



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
SISTEMA DE BIBLIOTECAS DA UNICAMP  
REPOSITÓRIO DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA E INTELLECTUAL DA UNICAMP

**Versão do arquivo anexado / Version of attached file:**

Versão do Editor / Published Version

**Mais informações no site da editora / Further information on publisher's website:**

[https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522019000300601](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522019000300601)

**DOI: 10.1590/S1413-41522019092923**

**Direitos autorais / Publisher's copyright statement:**

©2019 by Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. All rights reserved.

DIRETORIA DE TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO

Cidade Universitária Zeferino Vaz Barão Geraldo

CEP 13083-970 – Campinas SP

Fone: (19) 3521-6493

<http://www.repositorio.unicamp.br>

# Tratamento de efluentes de lavanderia hospitalar por processo oxidativo avançado: UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

*Wastewater treatment of hospital laundry by advanced oxidation process: UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>*

Renata Cristina Souza<sup>1\*</sup> , Thiago Lopes da Silva<sup>2</sup> ,  
Alessandra Zacarias dos Santos<sup>3</sup> , Célia Reginha Granhen Tavares<sup>4</sup> 

## RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar o tratamento de efluentes de lavanderia hospitalar por processo oxidativo avançado UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. O planejamento fatorial 3<sup>2</sup> foi empregado de modo a avaliar a influência do pH e da dosagem de peróxido na eficiência do tratamento. Os experimentos de foto-oxidação foram realizados com efluentes coletados na lavanderia do Hospital Universitário Regional de Maringá (HUM). Resultados relativos à caracterização do efluente e às reduções de parâmetros físico-químicos: cor, turbidez, demanda biológica de oxigênio (DBO), surfactantes e a quantificação de coliformes totais e termotolerantes, também são apresentados neste trabalho. Foram testados três valores de pH – 5, 7 e 9 – e três dosagens de peróxido de hidrogênio nas razões de [DQO]:[H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] – 1:0,5, 1:2,5 e 1:5. Os melhores resultados foram alcançados com o tratamento realizado em pH 9 e razão [DQO]:[H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] de 1:2,5. As eficiências de remoção da demanda química de oxigênio (DQO) e de surfactantes foram, em média, de 60,3 e 98%, respectivamente, porém o tratamento não se mostrou eficiente na redução de cor e turbidez, demonstrando a necessidade de se acoplar tratamentos complementares para a redução de tais parâmetros.

**Palavras-chave:** efluentes; lavanderia hospitalar; tratamento de efluente; processo de oxidação avançada; UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

## ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the treatment of hospital laundry effluents by advanced oxidation process UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Factorial design 3<sup>2</sup> was employed to investigate the influence of pH and peroxide dosage on treatment efficiency. The photo-oxidation experiments were performed with effluents collected in the laundry of the Regional University Hospital of Maringá (HUM). Physicochemical parameters of effluent color, turbidity, BOD, surfactants and quantification of total and thermotolerant coliforms are presented in this study. Three values of pH – 5, 7 and 9 – and three dosages of hydrogen peroxide with [COD]:[H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] ratios of 1:0.5, 1:2.5 and 1:5 (w:w) were tested. The best results were achieved with the treatment performed at pH 9 and ratio [COD]:[H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] of 1:2.5. The average removal efficiencies of COD and surfactants were 60.3 and 98%, respectively. However, the treatment was not efficient in reducing color and turbidity, demonstrating the need to combine complementary treatments for the reduction of such parameters.

**Keywords:** wastewater; hospital laundry; effluent treatment; advanced oxidation process; UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

## INTRODUÇÃO

A nocividade ambiental dos efluentes da lavanderia é uma das mais acentuadas entre os setores de uma unidade hospitalar. Efluentes hospitalares, bem como efluentes de lavandarias hospitalares, têm em sua constituição substâncias orgânicas e inorgânicas, incluindo microrganismos patogênicos e metais tóxicos (IBEH; OMORUYI, 2011), entre outros compostos provenientes de resíduos biomédicos (CHITNIS *et al.*, 2004). As altas concentrações de produtos químicos, tais como, fármacos e seus metabólitos, solventes, surfactantes, desinfetantes, metais

pesados e compostos orgânicos halogenados adsorvíveis (AOX), apresentam menor biodegradabilidade em efluentes oriundos em unidades hospitalares (VERLICCHI *et al.*, 2012). Hospitais que apresentam em suas instalações lavanderias próprias têm em seus efluentes parte dos produtos químicos que são utilizados nas atividades dos diversos setores da unidade de saúde, dado que as diversas substâncias serão liberadas dos tecidos no efluente no processo de lavagem. Hospitais sem a presença de lavanderias apresentam menor proporção de substâncias nocivas em seu efluente (VERLICCHI, 2018).

<sup>1</sup>Centro Universitário Cesumar – Maringá (PR), Brasil.

<sup>2</sup>Universidade Estadual de Campinas – Campinas (SP), Brasil.

<sup>3</sup>AMBIOSFERA – Consultoria e Projetos EIRELI – Maringá (PR), Brasil.

<sup>4</sup>Universidade Estadual de Maringá – Maringá (PR), Brasil.

\*Autor correspondente: renatacrispr@hotmail.com

Recebido: 03/06/2012 – Aceito: 15/05/2018 – Reg Abes: 092923

A presença desse grande número de substâncias, de composição complexa, pode gerar problemas em tratamentos biológicos de estações de tratamento de esgotos que recebem esses efluentes. Esses compostos apresentam características recalcitrantes e/ou antibacterianas, podendo ser biologicamente ativos, além de acarretar riscos aos ecossistemas aquáticos, uma vez que podem não ser degradados nos tratamentos convencionais de efluentes (ZOTESSO *et al.*, 2016). Em particular, os desinfetantes, amplamente utilizados em hospitais e em suas lavanderias, têm efeitos nocivos no tratamento biológico de efluentes e nos ecossistemas aquáticos aos quais são expostos (ORIAS; PERRODIN, 2013).

Devido ao grande consumo de água e, conseqüentemente, a grande geração de efluentes, a lavanderia hospitalar é um setor de grande relevância, pois estima-se que cerca de metade da água utilizada nos hospitais seja destinada ao consumo da lavanderia. Usualmente, o volume de consumo de água dentro de hospitais varia entre 400 e 1.000 L/leito/dia (EMMANUEL *et al.*, 2009; TSAKONA *et al.*, 2006), sendo que alguns autores já observaram a geração efluentes na ordem de 1.200 L/leito/dia (GARCÍA-SANZ-CALCEDO *et al.*, 2017).

Nos últimos anos, os processos oxidativos avançados (POAs) têm sido considerados uma alternativa para o tratamento de efluentes de lavanderia hospitalar, como o tratamento por Fenton (Kist *et al.*, 2006), foto-ozonização catalítica (ALBRECHT, 2007), eletroflotação seguida de ozonização e eletroflotação combinada com ozonização (LUTTERBECK, 2010).

O termo POA é usado para descrever os processos oxidativos que geram radicais hidroxila ( $\bullet\text{OH}$ ), espécies altamente oxidantes ( $E^\circ = 2,8 \text{ eV}$ ), que em quantidade suficiente podem provocar a oxidação da matéria orgânica mineralizando-a em água, dióxido de carbono e íons inorgânicos (DENG; ZHAO, 2015). Dessa forma, a formação de radicais hidroxila, que oxidam compostos orgânicos de maneira não seletiva, pode promover a eliminação dos componentes tóxicos poluentes em vez de transferi-los de fase (MOHAMMED; FASNABI, 2016).

O peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) é a fonte mais comum de radicais  $\bullet\text{OH}$ , seja por sua decomposição catalítica na presença de íons metálicos ou de óxidos semicondutores, ou por irradiação com luz ultravioleta (UV) (GOGATE; PANDIT, 2004; MOHAMMED; FASNABI, 2016).

O  $\text{H}_2\text{O}_2$ , em solução, pode se decompor em espécies radiculares, ou reagir diretamente com as substâncias presentes no efluente, oxidando-as. No entanto, quando submetido à radiação UV, o uso de  $\text{H}_2\text{O}_2$  possibilita a geração de dois radicais  $\bullet\text{OH}$  devido à fotólise da molécula de peróxido (YEN; KANG, 2016; AL-KDASI *et al.*, 2004; HUANG *et al.*, 1993). Ao absorver a radiação UV, a molécula de peróxido se dissocia formando os radicais  $\bullet\text{OH}$ . O mecanismo de geração de dois radicais hidroxila pela fotólise de uma molécula de peróxido, em água pura, é apresentado na Equação 1. No processo UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  pode ocorrer também a fotólise direta dos compostos orgânicos presentes

na fase fluida, como em todos os processos de radiação (DEZOTTI, 2008; MOHAMMED; FASNABI, 2016). Comparativamente, o processo que utiliza  $\text{H}_2\text{O}_2$  e radiação UV é muito mais eficiente do que o uso de cada um deles separadamente.



O espectro de radiação UV é dividido em três segmentos: UV-A (320 a 400 nm), UV-B (295 a 320 nm) e UV-C (100 a 295 nm) (FRIEDBERG *et al.*, 2006). As principais fontes de radiação UV utilizadas com  $\text{H}_2\text{O}_2$  são as lâmpadas de baixa (LP) e média pressão (MP). As LP são monocromáticas e emitem radiação em, aproximadamente, 254 nm; já as MP são policromáticas e emitem radiação no intervalo de 200 a 400 nm (KWR, 2011). Por emitirem um espectro maior de radiação, as MP seriam mais indicadas para serem utilizadas em POA, por causa da possibilidade da fotólise direta de vários tipos de contaminantes, que podem absorver diferentes comprimentos de radiação para serem degradados. Porém, a maioria dos estudos utiliza LP nas investigações envolvendo POA (GIRI *et al.*, 2011), devido a sua maior disponibilidade em laboratórios e indústrias, além do menor preço. Por apresentar alto poder germicida, graças à capacidade de alterar o DNA dos microrganismos, inativando-os, essas lâmpadas são as mais utilizadas em laboratórios e processos industriais (FRIEDBERG *et al.*, 2006; SUBTIL *et al.*, 2009). As pesquisas são desenvolvidas, dessa forma, utilizando-se da infraestrutura já existente, na tentativa de otimizar o processo de oxidação com o uso dessa radiação. De fato, inúmeros estudos avaliam o processo UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  utilizando radiação UV 254 nm na degradação de ácidos húmicos (YEN; KANG, 2016), fármacos (GIRI *et al.*, 2011), corantes (ARSLAN *et al.*, 2018), entre outros.

De acordo com Giri *et al.* (2011), os POAs que utilizam radiação UV para a geração de radicais e a degradação de compostos orgânicos dependem amplamente da absorção da radiação nos compostos a serem oxidados. Ainda de acordo com o autor supracitado, a oxidação de um contaminante pode apresentar comportamentos distintos quando este está inserido em solução na qual coexistem inúmeros compostos. Dessa forma, devido à variedade físico-química dos poluentes, a investigação da radiação em 254 nm precisa ser investigada.

A utilização de lâmpadas UV-C 254 nm implica na necessidade da investigação da correta dosagem de  $\text{H}_2\text{O}_2$  no processo oxidativo, dada a necessidade de maior concentração de  $\text{H}_2\text{O}_2$  no meio reacional (MOHAMMED; FASNABI, 2016). De acordo com Dezotti (2008), caso esteja em excesso, o  $\text{H}_2\text{O}_2$  pode agir como um sequestrador de radicais  $\bullet\text{OH}$  diminuindo a eficiência do processo oxidativo. O excesso de  $\text{H}_2\text{O}_2$  produz um efeito inibitório para a degradação, pois os radicais  $\bullet\text{OH}$  são susceptíveis a recombinar-se ou reagir de acordo com as Equações 2 e 3 (DEZOTTI, 2008; TAMBOSI, 2005; USEPA, 1998).



A eficiência do processo de tratamento por UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> depende de outros parâmetros que variam de um sistema de oxidação para outro. Alguns desses fatores incluem o pH, as características do efluente e o tempo reacional. A presença de elevada turbidez reduz a eficiência do processo foto-oxidativo já que parte da radiação é absorvida ou dispersa pelas partículas suspensas. A diminuição da transmitância em efluentes concentrados com substâncias solúveis, ou insolúveis, está intimamente ligada com a diminuição da capacidade da radiação em percolar o fluido, promovendo, assim, diminuição da oxidação dos compostos e geração de radicais (AL-KDASI *et al.*, 2004).

Mohammed e Fasnabi (2016) relataram que a fotólise do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> aquoso é dependente do pH e aumenta na medida em que condições mais alcalinas são usadas. Isso ocorre devido ao alto coeficiente de absorvidade molar do ânion HO<sub>2</sub><sup>-</sup>, que a 254 nm é de 240 L.mol<sup>-1</sup>cm<sup>-1</sup>. Todavia, baixos valores de pH (na faixa de 2,5 – 3,5) são normalmente preferidos para o processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, uma vez que em pH ácido o efeito dos capturadores de radicais, especialmente o de íons como carbonatos e bicarbonatos, é anulado (DENG; ZHAO, 2015).

O objetivo deste trabalho foi investigar a utilização do processo oxidativo avançado UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no tratamento de efluentes de lavanderia hospitalar, utilizando-se um planejamento experimental 3<sup>2</sup>, de modo a determinar a concentração ótima do peróxido de hidrogênio com relação a proporção da demanda química de oxigênio (DQO) do efluente em diferentes níveis de pH. Dados relativos à caracterização do efluente e às reduções dos parâmetros nas condições otimizadas também são apresentados neste trabalho.

## METODOLOGIA

### Amostragem

As amostras de efluentes foram coletadas na Lavanderia do Hospital Universitário Regional de Maringá (HUM), Paraná, que tem, atualmente, 123 leitos. O período de amostragem foi de agosto de 2011 a janeiro de 2012. Os dados relativos à descrição da área do estudo foram obtidos pelo setor responsável pelo controle das operações da lavanderia do hospital.

As coletas foram feitas diretamente na caixa de saída dos efluentes da lavanderia hospitalar, em intervalos de 30 minutos, em um período de 8 horas. Ao término da coleta obtinha-se um volume de 16 L, os quais eram armazenados em galões de 20 L, acondicionados em caixa térmica com gelo até a realização dos experimentos de foto-oxidação.

Quando os experimentos não foram realizados no mesmo dia da coleta, o galão com efluente foi armazenado em refrigerador convencional a 4°C. Antes de submeter o efluente ao tratamento, esperava-se até que ele atingisse a temperatura ambiente.

