

Tratamento biológico em reatores sequenciados anaeróbio-aeróbio com efluente vinícola

Biological treatment in anaerobic-aerobic sequential reactors with winery wastewater

• **Data de entrada:**
18/04/2019


• **Data de aprovação:**
17/12/2019

Daniel Shuzo Ikeno^{1*} | Karina Querne de Carvalho² | Flavio Bentes Freire² |
Fernando Hermes Passig² | Bruna Pavoni Ximenes da Silva¹


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.030>


ORCID ID

Ikeno DS  <https://orcid.org/0000-0003-1054-8734>

Carvalho KQ  <https://orcid.org/0000-0003-4577-7537>

Freire FB  <https://orcid.org/0000-0002-5459-5578>

Passig FH  <https://orcid.org/0000-0002-7461-0616>

Silva BPX  <https://orcid.org/0000-0002-9538-817X>

Resumo

O presente estudo tem por finalidade analisar o tratamento de efluente vinícola em sistema combinado de um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB) seguido de um filtro biológico aeróbio submerso (FBAS) na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada, fosforada e de compostos fenólicos totais para enquadramento nos padrões ambientais de lançamento local. O sistema de escala laboratorial foi operado com efluente vinícola em diferentes concentrações de DQO (500-1000 mg.L⁻¹; Etapa I, II e III e 1000-2000 mg.L⁻¹; Etapa IV e V) e foi variado também seu TDH (16h; Etapas III e IV 18h; Etapas II e V e 24h; Etapa I). Dos 422 dias de operação, o sistema combinado apresentou estado de equilíbrio aparente no dia 134, no qual foram iniciados os perfis de amostragem das características físico-químicas. As etapas I, II e III atenderam às legislações locais (< 200 mgDQOb.L⁻¹) no residual orgânico máximo de 39 mgDQOb.L⁻¹. A remoção dos nutrientes na forma de nitrito e nitrato atende à demanda da legislação nas etapas II, III, IV e V, apenas na primeira que o valor para nitrito ficou 0,4 mgNO₂-.L⁻¹ acima do limite. Os compostos fosforados não alcançaram em nenhuma etapa o limite máximo de lançamento (< 0,03 mg.L⁻¹). A remoção dos compostos fenólicos ocorreu predominantemente na fase anaeróbia, tendo residual mínimo de 3,1 mgCFT.L⁻¹. Portanto, é possível identificar que a condição com TDH global de 16 horas e concentração inicial do efluente vinícola de 500 a 1000 mgDQOb.⁻¹ apresentou as melhores eficiências de remoção das características estudadas e para condições experimentais ao serem aplicadas a indústria. O efluente final do sistema UASB-FBAS atende parcialmente às legislações da Resolução Conama 357/2005, 430/2011; e à Portaria 70/2009 da CEMA. Dentre as características analisadas, é possível concluir que os maiores problemas de remoção foram os compostos fenólicos totais e fósforo total.

Palavras-chave: Águas Residuárias. UASB. FBAS. Remoção Nutriente. Compostos Fenólicos.

¹ Universidade Federal do Paraná (UFPR) - Curitiba - Paraná - Brasil.

² Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Curitiba - Paraná - Brasil.

*Autor correspondente: dan.ikeno86@gmail.com.

