptor com subprodutos indesejáveis. Assim, cabe destacar que a utilização de Processos Oxidativos Avançados na desinfecção de efluentes contribui na busca de soluções concretas possibilitando uma minimização do impacto ambiental causado por este tipo de efluente.

6 REFERÊNCIAS

ALONSO, M.D.H. et al. Ozone enhanced activity of aqueous titanium dioxide suspension for photocatalytic oxidation of free cyanide ions. *Applied Catalysis B: Environmental* 39. p. 257-267, 2002.

ANA – Agência Nacional das Águas / Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos – Brasília/DF, *Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil 2005*, p. 176.

APHA/AWWA - American Public Health Association/American Water Works Association. American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of water and wastewater, 20^a edithion, Washington, 1998.

BACARIM, Gisele. Degradação de Formaldeído em Efluentes de Laboratório de Anatomia Humana através do Método UV/O₃/TiO₂. 55f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado) – Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2007.

BAIRD, Colin. Química Ambiental. 2. ed. Brookmann, Porto Alegre/RS, 2002. 622 p.

BARROS, T. de V. *et al.* Manual de Saneamento Proteção Ambiental para os Municípios, Vol. 2 - Saneamento, Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, 1995.

BÉLTRAN, F. J; GONZÁLEZ, M.; GONZÁLEZ, J.F. Industrial wastewater advanced oxidation. Part I. UV radiation in the presence and absence of hydrogen peroxide. *Water Research* 31, p. 2405-2414, 1997.

BRASIL, Resolução CONAMA n. 283, de 12 de julho de 2001. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 01 out. 2001, Ministério do Meio Ambiente, Disponível na internet: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res01/res28301.html>. Acessado em 10 de janeiro de 2008.

BRASIL, Resolução do CONSEMA N^o 128/2006, Secretaria da Saúde e Meio Ambiente/RS, Disponível na internet: <http://www.aquafлот.com.br/legislacao.html>. Acessado em 10 de janeiro de 2008.

CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos(coordenador), Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. 1. ed. Belo Horizonte/MG, 2001. 544 p.

CHUN, H.; YZOHONG, W. Decolorization and biodegradability of photocatalytic treated azo dyes and wool textile wastewater. *Chemosphere* 39, p. 2107-2115, 1999.

DANIEL, Luiz Antonio (coordenador). Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável. Rio de Janeiro: Rima Artes e Textos, 2001. 139 p.

ECKENFELDER Jr., Willian Wesley. Industrial Water pollution Control, McGraw-Hill, 400 p, 1989.

ESPLUGAS, S. et al. Comparison of different advanced oxidation processes for phenol degradation. *Water Research* 36, p. 1034, 2002.

FERREIRA, I. V. L.; DANIEL, L. A. Fotocatálise Heterogênea com TiO₂ aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário, *Engenharia Sanitária e Ambiental* 9(4), p. 335-342, 2004.

FERREIRA, Ivete Vasconcelos Lopes. Fotocatálise Heterogênea com TiO₂ aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário. 215 p. Tese de Doutorado – (Escola de Engenharia de São Carlos) Universidade de São Paulo, 2005.

FLAMM, D. T. Analysis of Ozone at Low Concentrations with Boric Acid Buffered KI, *Environmental Science Technology*, v. 11, 978, 1977.

GOI, A.; TRAPIDO, M. Hydrogen peroxide photolysis, Fenton reagent and photo Fenton for the degradation of nitrophenols: a comparative study. *Chemosphere* 46, p. 913-922, 2002.

GONÇALVES, Ricardo Franci. Desinfecção de Efluentes Sanitários, PROSAB 3, Rio de Janeiro, ABES, 438p., 2003.

HUANG, Z. et al. Bactericidal mode of titanium dioxide photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, V.130, n2-3, p.163-70, Jan. 2000.

HUR, J.-S. et al. Novel effects of TiO₂ photocatalytic ozonation on control of postharvest fungal spoilage of kiwifruit, *Postharvest Biology and Technology* 35, p. 109-113, 2005.

JARDIM, W. F. ; TEIXEIRA, C. P. A. B. Processos Oxidativos Avançados. Caderno Temático Volume 03; Campinas, p. 1-9, 2004.