### Caracterização dos efluentes

Oito coletas foram realizadas para a caracterização do efluente. Na seção “Resultados — caracterização do efluente de lavanderia hospitalar” são apresentados o valor médio, o desvio padrão e os valores mínimo e máximo de cada parâmetro analisado nos efluentes dessas coletas.

A otimização das condições experimentais com relação à dosagem de peróxido e ao pH do meio de tratamento foi realizada com o parâmetro de resposta redução de DQO. Os experimentos foram realizados em uma coleta. Na condição ótima de tratamento, os parâmetros cor aparente, turbidez e surfactantes e suas reduções foram determinados também após o processo oxidativo, como forma de caracterizar o efluente tratado.

A DQO foi determinada de acordo com o procedimento descrito no “Standard Methods” (APHA *et al.*, 1998).

Para as amostras de efluente após o tratamento por UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, a DQO era calculada utilizando-se um fator de conversão, pois o H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> residual interfere na determinação da concentração de DQO. Para isso, foi utilizada a conversão proposta por Talini e Anderson (1992), a qual é válida para H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> residual na faixa de 20 a 1.000 mg.L<sup>-1</sup>. A conversão é dada pela Equação 4:

$$\text{DQO} = \text{DQO}_m - d \times f \quad (4)$$

Em que:

d = H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> residual da amostra (mg.L<sup>-1</sup>);

f = fator de correlação igual a 0,25;

DQO<sub>m</sub> = DQO medida (mg O<sub>2</sub>/L).

As medidas de pH foram feitas pelo método potenciométrico, utilizando-se o pHmetro Digimed, modelo DM20, de acordo com a metodologia descrita no manual do aparelho.

Turbidez foi determinada em um turbidímetro portátil HACH, modelo 2100P. O resultado da turbidez é expresso em NTU.

A leitura de cor aparente foi realizada em espectrofotômetro marca HACH, modelo DR/2010, a um comprimento de onda de 455 nm, calibrado com padrões de platina/cobalto.

Para determinar a concentração de surfactantes, utilizou-se metodologia descrita no “Standard Methods” (APHA *et al.*, 1998), para a detecção de tensoativos aniônicos.

O peróxido de hidrogênio residual foi determinado de acordo com procedimento adaptado de Nogueira *et al.* (2005), baseado na reação entre o peróxido de hidrogênio e o íon metavanadato (VO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

A reação leva à formação de íon peroxovanadato ( $\text{VO}_3^-$ ), que absorve fortemente em 446 nm (Nogueira *et al.*, 2005). As leituras foram feitas em espectrofotômetro marca HACH, modelo DR/2010, a um comprimento de onda de 450 nm.

Ensaio microbiológicos com os efluentes brutos e tratados, para a determinação de coliformes totais e coliformes termotolerantes, foram realizados pela técnica dos tubos múltiplos, que permite determinar o número mais provável (NMP) dos microrganismos. A unidade de medida é NMP/100 mL e o limite de detecção do método utilizado foi de 1.600. Amostras cujo NMP/100 mL fossem maiores que 1.600 eram identificadas como > 1.600. A técnica de análise de coliformes foi realizada de acordo com o procedimento descrito no “Standard Methods” (APHA *et al.*, 1998).

### Aparato experimental

A unidade experimental foi constituída por um reator UV (SQ-PA, Brasil) cilíndrico, com dimensões de 30,5 × 5,2 cm, volume útil de 300 mL, de acordo com a Figura 1. A radiação UV era proporcionada por uma lâmpada a vapor de mercúrio (protegida por um bulbo de quartzo), com potência nominal de 10 W, responsável pela emissão de energia luminosa em comprimento de onda de 254 nm.

A intensidade média da radiação UV emitida pela lâmpada foi medida por um radiômetro digital, da Digital Instruments the Art of UV Light Meter, com unidade de medida expressa em  $\mu\text{Ws}\cdot\text{cm}^{-2}$ . Para determinar a intensidade média total da lâmpada, medidas da intensidade foram realizadas ao longo do comprimento da lâmpada. A média da intensidade foi multiplicada pela área lateral da lâmpada,

obtendo-se, desse modo, a intensidade de radiação fornecida pela lâmpada, que foi igual a 1406,1  $\mu\text{Ws}$ .

Os efluentes eram bombeados ao reator a uma vazão de 300 mL  $\text{min}^{-1}$ , sendo recirculados, por um tempo de 60 minutos, sem controle de temperatura. Os ensaios foram conduzidos à temperatura ambiente, utilizando 500 mL de efluente. As temperaturas dos experimentos realizados foram acompanhadas e variaram de 21 a 25°C, ou seja, 23,0 ± 2°C.

### Otimização das condições operacionais do processo de UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$

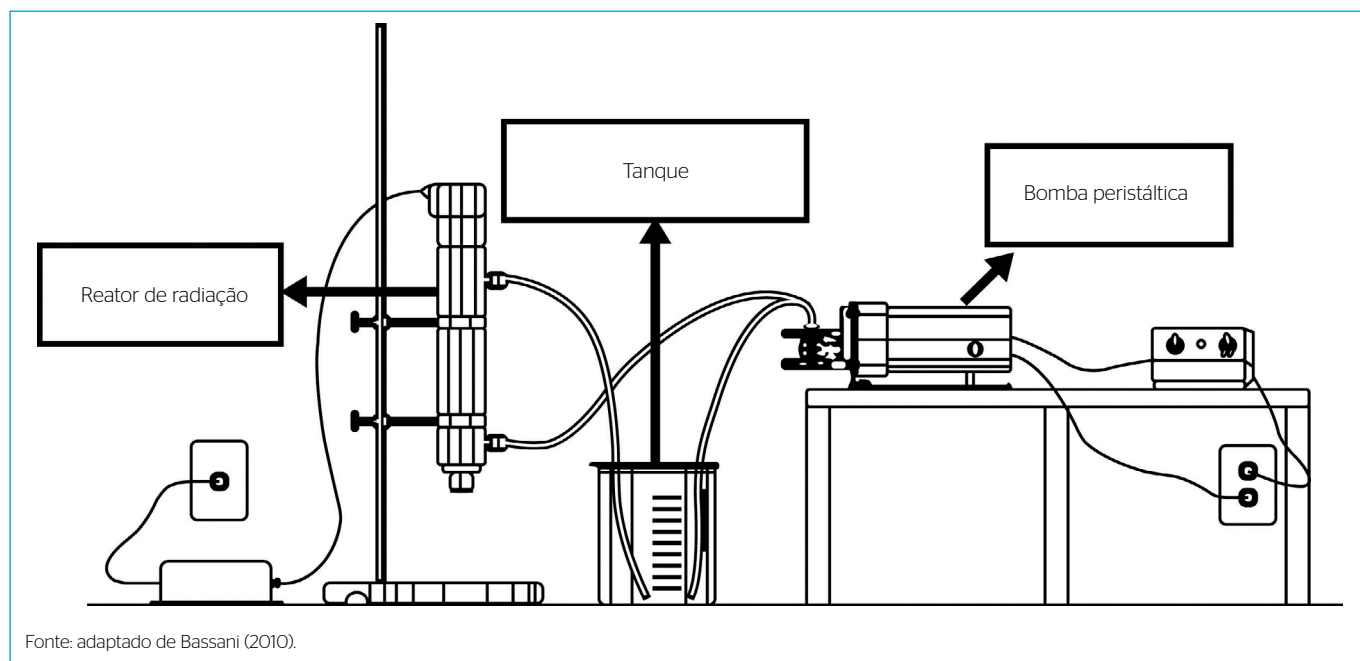
Os experimentos foram realizados a temperatura ambiente (23,0 ± 2°C). A avaliação e otimização do processo de oxidação UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ , com relação à proporção [DQO]:[ $\text{H}_2\text{O}_2$ ] e aos três níveis de pH, foi realizada com o efluente obtido em uma coleta.