Abstract

The present study aims to analyze the treatment of wine wastewater in a combined system of an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) followed by a submerged aerobic biological filter (FBAS) in the removal of carbonaceous matter, nitrogen, phosphorus and total phenolic compounds to fit the local environmental standards. The laboratory scale system was operated with wine wastewater at different concentrations of COD (500-1000 mg.L⁻¹; stage I, II and III, and 1000-2000 mg.L⁻¹; stage IV and V) and its TDH (16h; stage III and IV, 18h stage II and V, and 24h; stage I) was also varied. From the 422 days of operation, the combined system showed apparent equilibrium on day 134 when the sampling profiles of the physicochemical characteristics were started. Stages I, II and III, complied with local legislation (< 200 mgDQOb.L⁻¹) and the maximum organic residual was 39 mgDQOb.L⁻¹. The removal of nutrients in the form of nitrite and nitrate meets the demand of legislation in the stages. II, III, IV and V, only in the first that the value for nitrite was 0.4 mgNO₂-.L⁻¹ above the limit. From the 422 days of operation, the combined system showed an apparent equilibrium state at day 134 and in stages I, II and III its effluent was below 200 mgDQO.L⁻¹. The nutrient removal stages II, III, IV and V were below the nitrite and nitrate limits. The study understood that the combined system would require complementary treatment for removal of total phosphorus and phenolic compounds. Phosphorus compounds did not reach any step or maximum release limit (< 0.03 mg.L⁻¹). Removal of phenolic compounds occurred predominantly in the anaerobic phase, with a minimum residue of 3.1 mgCFT.L⁻¹. Therefore, it is possible to identify what is the condition with 16 hour global HRT and the initial effluent concentration from 500 to 1000 mgDQOb.L⁻¹, shows how the best traits removal efficiencies studied and for experimental conditions when using industrial substances. The final effluent from the UASB-FBAS system follows as legislations of Resolution Conama 357/2005, 430/2011; and CEMA Ordinance 70/2009. Among the characteristics analyzed, it can be concluded that the major removal problems were total phenolic compounds and total fossils.

Keywords: Calibration. Absolute roughness. Standardization routine. Objective functions.

1 INTRODUÇÃO

Efluentes vinícolas são gerados por processos e operações realizados na produção dos mais variados tipos de vinho, lavagem de equipamentos envolvidos no processo produtivo e na higienização de garrafas e recipientes. Esse efluente final é um ponto de atenção ambiental em diversas localidades do mundo (CHAI et al., 2013; IOANNOU; PUMA; FATTA-KASSINOS, 2015; LITAOR et al., 2015; MOREIRA et al., 2015).

Esse problema se torna peculiar devido às sazonalidades das colheitas. Os tipos de produções, o tamanho das adegas, os produtos manufaturados e a estratégia interna da fabricação influenciam diretamente na qualidade e na quantidade do efluente gerado (PETRUCCIOLI; DUARTE; FEDERICI, 2000; EYVAZ et al., 2014).

A singularidade das variações da manufatura dos vinhos gera efluentes com variações de matéria orgânica com concentração de 320 a 210.000 mg.L⁻¹ em termos de demanda química de oxigênio (DQO), de nutrientes como o nitrogênio total, fósforo total e compostos fenólicos totais (CFT) apresentam variações de 0,001 a 138,0 mg.L⁻¹; 0,3 a 35,0 mg.L⁻¹ e 5,1 a 19,7 mg.L⁻¹, respectivamente (PETRUCCIOLI; DUARTE; FEDERICI, 2000; WELZ et al., 2014; ANDREOTTOLA et al., 2005; LOFRANO; MERIC, 2014).

Embora o efluente final possua variações nas características físico-químicas, no Brasil existem legislações que regulamentam a qualidade final que cada vinícola deve obter em seu tratamento. No âmbito federal, a resolução Conama 357/2005 e 430/2011 determina o limite de

concentração final de até 10,0 mg.L⁻¹ de nitrato; 1,0 mg.L⁻¹ de nitrito e 0,03 mg.L⁻¹ de fósforo total. Localmente, a legislação estadual resolução CEMA n° 70/2009 estabelece limites de variação de pH final entre 5,0 a 9,0; temperatura máxima de 40 °C e DQO máxima de 200,0 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005; PARANÁ, 2009; BRASIL, 2011).