KIWI, J.; PULGRAIN, C.; PERINGER P. Effect of Fenton and photo-Fenton reactions on the degradation and biodegradability of 2 and 4-nitrophenols in water treatment. *Applied Catalysis. B: Environmental* 3, p. 335-341, 1994.

LAZAROVA, V.; SAVOYE, P.; JANEX, M. Advanced wastewater disinfection technologies: state of the art and perspectives. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 4-5, p. 201-213, 1999.

LITTER, Marta I. Heterogeneous photocatalysis-Transition metal ions in photocatalysis systems. *Applied Catalysis B: Environmental* 23, p. 89-114, 1999.

MALATO, S. et al. Photocatalysis with solar energy at a pilot-plant scale: An overview. *Applied Catalysis B: Environmental* 37, p. 1-15, 2002.

MELIÁN, J. A. et al. The photocatalytic disinfection of urban waste waters, *Chemosphere* 41, p. 323-327, 2000.

METCALF; EDDY. Wasterwater engineering – Treatment, disposal and Reuse. 3^a ed. New York: Irwin McGraw-Hill, 1991.

MONTAGNER, C. C.; PASCHOALINO, M. P.; JARDIM, W. F. Aplicação da Fotocatálise Heterogênea na Desinfecção de Água e Ar. Caderno Temático Volume 04; Campinas, 2005.

MONTEIRO, P. C. G et al. Viabilidade de uso da radiação solar na desinfecção da água. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos – Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília - DF., 2001.

NOGUEIRA, R. F. ; JARDIM, W. F. A fotocatalise heterogênea e sua aplicação ambiental. *Revista Química Nova*. Volume 21, n.1, Jan e Fev 1998. p. 69-71.

OMS – Organization Mundial de la Salude. Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura. Ginebra: OMS, 1989. 90p. (Serie Informes Técnicos, 78).

OZÔNIO. Disponível em: www.o3ozone.com/compare_features/ultraviolet_vs.htm - 74k. Acessado em maio 2008

PÊRA-TITUS, M. et al, Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review. *Applied Catalysis B* 47, p. 219, 2004.

PIRKANNIEMI, K.; SILLANPAA, M. Heterogeneous water phase catalysis as an environmental application: a review. *Chemosphere* 48, p. 1047, 2002.

PHILIPPI Jr., Arlindo. Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável. Barueri, SP: Manole, 2005.

RIO GRANDE DO SUL, Resolução CONSEMA n. 128, 24 de novembro de 2006. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 07 dez. 1999, Secretaria da Saúde e Meio Ambiente/RS, Disponível na internet: <http://www.aquaflot.com.br/legislacao.html>. Acessado em 10 de janeiro de 2008.

SARRIA, V. et al. Recent developments in the coupling of photoassisted and aerobic biological processes for the treatment of biorecalcitrant compounds. *Catalysis Today* 76, p. 301–315, 2002.

SCHMIDT, Rogério. Concepção de Fotorreator Visando Desinfecção de Efluente Hospitalar Secundário. 47 f. Relatório de Estágio Supervisionado (Curso de Química Industrial – Graduação) – Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, RS, 2007.

SPERLING, Marcos Von. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 3ª. Ed., vol 1. Belo Horizonte/MG, 2005.

TABRIZI, G. B.; MEHRVAR, M. Integration of advanced oxidation technologies and biological processes: recent developments, trends, and advances. *Journal of Environmental Science And Health*. 39A -11/12, p.3029-3081, 2004.

TORTORA, G. J. *et al.* Microbiologia. 6.ed. Porto Alegre: Artes Médicas Sul, 2000.

USEPA – U.S. Environmental Protection Agency (1999). EPA – 815/ R-99-014 – Guidance manual alternative disinfectants and oxidants. Washington.

Tratamento da água e efluentes. Disponível na internet: <http://www.tratamentoaguaefluentes.com.br>. Acessado em 14 de janeiro de 2008.

VOESE, Adalberto Luis. PROPOSIÇÃO DE UNIDADE DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMICILIAR NO MEIO RURAL DE BAIXO CUSTO OPERACIONAL. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado) – Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2008.

WEF – Water Environment Federation. Wastewater disinfection: manual of practice. Washington, USA, 1996.

Livros Grátis

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

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

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

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

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