

# DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DOMÉSTICO TRATADO EM REATOR ANAERÓBIO USANDO RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA ARTIFICIAL

Maria Santos<sup>1</sup>, Hênio Melo<sup>1</sup>, Osvaldo Filho<sup>1</sup>, Cláudio Nascimento<sup>2</sup>, José Moraes<sup>2</sup>, Antonio Teixeira<sup>2</sup>, Josette Melo<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN /Departamento de Engenharia Química - DEQ / Centro de Tecnologia - CT Av. Sen. Salgado Filho 3000 - Campus Universitário CEP 59.072-970 - Natal/RN – Brasil.

<sup>2</sup> Universidade de São Paulo – USP/ Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – Departamento de Engenharia Química – DEQ / Av. Prof. Luciano Gualberto, travessa 3, nº 380 – 05508-900 / São Paulo.

E-mail: [socorro@eq.ufrn.br](mailto:socorro@eq.ufrn.br)

**Palavras-chave:** Tratamento de esgoto, Desinfecção, radiação ultravioleta

## Introdução

Efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, tanto aeróbios quanto anaeróbios, geralmente ainda contêm relativamente grande quantidade de microrganismos patogênicos e, portanto, necessitam passar por desinfecção para assegurar proteção à saúde pública(1).

O UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) aplicado ao tratamento de esgotos sanitários tem boa eficiência na remoção de matéria orgânica e sólidos, mas o seu efluente quase sempre requer desinfecção para garantir segurança à saúde pública. No entanto, sabe-se muito pouco sobre a desinfecção de efluentes de reatores anaeróbios de alta eficiência, que é uma tecnologia ainda relativamente nova.

A importância relativa da desinfecção no tratamento de esgotos é evidenciada por meio da consideração de que esta é a última barreira protetora para que a água não receba agentes patogênicos, pois as doenças infecciosas podem ser resultado dos diversos usos da água como o abastecimento público, banho, criação de peixes e irrigação (2). O reúso dos efluentes, que a cada dia ganha mais força dentro da engenharia sanitária, reforça a necessidade de desinfecção dos esgotos.

O objetivo principal da desinfecção de esgotos é destruir patogênicos entéricos, que podem estar presentes no efluente tratado, para tornar a água receptora segura para uso posterior (3).

O custo das águas para abastecimento está 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) (3).

A ação dos desinfetantes sobre os patógenos apresenta quatro proposições explicativas: A danificação da parede celular, a alteração da permeabilidade celular, a modificação da natureza coloidal do protoplasma e a inibição de atividades enzimáticas (4).

Nos últimos anos o cloro e seus derivados têm sido largamente empregados na desinfecção de efluentes tratados. Entretanto, devido aos subprodutos formados pela combinação do cloro com as substâncias orgânicas presentes nos efluentes, potencialmente carcinogênicas, mutagênicas e teratogênicas, têm-se intensificado a pesquisa e testes piloto de desinfetantes alternativos mais seguros e tão eficientes quanto aqueles clorados. Além disso, a legislação ambiental de diversos países, inclusive a do Brasil, não permite a presença de cloro livre ou combinado em concentrações superiores a 0,01 mg/L nos corpos d'água doce, forçando as entidades a aplicarem a descloração, com duplicação dos custos de desinfecção (5).

A radiação ultravioleta é uma forma estabelecida, bastante estudada e utilizada e de crescente aplicação como alternativa aos agentes químicos tradicionais usados no processo de desinfecção de águas residuárias (6)

O efeito germicida desse tipo de energia foi reportado pela primeira vez por Downs e Blunt, 1877. Entretanto, a radiação

ultravioleta utilizada como alternativa para desinfecção é conhecida desde o início do século XX, mas, por problemas de confiabilidade de equipamento, tecnologia, entre outros, foi abandonada. Posteriormente, superada a maioria desses problemas, o método de desinfecção por radiação ultravioleta começou a ganhar popularidade, principalmente nos países europeus, e a pesquisa e o desenvolvimento desse método têm aumentado bastante. Um dos fatores para sua popularização é o custo, que o torna competitivo economicamente se comparado à cloração. As primeiras instalações de desinfecção com radiação ultravioleta ocorreram na Suíça e na Áustria, em 1955, sendo que, em 1985, ambos os países contavam com aproximadamente 500 e 600 instalações respectivamente. A radiação ultravioleta está situada na faixa de 40 a 400 nm de comprimento de onda (6).