#### Avaliação do pH

Foram avaliados os valores de pH de 5, 7 e 9 no tratamento por UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ . O pH do efluente era ajustado antes do tratamento para o valor desejado, utilizando-se solução 1 M de NaOH ou  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Durante a realização dos experimentos o pH era monitorado e controlado em intervalos de 15 minutos.

#### Dosagem de peróxido de hidrogênio

Após o ajuste do pH, o volume requerido de peróxido de hidrogênio era adicionado ao efluente, sendo misturado por 30 segundos, utilizando-se um agitador magnético. Após o período de agitação, o



**Figura 1** - Representação simplificada do sistema de tratamento de radiação UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ .

béquer era levado ao módulo experimental (Figura 1) e iniciava-se o monitoramento do experimento.

A concentração de peróxido de hidrogênio utilizada no meio reacional era determinada de acordo com a DQO inicial do efluente. A razão (m:m) entre [DQO]:[H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] foi avaliada em três níveis, ou seja, em três proporções diferentes: 1:0,5 – 1:2,5 – 1:5,0.

### Planejamento fatorial

A remoção de DQO nos ensaios de UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> foi escolhida como variável resposta para avaliar a eficiência do tratamento oxidativo. O planejamento experimental foi 3<sup>2</sup>. Foram realizados nove tipos de experimentos e a ordem dos ensaios foi determinada por sorteio. Todos os experimentos foram realizados em duplicata, totalizando 18 ensaios.

Os resultados de remoção de DQO foram analisados por meio do programa de análise estatística do SAS Institute, Inc., Cary, N.C., versão 6.12. A superfície de resposta dos tratamentos nos níveis de pH e concentração de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> foi gerada no programa Statistica 8.0.

## RESULTADOS

O levantamento dos dados relativos à descrição do HUM e da área de estudo “lavanderia do HUM” foram obtidos nos setores responsáveis pelo controle das operações dentro do hospital, no setor administrativo, e no controle da lavanderia.

O HUM tem, atualmente, 123 leitos operacionalizados para o Sistema Único de Saúde (SUS), sendo 92 leitos para internamento, dos quais 20 leitos são de terapia intensiva, e 31 leitos de pronto atendimento. Os atendimentos médios mensais no HUM somam cerca de 552 internações, 214 cirurgias, 4.898 atendimentos no pronto atendimento e 1.697 atendimentos ambulatoriais. O quadro de funcionários é composto de 948 servidores. A lavanderia do hospital ocupa um espaço de 100 m<sup>2</sup>. Nela trabalham 29 servidores, assim distribuídos: 4 na área de costura, 8 na área suja (área de recebimento das roupas

suja) e 17 na área limpa (área de secagem e calandragem das roupas). A lavanderia funciona 24 horas por dia, em 3 turnos.

A quantidade média mensal de roupas lavadas é de aproximadamente 43.400 kg. Foi constatado que o volume de água gasto no processo de lavagem para 50 kg de roupas, por máquina, chega a 1,85 m<sup>3</sup> para roupas de sujidade leve, aproximadamente 3,25 m<sup>3</sup> para roupas de sujidade pesada (considerando quatro enxágues iniciais para esse tipo de roupa), 4,25 m<sup>3</sup> para roupas consideradas superpesadas e 3,10 m<sup>3</sup> para roupas do Centro Cirúrgico.

Considerando-se a operação da máquina com sua capacidade máxima, o consumo de água dentro da lavanderia é de, aproximadamente, 37 L/kg de roupa — para roupas com sujidade leve; 65 L/kg de roupa — para roupas com sujidade pesada; 85 L/kg de roupa — para roupas com sujidade superpesada; e 62 L/kg de roupa — para roupas do Centro Cirúrgico. O maior consumo de água observado com o aumento da sujidade das roupas é decorrente de etapas preliminares de enxágue que são dispensadas no processo. Dependendo do grau de sujidade da roupa, são necessários enxágues iniciais para a remoção das sujeiras grosseiras para, posteriormente, serem adicionados alvejantes, detergente e amaciantes para a lavagem. Os valores de consumo de água observados, com exceção das roupas de sujidade leve, são maiores que o estimado pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 1986): 35 a 40 L por kg de roupa. Apesar de ser um documento relativamente antigo, ele é, até hoje, o único que apresenta estimativas de consumo com relação à quantidade de roupas processadas. Esse tipo de dado também não é descrito em artigos científicos da área.

### Caracterização do efluente de lavanderia hospitalar

Na Tabela 1 são apresentados os valores médios dos parâmetros avaliados na caracterização dos efluentes da lavanderia hospitalar do HUM provenientes de oito coletas.

As medidas de pH indicaram valores alcalinos em todas as coletas. Como o efluente é proveniente de lavanderia, os produtos utilizados na higienização das roupas (sabões, alvejantes, amaciantes) apresentam

**Tabela 1 - Caracterização físico-química e microbiológica dos efluentes.**

Parâmetro	Unidades	Mínimo	Máximo	Média	Desvio
pH	-	8,8	9,9	-	-
Cor	Pt/Co	147	230	177	31,3
Turbidez	NTU	32	53	38	8,0
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	302	594	422	102
DBO	mg.L <sup>-1</sup>	121	202	173	73
Surfactantes	mg.L <sup>-1</sup>	1,28	11,2	6,24	7,01
Coliformes totais	NMP/100 mL	Ausentes	Ausentes	-	-
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	Ausentes	Ausentes	-	-

DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda biológica de oxigênio.

pH naturalmente elevados. De acordo com a ficha técnica do detergente utilizado na lavanderia, o pH do produto, à base de nonilfenol polietoxietanol, é de  $12,0 \pm 0,5$ . A grande quantidade de água utilizada durante a lavagem promove a diluição desses produtos e a diminuição dos valores de pH até os valores observados, entre 8,8 e 9,9.

Quanto à cor, verificaram-se variações entre os dias das coletas, esse comportamento, de certo modo, já era esperado, uma vez que a intensidade de cor do efluente da lavanderia hospitalar é função do grau de sujidade da roupa processada no dia. A análise visual permitiu verificar que esses efluentes apresentavam os tons avermelhado, esverdeado, incolor e amarelado. Como cada setor do hospital utiliza roupas de coloração diferentes (Centro Cirúrgico — cores verdes, área suja ou externa — cores amarelas, etc.), as cores observadas são decorrentes do tipo de roupa lavada no dia da coleta. Essas roupas podem soltar corante têxtil, principalmente quando o tecido é novo. O tom avermelhado observado é devido à lavagem de roupas do Centro Cirúrgico, cuja principal sujidade é sangue e substâncias germicidas utilizadas em cirurgias. Sendo assim, a variação observada nesse parâmetro ocorreu devido a essas condições na lavagem das roupas.