Na literatura técnico-científica, os processos físico-químicos têm sido reportados com ótimos resultados em curto período de tempo e com menor demanda de área para instalação. Podem ser citados os processos oxidativos avançados de Fenton e Foto-Fenton (HEREDIA et al., 2005; IOANNOU et al., 2013; MOREIRA et al., 2015; SANTOS et al., 2015), coagulação e floculação (BRAZ et al., 2010), eletrocoagulação (EYVAZ et al., 2014), dentre outros. Entretanto, esses processos requerem manutenção periódica e mão de obra qualificada para operação, acarretando elevados custos operacionais.

Dessa forma, visando às adegas de menor porte – logo, as que dispõem de menos recursos para instalação de processos avançados de tratamento –, existem diversas opções para o tratamento do efluente vinícola. Dentre eles, os processos biológicos apresentam sistemas compactos, demandam menor consumo de energia e apresentam bom índice de remoção de nutrientes e matéria orgânica, mesmo em longos períodos de interrupção (CHERNICHARO, 1997).

Dos processos biológicos, é possível citar os reatores aeróbios de alta taxa, filtro anaeróbio de fluxo ascendente seguido de reator tipo UASB, filtro aerado de leito fixo e reator tipo UASB isolado. Entretanto, não foram encontrados estudos com a combinação de sistemas de tratamentos combinados anaeróbio-aeróbio (CHAI et al., 2013; LITAOR et al., 2015; MOE; AUNG;

2014; COURAS et al., 2015; KALYANARAMAN; KAMESWATI; RAO, 2014; BASSET et al., 2013).

Dentro desse contexto, foi analisado o comportamento de um reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (tipo UASB) seguido de um filtro biológico aerado submerso (FBAS) de fluxo contínuo, com recirculação da fase líquida, avaliando a remoção de matéria carbonácea, nitrogenada, fosforada e compostos fenólicos totais de efluente vinícola para enquadramento nos padrões local de lançamento de efluentes.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Bioreatores

O reator tipo UASB e o filtro FBAS são constituídos de tubos de plexiglass, com 0,55 cm de altura, 0,048 cm de diâmetro interno, resultando no volume total de 1,0 L e volume útil de 0,85 L, conectados por mangueiras de silicone (Fig. 1a). O separador trifásico do reator tipo UASB, confeccionado em plexiglass, possui 0,03 cm de altura e 0,037 cm de diâmetro.

A alimentação do sistema de tratamento foi feita com uma bomba dosadora (Fig. 1a - B1) do tipo pistão com fluxo em pulso da marca Prominent, modelo Concept plus, a partir de um reservatório de polietileno de alta densidade (PEAD) com capacidade de 100 L.

A recirculação do efluente tratado pelo filtro FBAS foi feita para o reator tipo UASB, em 50% da vazão de alimentação do sistema, por meio de uma bomba dosadora (Figura 1.a - B2) do tipo pistão com fluxo em pulso da marca Prominent, modelo Concept plus, para fornecimento de fonte de carbono e promoção da nitrificação e desnitrificação, conforme reportado por Chernicharo (1997) e Martínez-Sibaja et al. (2011).

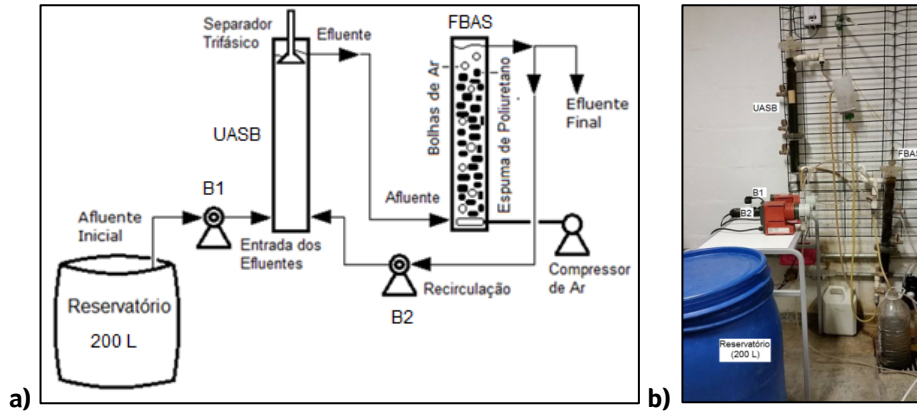


Figura 1 - Desenho esquemático do aparato experimental composto por reator tipo UASB e filtro FBAS - a) desenho esquemático com o fluxo hídrico; b) foto do aparato experimental construído e equipamentos identificados de acordo com suas indicações.