A desinfecção com radiação ultravioleta normalmente emprega lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio. A inativação dos microrganismos ocorre quando a radiação UV penetra a parede celular e é absorvida pelos ácidos nucléicos e em menor extensão pelas proteínas e outras moléculas biologicamente importantes (6).

Uma fração importante da população de bactérias presente no esgoto sanitário faz parte da microbiota do trato gastrointestinal dos seres humanos (ex.: *E. coli*, mostrado na Figura 1). Dentre elas, destaca-se o

grupo das bactérias coliformes fecais, ou mais recentemente denominadas coliformes termotolerantes, selecionado, por suas características, como organismo indicador de contaminação de águas de maneira geral. 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, diarreia e disenteria (Ex: *Salmonella* spp. e *Shigella* spp.). Geralmente, são os organismos patogênicos mais sensíveis à ação de desinfetantes físicos e químicos (7).

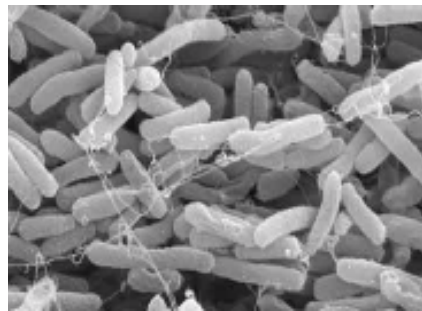


Figura 1 *Escherichia coli*

## Metodologia

O equipamento de bancada usado nos experimentos no CESQ (Centro de Engenharia de Sistemas Químicos) e um esquema simplificado do mesmo são apresentados nas Figuras 2 e 3. É constituído por um reator fotoquímico em vidro borossilicato com volume útil de 0,85 L (Ace Glass), anular de fluxo ascendente, ao qual se adapta um poço de quartzo para inserção de uma lâmpada de vapor de mercúrio de média pressão (Ace Glass-Hanovia; 450 W). O tanque de recirculação encamisado e agitado é construído em vidro borossilicato, com volume útil de 1,0 L. O reator é operado em batelada, e a circulação entre ele e o tanque

é realizada por meio de uma bomba centrífuga (vazão de  $1,8 \text{ L min}^{-1}$ ), como mostra a Figura 2.

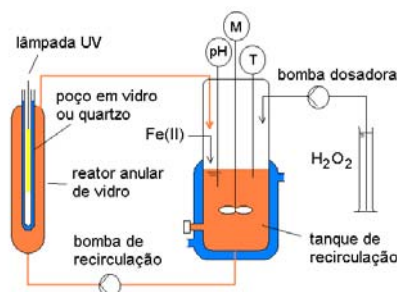
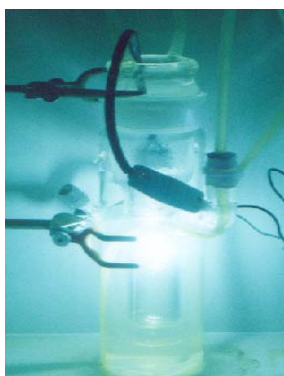


Figura 2 Esquema simplificado do reator com lâmpada de 450W



**Figura 3.** Reator aberto com lâmpada de 450 W ligada.

No efluente não desinfetado foram realizadas as seguintes análises: DBO, DQO, ST (F, V), SST (F, V), pH, T, onde:

- (DBO5) - Demanda bioquímica de oxigênio: utilizam-se respirômetros manométricos fechados (Oxítóp 12, WTW) (procedimento padronizado do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 5210D, 1998). Mede-se o oxigênio consumido após 5 dias de incubação sob agitação a 20°C.