Os efluentes, em geral, não apresentaram valores de turbidez elevados (32 a 53 NTU). Tal parâmetro foi quantificado devido à possibilidade de sua interferência no processo de tratamento foto-oxidativo, o que pode resultar em decréscimo da eficiência do tratamento. A turbidez desses efluentes é decorrente, muito provavelmente, da presença de matéria orgânica não solúvel e de fibras de tecidos suspensos no meio líquido. Além disso, em roupas de alta sujidade é comum a presença de sangue e fezes, entre outros fluidos corporais, que influenciam diretamente a quantidade de material suspenso e, por conseguinte, os valores de turbidez. Kist *et al.* (2008) observaram valores de turbidez de 87,9 ( $\pm 10$ ) NTU no efluente de lavanderia hospitalar de um hospital de 180 leitos no Rio Grande do Sul. Os valores maiores que o observado no presente trabalho podem estar relacionados com as características do processo de tratamento na lavanderia pesquisada, com a forma de coleta das amostras do efluente e também com a sujidade das roupas processadas na lavanderia.

Observaram-se baixa concentração de matéria orgânica em termos de DQO e alto desvio padrão. Esse fato, já esperado, deve-se, principalmente, ao grau de sujidade das roupas no dia das coletas, que apresenta grande variação.

Os surfactantes são componentes de difícil remoção no tratamento de efluentes de lavanderias (GE *et al.*, 2004a). As concentrações observadas nas coletas foram, em média,  $6,24 \text{ mg.L}^{-1}$ . A metodologia empregada no presente trabalho foi para determinação da concentração de surfactantes aniônicos (substâncias reativas ao azul de metileno — MBAS, cujas concentrações são determinadas utilizando-se sulfonato de alquil benzeno linear sulfonato — LAS — como padrão nas análises), parâmetro regulado pelas Resoluções nº 357/2005 e nº 430/2011

do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005; 2011). No entanto, o detergente utilizado na lavanderia hospitalar tem como base o composto nonilfenol etoxilado, surfactante não iônico, parâmetro não utilizado para o enquadramento de água e efluentes das resoluções oficiais.

Quanto à caracterização microbiológica dos efluentes, foram analisados coliformes totais e coliformes termotolerantes. Foi observado que o uso de produtos químicos da lavagem levou à inativação celular das bactérias, resultando em efluentes livres desses organismos.

## Avaliação do tratamento por UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

Foram realizados 18 experimentos com o efluente de uma coleta realizada, de modo a avaliar a otimização do processo oxidativo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. O efeito da eficiência da oxidação em termos da redução da quantidade de carga orgânica, medida indiretamente pela análise de DQO, foi avaliado variando-se três níveis da relação [DQO]:[H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] e três níveis de pH, de acordo com o planejamento fatorial 3<sup>2</sup>. Na Tabela 2, são apresentadas as combinações das condições de reação.

Nessa coleta, o efluente da lavanderia hospitalar bruto apresentou DQO inicial:  $217 \text{ mg.L}^{-1}$ , cor: 368 Pt/Co, turbidez: 76 NTU, pH: 9,3 e surfactantes:  $2,19 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Os resultados obtidos nos ensaios de oxidação quanto à remoção de DQO são apresentados na Tabela 3. Os experimentos foram realizados em duplicata e os resultados já foram corrigidos quanto às interferências na análise relativas à presença de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> residual, de acordo com a Equação 4.

A Tabela 4 apresenta a análise de variância dos resultados de remoção de DQO após 60 minutos de tratamento; p-valores menores que 0,05 indicam que o fator exerce efeito significativo no tratamento, com nível de confiança de 95%.

Os resultados da análise de variância (Tabela 4) indicaram que os diferentes níveis dos fatores de pH e da razão [DQO]:[H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>]

**Tabela 2** – Combinação das condições de tratamento UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

Experimento Nº	Variável natural	
	pH	[DQO]:[H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ]
1	5	1:0,5
2	5	1:2,5
3	5	1:5
4	7	1:0,5
5	7	1:2,5
6	7	1:5
7	9	1:0,5
8	9	1:2,5
9	9	1:5

DQO: demanda química de oxigênio. Efluente de Lavanderia Hospitalar Bruto: DQO =  $217 \text{ mg.L}^{-1}$ ; tempo de exposição à radiação UV: 60 minutos; vazão:  $300 \text{ Lmin}^{-1}$ .

afetaram de maneira significativa a remoção de DQO, após o tratamento ( $p$ -valor  $< 0,05$ ).

Observou-se também que a interação entre os fatores ( $x_1, x_2$ ) afetou o tratamento de modo significativo. Neste caso, existe interação entre os fatores e estes não afetaram independentemente a resposta.

Pela análise de Tukey, cujos resultados estão apresentados na Tabela 5, foi possível verificar os diferentes níveis dos fatores e quais desses apresentam diferenças estatísticas entre si, bem como qual condição operacional apresentou a melhor remoção de DQO. No agrupamento de Tukey, níveis com letras diferentes, dentro de um fator, indicam que esses níveis fornecem respostas significativamente diferentes.

Com relação aos níveis de pH, o agrupamento de Tukey indicou que os três níveis forneceram respostas estatisticamente diferentes entre si. Neste caso, pela análise da média de remoção obtida, percebe-se que o nível pH 9 foi o que forneceu maior remoção de DQO, 45,1%, sendo, portanto, o pH que forneceu as melhores condições para a oxidação da matéria orgânica.

Com relação à razão entre  $[DQO]:[H_2O_2]$ , o agrupamento de Tukey indicou que os níveis baixo e alto (razões 1:0,5 e 1:5) não apresentaram

diferenças significativas entre si (identificados pela mesma letra B), porém apresentaram diferenças em comparação com o nível médio (razão 1:2,5 identificada pela letra A). Como no nível médio (1:2,5) observou-se maior redução média de DQO, considera-se que este é o que fornece a melhor resposta de tratamento.

Na Figura 2, são apresentados graficamente os níveis de cada fator e as reduções médias obtidas nesses níveis, de acordo com a Tabela 5.

Pode-se observar, na Figura 2A, que a redução de DQO diminuiu à medida que se aumenta o pH de 5 para 7. Com pH 7, observou-se a menor remoção de DQO. Porém, em meio alcalino (pH 9), o processo teve sua eficiência aumentada, obtendo-se a maior remoção de DQO. Mohammed e Fasnabi (2016) relataram que a fotólise do  $H_2O_2$  aquoso é dependente do pH e aumenta à medida que condições mais alcalinas são usadas. Isso ocorre devido ao alto coeficiente de absorvidade molar do ânion  $HO_2^-$ , que a 254 nm é de  $240 L \cdot mol^{-1} \cdot cm^{-1}$ . Por outro lado, a utilização de pH ácido (na faixa de 2,5 – 3,5) pode ser preferida caso haja a presença de sequestradores de radicais em solução, como, por exemplo, íons carbonatos e bicarbonatos (GOGATE; PANDIT, 2004; DENG; ZAHO, 2015). Esses íons sequestram os radicais hidroxilas

**Tabela 3 - Remoção percentual da demanda química de oxigênio após o tratamento de 60 minutos por UV/ $H_2O_2$ .**

[DQO]:[ $H_2O_2$ ]	pH 5			pH 7			pH 9		
	1	2	média	1	2	média	1	2	média
[1:0,5]	25,2	26,9	26,1	38,1	41,2	39,7	29,2	32,8	31,0
[1:2,5]	51,4	49,8	50,6	33,1	35,6	34,4	56,7	63,8	60,3
[1:5]	34,4	34,2	34,3	7,6	8,2	7,9	40,1	47,8	44,0

DQO: demanda química de oxigênio.