A aeração do FBAS foi feita por um compressor de ar de uso profissional de 2 estágios da marca Motomil modelo MAV 15/200, com um controlador que limita a pressão a 1 atm seguido de um fluxômetro para controle da vazão de aeração, que injeta ar na câmara de aeração através de uma pedra porosa, com o objetivo de promover a difusão de ar. A difusão foi mantida com concentração de $2,0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, conforme recomendado por Gerardi (2006).

Acima da peça confeccionada para a difusão homogênea de aeração a partir da pedra porosa, foram inseridas matrizes cúbicas de espuma de poliuretano como meio suporte para imobilização da biomassa no FBAS, com 1,0 cm de lado (aresta), densidade aparente de $23 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e porosidade de 95%, como descrito por Abreu e Zaiat (2008). O

preenchimento do FBAS com as esferas cúbicas de espumas foi de aproximadamente 0,34 cm de altura, o equivalente a $0,614 \text{ m}^3$.

2.2 Efluente vinícola

O efluente vinícola foi obtido de uma vinícola localizada em Campo Largo (Paraná, Brasil), e foi utilizado sem adição de compostos fosforados ou nitrogenados. Após as coletas realizadas, foi realizada a caracterização físico-química, de acordo com APHA (2005); Ripley, Boyle e Converse (1986); Dillalo e Albertson (1961), Field et al. (1987). O resultado das caracterizações físico-químicas é apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Características físico-químicas do efluente vinícola.

	Unidade	Amostras	Média	Desvio
pH	-	24	7,0	$\pm 1,0$
Temperatura (T)	$^{\circ}\text{C}$	24	23	± 3
Demanda química de oxigênio (DQO)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	24	3387	± 1516
Demanda bioquímica de oxigênio ($\text{DBO}_{5,20}$)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	8	858	± 186
Alcalinidade total	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	24	277	± 393
Ácidos voláteis	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	24	1804	± 1373
Nitrogênio Kjeldahl (NTK)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	24	171	± 14
Nitrogênio amoniacal (N-Amon)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	24	48	± 25
Nitrito (N-NO_2^-)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	12	69	± 46
Nitrato (N-NO_3^-)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	12	760	± 515
Nitrogênio orgânico (N-Org)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	12	101	± 44
Nitrogênio total (NT)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	12	565	± 586
Fósforo total (PO_4^{3-})	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	12	23	± 14
Compostos fenólicos totais (CFT)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	24	4,0	$\pm 2,0$
Sólidos suspensos totais (SST)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	24	1107	± 609

2.3 Lodo de inoculação

O reator tipo UASB e o FBAS foram inoculados com 280 mL de lodo floculento anaeróbio de um reator anaeróbio de leito fluidificado (RALF) de uma Estação de Tratamento de Esgotos do município de Curitiba.

Foram verificadas no lodo anaeróbio coloração negra e concentração de sólidos totais de 3974 mg.L⁻¹, sendo 2552 mg.L⁻¹ de sólidos totais voláteis (56%) e 1422 mg.L⁻¹ de sólidos totais fixos (44%), de acordo com metodologia descrita por Eaton et al. (2005).