- (DQO) - Demanda química de oxigênio: utiliza-se o método de refluxo fechado colorimétrico (procedimento padronizado do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 5220D, 1998). A digestão das amostras é realizada em reator Hach a 148°C por 120 minutos. A medida de absorbância após digestão é realizada em um espectrofotômetro UV-visível (Varian, modelo Cary 50);

- ST (F, V) – Sólidos totais (Fixos e Voláteis) e SST (F, V) - Sólidos suspensos totais (Fixos e Voláteis): baseia-se na diferença entre massa. A determinação das várias formas de sólidos prende-se a diferença entre a massa seca e a massa úmida, em relação ao volume de amostra disposta no teste.

O fluxo de fótons e a potência radiante efetiva no interior do reator de desinfecção foram determinadas por meio de actinometria de ferrioxalato de potássio (8). Os ensaios de desinfecção foram realizados em regime de batelada em duas fases distintas: fase 1 – com a lâmpada no estado transiente (durante o aquecimento) e fase 2 – com a lâmpada no estado permanente

(plenamente aquecida). O estado permanente, segundo dados do fabricante, é atingido em 3-5 minutos após acionamento da lâmpada.

Foram coletadas amostras do efluente do reator UASB tratado no Centro Tecnológico em Hidráulica (CTH) da USP (São Paulo - SP) que recebe os esgotos da residência e do restaurante universitário.

A densidade de *Escherichia coli* em cada amostra foi quantificada através da determinação do número mais provável (NMP) pela técnica dos tubos múltiplos, utilizando o meio A1 (Merck®) como meio de cultura, conforme metodologia descrita no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (19<sup>o</sup> edição, 1995).

## Resultados e discussões

A caracterização físico-química do efluente antes da desinfecção é apresentada na Tabela 1. Os valores são médios de cada experimento.

**Tabela 1** Caracterização físico-química do efluente antes da desinfecção com valores médios para cada um dos experimentos.

	Exp. 1 - Permanente	Exp. 2 - Transiente
Temperatura (°C)	22 °C	24 °C
pH	7	7
DBO	75 mg O <sub>2</sub> /l	60 mg O <sub>2</sub> /l
DQO	168 mg O <sub>2</sub> /l	161 mg O <sub>2</sub> /l
SS (T, F, V)	SST = 64 mg/l SSF = 4 mg/l SSV = 60 mg/l	SST = 68 mg/l SSF = 8 mg/l SSV = 60 mg/l
ST (T,F,V)	ST = 510 mg/l STF = 210 mg/l STV = 300 mg/l	ST = 424 mg/l STF = 200 mg/l STV = 224 mg/l

O efluente do reator UASB foi monitorado no período de outubro/2004 a dezembro/2004. As concentrações médias de SST (Exp. 1 – 64 mg/l e Exp. 2 - 68 mg/l) e SSV (Exp. 1 – 60 mg/l e Exp. 2 - 60 mg/l) indicando uma boa estabilidade do sistema. A biodegradabilidade (DBO/DQO) foi de 0,45 e 0,37 respectivamente para o Exp.1 e Exp. 2. Embora a referência arbitrária considere como valor ideal 0,5 os valores estão próximos do considerado.

Com relação aos parâmetros analisados, pode-se observar que não houve grande

variação nos valores obtidos, apresentando características semelhantes.

A actinometria por meio de ferrioxalato de potássio foi realizada com a finalidade de determinar o fluxo de fótons e a potência radiante efetiva no interior do reator de desinfecção. Como resultado, obteve-se para o estado transiente da lâmpada 95 W – Potência irradiada efetiva, com  $P_o$  (fluxo de fótons) =  $1,7417 \cdot 10^{20}$  fótons/s 102 W - Potência irradiada efetiva, com  $P_o$  (fluxo de fótons) =  $1,8183 \cdot 10^{20}$  fótons/s para o estado permanente.

A Tabela 2 apresenta resultados dos ensaios em laboratório, nos dois experimentos.