**Tabela 4 - Análise de variância dos resultados de remoção de demanda química de oxigênio.**

Fator	Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Média quadrática	F	valor p
$x_1 = pH$	2	949,52	474,76	59,19	0,0001
$x_2 = [DQO]:[H_2O_2]$	2	1322,32	661,16	82,43	0,0001
$x_1, x_2$	4	1318,45	329,61	41,10	0,0001
Erro	9	72,19	8,02	55,95	
Total corrigido	17	3662,48			

DQO: demanda química de oxigênio.  $R^2 = 0,9802$ ; % média de remoção de DQO = 36,45.

**Tabela 5 - Análise dos níveis dos fatores por meio do teste de Tukey.**

Variável resposta	Fator	Nível	Agrupamento de Tukey	Remoção média	Melhor resposta
DQO	pH	9	A	45,1	pH 9
		7	B	27,3	
		5	C	37,0	
	[DQO]:[ $H_2O_2$ ]	1:0,5	B	32,2	Razão 1:2,5
		1:2,5	A	48,4	
		1:5	B	28,7	

DQO: demanda química de oxigênio.



gerados, diminuindo a eficiência do processo de oxidação. É provável que, neste presente estudo, a maior remoção alcançada em pH básico seja devido ao efluente não apresentar, ou apresentar em baixa concentração, capturadores de radicais, ou ainda, seja resultante da maior porcentagem de fotólise do peróxido alcançada com esse pH. Além disso, de acordo com Teixeira e Jardim (2004), em muitos casos o principal efeito do pH no processo oxidativo decorre de mudança nas propriedades dos substratos orgânicos a serem degradados, como os processos de ionização, que podem facilitar a degradação dessas substâncias.

O controle de pH durante o tratamento foi necessário após a diminuição do pH, principalmente quando o experimento era realizado em pH 7 e 9. A mudança de pH durante os experimentos ocorre em decorrência da formação de ácidos carboxílicos, notadamente ácido acético e ácido oxálico, e, principalmente, ácido fórmico. Esses ácidos são gerados como produtos da degradação dos compostos orgânicos presentes no efluente, como é o caso, por exemplo, dos surfactantes não iônicos (KARCI *et al.* 2013).

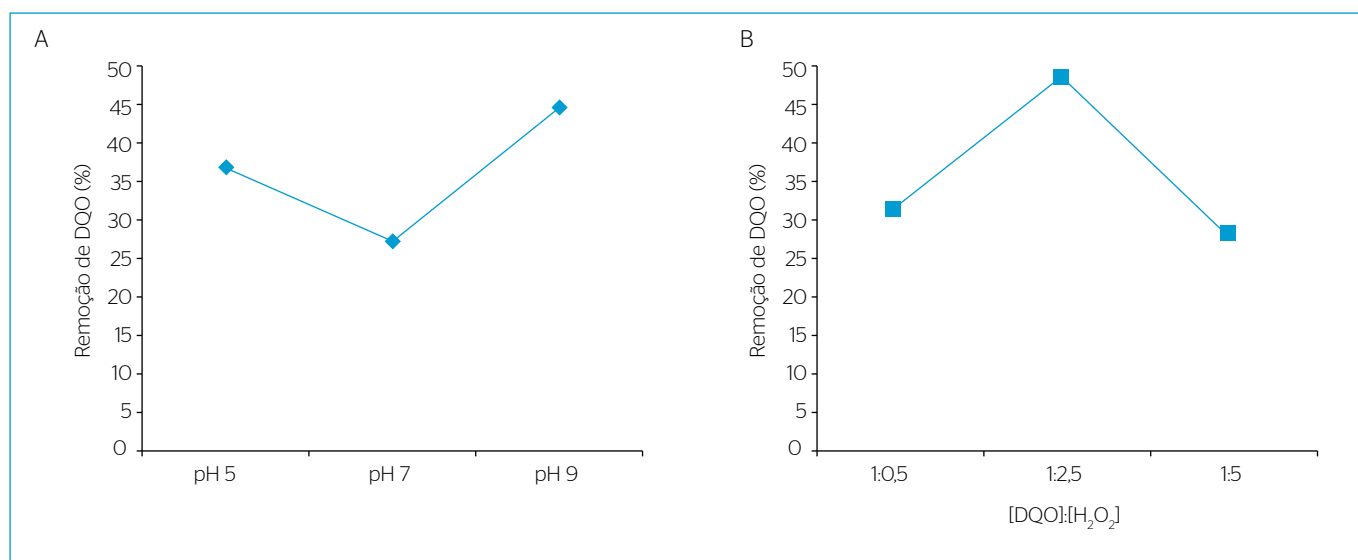
Giri *et al.* (2011), estudando a degradação de fármacos pelo processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> utilizando radiação UV-254 nm, observaram que o pH diminuía com o tempo e o aumento da dose de peróxido no meio. Arslan *et al.* (2018) não observaram diferenças significativas na degradação de corante entre os pH avaliados, utilizando o processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> – 254 nm, sendo a dose de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> o único fator que influenciou o tratamento. Liao *et al.* (2001) avaliaram o desempenho do processo de oxidação por UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de ácidos húmicos na presença de íons metálicos de cobre. Os autores observaram que a menor degradação foi atingida em pH próximo ao neutro (6), sendo que tanto em pH ácido (4) quanto em pH alcalino (9) as maiores remoções de carbono orgânico total (COT) foram obtidas. Observa-se que a influência do pH no meio reacional é um fator complexo a ser analisado, dadas a variedade de

constituintes na fase líquida e as diferentes interações que essas substâncias estabelecem com o processo de oxidação nos diferentes pH, sendo, portanto, necessário o estudo particular sobre esse parâmetro em cada caso específico.

Com relação à razão [DQO]:[H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>], a Figura 2B mostra que os níveis baixo (1:0,5) e alto (1:5) foram os que promoveram as menores reduções de DQO. Na razão de 1:0,5, a baixa dosagem de peróxido no meio líquido pode ter sido insuficiente para a degradação dos constituintes do efluente, seja pela oxidação direta do peróxido com os compostos ou pela menor produção de radicais hidroxila provocada pela baixa concentração do agente oxidante. Na maior dosagem de peróxido (proporção 1:5), o excesso de peróxido no meio pode agir como sequestrante de radicais hidroxila, diminuindo a eficiência da produção de radicais hidroxila e a degradação direta dos constituintes pelo peróxido (TEIXEIRA; JARDIM, 2003). De acordo com Dezotti (2008), o excesso de peróxido de hidrogênio, em sistemas oxidativos UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, faz com que este passe a agir como sequestrante de radicais livres, diminuindo a concentração de radicais hidroxila no meio e reduzindo, assim, o poder oxidativo do tratamento. Esse comportamento pode estar relacionado com a menor redução de DQO, observada na maior dosagem do oxidante peróxido de hidrogênio. Na razão intermediária de [DQO]:[H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] de 1:2,5, a maior oxidação da matéria orgânica foi observada.

Na Figura 3, o gráfico da superfície de resposta do tratamento UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, relativo à redução de DQO, nos níveis de -1 a 1 de pH (5, 7, 9) e de -1 a 1 de razão [DQO]:[H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] (1:0,5; 1:2,5; 1,5,0), é apresentado.