Após a inoculação do reator tipo UASB e do filtro FBAS, foram realizados monitoramentos semanais com determinação dos parâmetros físico-químicos pH, temperatura, DQO, alcalinidade total e ácidos voláteis, de acordo com metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2005), Ripley et al. (1986) e Dillalo e Albertson (1961). Esse acompanhamento teve por finalidade verificar o alcance do estado de equilíbrio dinâmico aparente pelo reator tipo UASB, em virtude da adaptação da biomassa no tratamento do efluente da vinícola, e a cada duas semanas eram realizadas as mesmas análises para o FBAS.

2.4 Parâmetros e métodos de análise

Durante o estudo, foram coletadas amostras compostas do afluente, efluente do UASB e FBAS do aparato experimental, e determinados os seguintes parâmetros: pH (APHA, 2005), temperatura, DQO (APHA, 2005), alcalinidade total (RIPLEY, BOYLE, CONVERSE, 1986) e ácidos voláteis (DILLALO, ALBERTSON, 1961). Após atingir o estado de equilíbrio dinâmico aparente do reator tipo UASB, foram realizadas três análises completas (perfis) analisando os seguintes parâmetros: pH, temperatura, DQO, DBO_{5,20} (APHA, 2005), alcalinidade total, ácidos voláteis, nitrogênio total (NTK, NH₄⁺.L⁻¹, N-NO₂⁻.L⁻¹, N-NO₃⁻.L⁻¹, Norg.L⁻¹, NT; APHA, 2005), fósforo total (APHA, 2005), compostos fenólicos totais (FIELD et al., 1987), sólidos totais (ST, STF, STV, SST, SSF, SSV; APHA, 2005).

2.5 Procedimento experimental

A operação do sistema foi dividida em seis etapas para facilitar a apresentação e a compreensão dos resultados. Na Tabela 2 é apresentado um resumo das etapas de operação do reator tipo UASB seguido do FBAS, período de operação, vazão afluente, TDH, DQO aplicada e CO aplicada.

Tabela 2 - Etapas de operação do aparato experimental UASB-FBAS.

Etapa	Operação (dia)	Duração (dias)	Q _{UASB} (mL.h ⁻¹)	Q _{FBAS} (mL.h ⁻¹)	TDH (h) UASB	TDH (h) FBAS	Δ DQO (mg.L ⁻¹)	Δ CO (mg.L ⁻¹ .d ⁻¹)
Inicial	0 - 134	134	27,0	23,3	12	12	500 - 1.000	1670-3341
I	135 - 187	52	27,0	23,3	12	12	500 - 1.000	1670-3341
II	188 - 220	32	36,1	31,1	9	9	500 - 1.000	2227-4454
III	221 - 338	117	40,6	25,0	8	8	500 - 1.000	2506-5012
IV	339 - 385	46	40,6	25,0	8	8	1.000 - 2.000	5012-10025
V	386 - 422	36	36,1	31,1	9	9	1.000 - 2.000	4454-8908

Legenda: TDH: tempo de detenção hidráulica; Δ CO: variação da carga orgânica aplicada; Q: vazão; Δ DQO: variação da demanda química de oxigênio.

A bomba de recirculação da fase líquida do FBAS para o reator tipo UASB foi calibrada em todas as etapas de operação para manutenção de 50% da vazão de entrada.

A variação da concentração inicial e consequentemente da carga orgânica foi realizada de acordo com diluições. Conforme reportado por Molina (2007) e Ganesh et al. (2009), seu prepa-

ro era realizado a cada 3 dias e ficava exposto à temperatura ambiente.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Partida dos reatores

No início das operações, foi identificada variação do afluente vinícola para o pH entre 5,6 a 7,6. Essa variação pode ser atribuída a sazonalidade de produção, acidificação da matéria prima e/ou produtos de limpeza utilizados na fábrica (BUELOW et al., 2015; KAVIYARASAN, 2014).

Os fatores identificados na caracterização do efluente coletado da indústria indicaram alta variação para DQO, ácidos voláteis e nitrogênio total. Essas características, principalmente a variação do pH, podem ocasionar a acidificação dos reatores biológicos. Assim, os ácidos voláteis e a alcalinidade total foram monitorados em todo o experimento dos efluentes dos reatores UASB e FBAS.