**Tabela 2** Resultado dos ensaios em laboratório

Tempo (s)	Efluente desinfectado com a lâmpada no estado Transiente	Efluente desinfectado com a lâmpada no estado Permanente
	(NMP/100 mL)	(NMP/ 100 mL)
0	5E+6	5E+6
60	1,6E+5	0
90	8E+3	0
120	0	0

Os ensaios realizados no estado transiente demonstraram uma inativação completa dos microrganismos no tempo de 120 s. Nos ensaios com tempo de 60 s, embora não suficiente para inativação completa dos microrganismos, as características do sistema proporcionaram uma redução de 96,8%. Com tempo de 90 s, foi verificada uma inativação de 99,984%.

Nos experimentos realizados no estado permanente, verificou-se uma inativação completa em todos os tempos analisados.

Ainda com relação à análise em termos de eficiência, há que se observar que a inativação de *E. coli* não determina a segurança do sistema como barreira sanitária. Para isso, devem ser objeto de verificação não apenas os microrganismos patogênicos de maior resistência ao processo de desinfecção, tais como vírus e cistos de protozoários, mas também, aqueles cujas dimensões proporcionem um maior efeito de proteção exercido pelas partículas dispersas na água à ação da radiação UV. Assim, ao se estabelecer um

sistema de desinfecção por radiação UV, fica evidente a necessidade de se proceder de forma abrangente a caracterização físico-química e microbiológica da água, a caracterização granulométrica das partículas dispersas e a avaliação da permanência destes parâmetros em termos sazonais.

A influência dos sólidos no processo não foi avaliada de forma mais aprofundada, principalmente por questões logísticas.

## Conclusões

- O sistema estudado, baseado na aplicação de radiação UV, apresentou boa eficiência na inativação de *E. coli*, operando com tempos de contato bastante baixos;
- Os resultados obtidos, guardadas as restrições em termos de espectro de microrganismos avaliados, reafirmam a boa perspectiva de emprego de sistemas de desinfecção baseados na aplicação da radiação UV como agente desinfetante, já levada a termo em diversos países.

## Agradecimentos

Os autores agradecem:

- À Capes (procad) pelo suporte financeiro pela concessão da bolsa de estudo vinculada à pesquisa;
- Ao LSCP/DEQ/EPUSP e ao Prof. Dr. Aldo Tonso LEB/DEQ/EPUSP pelo suporte necessário à montagem do aparato experimental e realização dos ensaios.

## Referência bibliográfica

1. NETO, C. O. A.; GALVÃO, M. V.; MELO, H. N. S.; MELO, J. L. S., 2003. Desinfecção de efluentes de filtros anaeróbios com hipoclorito de sódio. *22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. ABES. Joinville/ SC, 14-18 de Setembro. 1-10
2. WEF (Water Environment Federation). Wastewater Disinfection. *Manual of Practice FD-10*, 1996. Alexandria.
3. CHERNICHARO, C. A. L.; DANIEL, L. A.; SENS, M.; CORAUCCI FILHO, B.; Pós-

*tratamento de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Desinfecção*, 2001. PROSAB. Belo Horizonte,.

4. METCALF e EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*, 1991. 3rd ed. New York, Mc Graw Hill, 1334p.

5. LUCA, S.J.; DEUS, A. B.; LUCA, M. A. Desinfecção de efluentes tratados com ferrato (VI), 2002, *Revista de Engenharia sanitária e ambiental*, v.7, n.3 e n.4, p. 103-108.

6. DANIEL, L. A; BRANDÃO, C.C.S; GUIMARAES, J.R; LIBANEO, M; LUCA, S.J; Métodos alternativos para desinfecção de águas de abastecimento, 2000. *Revista de Engenharia sanitária e ambiental*, v.5, n.1 e n.4, p. 103-108

7. GONÇALVES, R.F. *Desinfecção de efluentes sanitários*, 2003, Brasil, p. 3

8. BOSSMANN, S.H.; OLIVEROS, E.; GÖB, S.; SIEGWART, S.; DAHLEN, E.P.; PAYAWAN, L.; STRAUB, M.; WÖRNER, M.; BRAUN, A.M. 1998, *New evidence against hydroxyl radicals as reactive intermediates in the thermal and photochemically enhanced Fenton reactions*. J. Phys. Chem. A, 102, 5542.