Pela Figura 3, fica evidente o perfil de respostas obtidas pelo tratamento do efluente da lavanderia hospitalar pelo processo oxidativo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Quando o pH está nos níveis mais baixo (5) e mais alto (9), a resposta do tratamento é maior no nível médio da concentração de

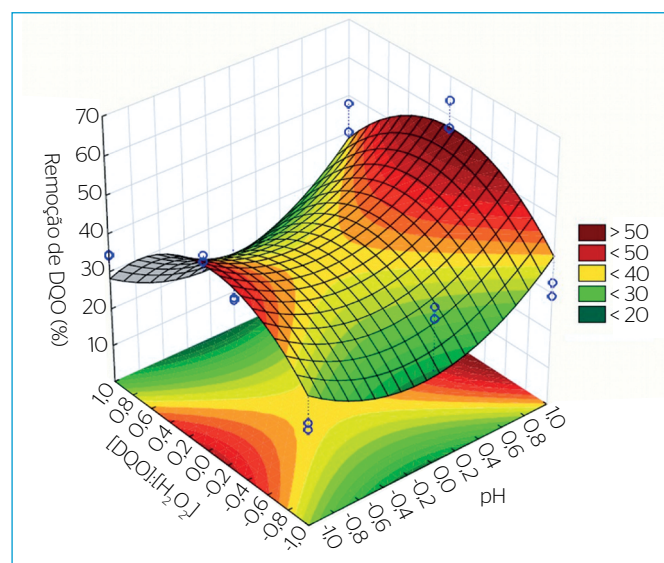


**Figura 2** - Efeito dos fatores na remoção de demanda química de oxigênio: (A) pH e (B) [DQO]:[H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>].

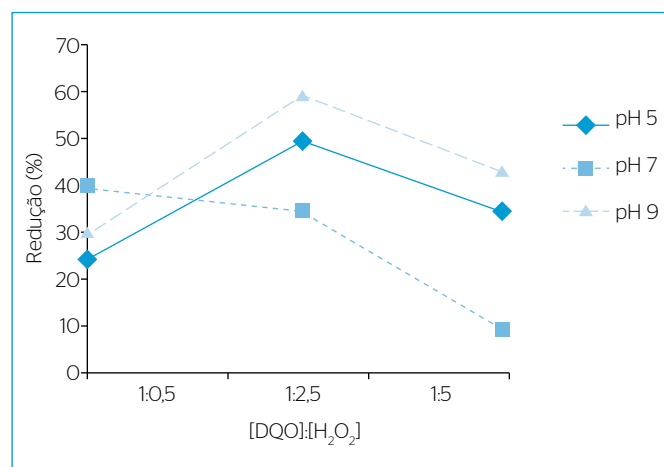
peróxido de hidrogênio. A tendência do tratamento é que a remoção de DQO seja maior quanto maior for o nível de pH, ou seja, quanto mais alcalino for o meio reacional de oxidação. Em contrapartida, a eficiência de remoção de DQO tende a ser menor em pH neutro (nível médio) nas condições em que a concentração de peróxido de hidrogênio é mais alta e mais baixa.

Na Figura 4, observa-se o efeito interativo cruzado indicado pela análise da variância.

Com relação à interação entre os fatores pH e dosagem de peróxido, indicada pela análise da variância, verifica-se esta ocorrência entre os níveis baixo e médio de dosagem, bem como entre os diferentes pH. No nível baixo de dosagem de peróxido, razão  $[DQO]:[H_2O_2]$  de 1:0,5, o melhor resultado foi obtido em pH 7. Porém, com o aumento do peróxido no meio reacional, o efeito cruzado é observado e o pH 7



**Figura 3** - Superfície de resposta do tratamento UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> do efluente de lavanderia hospitalar.



**Figura 4** - Efeito de interação entre os níveis de pH e razão  $[DQO]:[H_2O_2]$ .

apresenta as piores respostas com o aumento da razão  $[DQO]:[H_2O_2]$ . O encontro entre as linhas do gráfico da Figura 4 indica que há efeito interativo cruzado entre os níveis de fatores estatisticamente avaliados, que anteriormente havia sido indicado pela análise de variância.

Com relação ao peróxido residual, quantificado no final dos experimentos, observa-se que após o tratamento, na melhor condição operacional considerada, ainda foram observadas concentrações de cerca de 72,0 mg/L de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> não reagidos.

Nas melhores condições de tratamento — razão  $[DQO]:[H_2O_2]$  1:2,5 e pH 9 — as remoções de cor e turbidez foram de 48,5 e 53,4%, respectivamente. A remoção de surfactantes aniônicos foi de 98,2%. Kist *et al.* (2006) avaliaram os seguintes POAs combinados: O<sub>3</sub>/UV; TiO<sub>2</sub>/UV; O<sub>3</sub>/TiO<sub>2</sub> e UV/TiO<sub>2</sub>/O para o tratamento de efluente de lavanderia hospitalar. Os valores de pH utilizados nos tratamentos foram próximos de 10,5 e lâmpadas UV-C 254 nm foram utilizadas para emissão de radiação. Os autores obtiveram remoção de turbidez na faixa entre 30 e 48%, e remoção de COT entre 20,33 e 30,19%. Comparando-se os resultados obtidos no presente trabalho com os de Kist *et al.* (2006), em diferentes processos oxidativos, observa-se que a otimização das condições de tratamento alcançadas foi capaz de promover um tratamento com eficiência satisfatória, devido aos melhores resultados obtidos com a oxidação UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. No trabalho de Kist *et al.* (2006), além de maior turbidez, decorrente da maior presença de matéria orgânica, indicada pelo valor de COT, a presença de microrganismos pode também estar relacionada às menores remoções obtidas nesses parâmetros.

Embora os resultados de remoção de cor e turbidez obtidos no presente trabalho tenham sido satisfatórios, a presença de cor e turbidez nos efluentes após o processo de oxidação indica a necessidade de tratamentos complementares para a redução desses parâmetros. Caso sejam empregados pré-tratamentos para a remoção desses parâmetros, espera-se que a eficiência do processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> seja aumentada devido ao maior poder de penetração da radiação UV no efluente.

## CONCLUSÕES

O processo de tratamento de efluentes de lavanderia hospitalar por UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, na condição otimizada, foi melhor na razão  $[DQO]:[H_2O_2]$  1:2,5 e pH 9. A redução da concentração de surfactantes atingiu o valor de 98% quando o efluente foi submetido ao tratamento nas condições estatisticamente ótimas. A remoção de surfactantes dessa magnitude é importante, visto que esse tipo de substância pode exercer efeitos tóxicos no ambiente aquático, mesmo em baixas concentrações. Além disso, esse processo foi capaz de mineralizar cerca de 60% da matéria orgânica, estimada pela leitura de DQO.

Os resultados indicaram a necessidade de adoção de tratamentos complementares para a remoção de cor e turbidez do efluente.

## REFERÊNCIAS

- ALBRECHT, C. (2007) *Impactos ambientais dos efluentes de lavanderia hospitalar e tratamento com foto-ozonização catalítica*. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 62p.
- AL-KDASI, A.; IDRIS, A.; SAED, K.; GUAN, C.T. (2004) Treatment of textile wastewater by advanced oxidation processes - a review. *Global Nest: the International Journal*, v. 6, n. 3, p. 222-230.
- APHA; AWWA; WPCF. (1998) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st edition. Washington, DC, USA: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- ARSLAN, A.; TOPKAYA, E.; BINGÖL, D.; VELI, S. (2018) Removal of anionic surfactant sodium dodecyl sulfate from aqueous solutions by O<sub>3</sub>/UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> advanced oxidation process: Process optimization with response surface methodology approach. *Sustainable Environment Research*, v. 28, n. 2, p. 65-71.
- BRASIL. (1986) Ministério da Saúde. *Manual de lavanderia hospitalar*. Brasília: Centro de Documentação do Ministério da Saúde, Série A: Normas e Manuais Técnicos.
- BASSANI, F. (2010) *Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio*. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 127p.
- CHITNIS, V.; CHITNIS, S.; VAIDYA, K.; RAVIKANT, S.; PATIL, S.; CHITNIS, D.S. (2004) Bacterial population changes in hospital effluent treatment plant in central India. *Water Research*, v. 38, n. 2, p. 441-447.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. (2005) *Resolução 357 de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 30 abr. 2018.
- \_\_\_\_\_. (2011) *Resolução 430 de 13 de maio de 2011*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 30 abr. 2018.
- DENG, Y.; ZHAO, R. (2015) *Advanced oxidation processes (AOPs) in wastewater treatment*. Water Pollution (S Sengupta, Section Editor).
- DEZOTTI, M. (2008) *Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos*. Rio de Janeiro: E-papers, 360p.
- EMMANUEL, E.; PIERRE, M.G.; PERRODIN, Y. (2009) Groundwater contamination by microbiological and chemical substances released from hospital wastewater: Health risk assessment for drinking water consumers. *Environment International*, v. 35, p. 718-726.
- FRIEDBERG, R.G.; WALKER, G.C.; SIEDE, W.; WOOD, R.D.; SCHULTZ, R.A.; ELLENBERGER, T. (2006) *DNA Repair and Mutagenesis*. ASM Press - USA.
- GARCÍA-SANZ-CALCEDO, J.; LÓPEZ-RODRIGUEZ, F.; YUSAF, T.; AL-KASSIR, A. (2017) Analysis of the Average annual consumption of water in the hospitals of Extremadura (Spain). *Energies*, v. 10, p. 479.
- GE, J.; QU, J.; LEI, P.; LIU, H. (2004a) New bipolar electrocoagulation-electroflotation process for the treatment of laundry wastewater. *Separation Purification Technology*, v. 36, p. 33-39.
- \_\_\_\_\_. (2004b) New bipolar electrocoagulation-electroflotation process for the treatment of laundry wastewater. *Separation Purification Technology*, v. 36, p. 33-39.
- GOGATE, P.R.; PANDIT, A.B. (2004) A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*, v. 8, p. 501-551.
- GIRI, R.R.; OZAKI, H.; TAKAYANAGI, Y.; TANIGUCHI, S.; TAKANAMI, R. (2011) Efficacy of ultraviolet radiation and hydrogen peroxide oxidation to eliminate large number of pharmaceutical compounds in mixed solution. *International Journal of Environmental Science & Technology*, v. 8, n. 1, p. 19-30.
- HUANG, C.P.; DONG, C.; TANG, Z. (1993) Advanced chemical oxidation: its present role and potential future in hazardous waste treatment. *Waste Management*, v. 13, n. 5-7, p. 361-377.
- IBEH, I.N.; OMORUYI, M.I. (2011) Seasonal Dynamics in the physiochemical parameters of hospital effluent from a university teaching hospital based in Southern Nigeria. *Journal of Asian Scientific Research*, v. 1, n. 1, p. 7-17.
- KARCI, A.; ALATON, I.A.; BERKOBET, M. (2013) Oxidation of nonylphenol ethoxylates in aqueous solution by UV-C photolysis, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV-C, Fenton and photo-Fenton processes: are these processes toxicologically safe? *Water Science & Technology*, v. 68, n. 8, p. 1801-1809.
- KIST, L.T.; ALBRECHT, C.; MACHAD, E.L. (2008) Hospital laundry wastewater disinfection with catalytic photo-ozonization. *Clean - Soil, Air, Water*, v. 36, n. 9, p.775-780.
- KIST, L.T.; MACHADO, E.L.; ALBRECHT, C.; WEIDE, M. (2006) Gerenciamento e aplicação do método fenton para tratamento de efluente de lavanderia hospitalar. In: AIDIS; Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Sección Uruguay. *Rescatando antiguos principios para los nuevos desafíos del milenio*. Montevideú, Uruguay, p. 1-7.

- KWR. (2011) *New concepts of UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation*. Beerendonk, USA: KWR - Water Research Institute, C.H.M. Hofman-Caris & E.F.
- LIAO, C-H.; LU, M-C.; SU, S-H. (2001) Role of cupric ions in the H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV oxidation of humic acids, *Chemosphere*, v. 44, n. 5, p. 913-919.
- LUTTERBECK, C.A. (2010) *Eficiência da Detoxificação de Efluentes da Lavanderia Hospitalar através do uso de métodos Eletroquímicos*. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 118p.
- MOHAMMED, S.; FASNABI, P.A. (2016) Removal of dicofol from wastewater using advanced oxidation process. *Procedia Technology*, v. 24, p. 645-653.
- ORIAS, F.; PERRODIN, Y. (2013) Characterisation of the ecotoxicity of hospital effluents: a review. *Science of the Total Environment*, p. 454-455.
- NOGUEIRA, R.F.P.; OLIVEIRA, M.C.; PATERLINI, W.C. (2005) Simple and fast spectrophotometric determination of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> in photo-Fenton reactions using metavanadate. *Talanta*, v. 66, p. 86-91.
- SUBTIL, E.L.; MIERZWA, J.C.; HESPANOL, I. (2009) Avaliação do desempenho do sistema UVH<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no tratamento de efluentes provenientes de tratamento térmico de emulsões de água e óleo. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 4, n. 3, p. 169-180.
- TAMBOSI, J.L. (2005) *Remediação de efluente da indústria de papel e celulose por processos oxidativos avançados e coagulação férrica*. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 131p.
- TALINI, I.; ANDERSON, G.K. (1992) Interference of hydrogen peroxide on the standard COD test. *Water Research*, v. 26, n. 1, p. 107-110.
- TEIXEIRA, C.P.A.B.; JARDIM, W.F. (2004) *Processos oxidativos avançados: conceitos teóricos*. Caderno Temático, v. 3, Campinas: Universidade Estadual de Campinas.
- TSAKONA, M.; ANAGNOSTOPOULOU, E.; GIDARAKOS, E. (2006) Hospital waste management and toxicity evaluation: a case study. *Waste Management*, v. 27, n. 2, p. 912-920.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. (1998) *Handbook Advanced Photochemical Oxidation Processes*. EPA/625/R-98/004. Washington, DC: Government Printing Office.
- VERLICCHI, P. (2018) *Hospital Wastewaters - Characteristics, Management, Treatment and Environmental Risks*. The Handbook of Environmental Chemistry - Serie Editors: Damià Barceló, Andrey G. Kostianoy.
- VERLICCHI, P.; AUKIDY, M.A.; GALLETI, A.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. (2012) Hospital effluent: investigation of the concentrations and distribution of pharmaceuticals and environmental risk assessment. *The Science of the Total Environment*, n. 430, p. 109-118.
- YEN, H.H.; KANG, S.F. (2016) Effect of organic molecular weight on mineralization and energy consumption of humic acid by H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV oxidation. *Environmental Technology*, v. 37, n. 17, p. 2199-2205.
- ZOTESSO, J.P.; COSSICH, E.S.; JANEIRO, V.; TAVARES, C.R.G. (2016) Treatment of hospital laundry wastewater by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process. *Environmental Science and Pollution Research International*, v. 24, n. 7, p. 6278-6287.