Nessa fase inicial da operação dos reatores, a remoção de matéria orgânica na forma de DQO no reator tipo UASB apresentou maiores taxas de remoção a partir do 73° até o 134° dia de operação, obtendo remoção média de 49% ($460 \pm 307 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto no FBAS a remoção chegou a 88% ($208 \pm 268 \text{ mg.L}^{-1}$) já no 14° dia de operação.

Registros de trabalhos semelhantes indicaram estabilidade operacional dos reatores entre o 20° ao 90° dia de operação com eficiências de remoção de DQO entre 64% a 88% (PETRUCCIOLI; DUARTE; FEDERICI, 2000; MOE; AUNG, 2014). Porém, no presente trabalho, a estabilidade foi notada a partir do 134° dia.

3.2 Desempenho dos reatores com variações no tempo de detenção hidráulico (t_{dh}) e demanda química de oxigênio (DQO)

Após o início da operação dos reatores, as três primeiras etapas (I, II e III) correspondem à variação do TDH (24h, 18h e 16h) com a mesma variação de concentração inicial de DQO de 500-1000 mg.L^{-1} . As etapas IV e V variaram o TDH (16h e 18h) com a mesma faixa de variação da concentração inicial de DQO de 1000-2000 mg.L^{-1} . Na Tabela 3 é apresentada uma média dos valores obtidos dos diferentes parâmetros físico-químicos do afluente vinícola, efluente do reator tipo UASB e FBAS.

O comportamento do reator tipo UASB para as fases iniciais do estudo obteve residual médio de matéria orgânica na forma de DQO na primeira fase de $242 \pm 89 \text{ mg.L}^{-1}$ (56,4%), na segunda fase de $240 \pm 77 \text{ mg.L}^{-1}$ (72,9%) e na terceira fase $423 \pm 231 \text{ mg.L}^{-1}$ (74,7 %), desempenho semelhante ao relatado por outros autores ao utilizarem sistemas anaeróbios tratando efluentes vinícolas para remoção da matéria orgânica (CHAI et al., 2013; MOE; AUNG, 2014).

No segundo estágio do sistema combinado, o efluente do FBAS apresentou valores remanescentes de DQO na Etapa I de $33 \pm 37 \text{ mg.L}^{-1}$ (eficiência global de 94,1%), na Etapa II de $39 \pm 25 \text{ mg.L}^{-1}$ (eficiência global de 95,9%) e na Etapa III de $7 \pm 8 \text{ mg.L}^{-1}$ (eficiência global de 99,2%). A baixa disponibilidade de matéria orgânica remanescente do reator tipo UASB e os processos oxidativos das bactérias heterótrofas cooperaram com a alta eficiência global do sistema. Entretanto, ao operarem reatores aeróbios com efluente vinícolas, pesquisas obtiveram eficiências de remoção de DQO entre 51% a 95%, variação que pode ser atribuída ao fato

de operarem com apenas um sistema (PETRUCIOLI; DUARTE; FEDERICI, 2000; ANDREOTTOLA et al., 2005).

Dessa forma, o efluente final do sistema combinado de reator UASB e FBAS atende nas etapas I, II e III os padrões de lançamento exigidos em legislações locais (PARANÁ, 2014), que estabelecem valor máximo DQO de 200 mg.L⁻¹.

Após a conclusão das três primeiras etapas, foi mantido o TDH de 16 horas e dobrada a carga

orgânica, com variação de 1.000 mgDQO.L⁻¹ a 2.000 mgDQO.L⁻¹. Essa transição foi o maior período para estabilização do sistema, pois o reator tipo UASB apresentou a menor relação de alcalinidade total por ácidos voláteis (0,6) e os maiores registros para ácidos voláteis (1230 mg.L⁻¹), fato este que desencadeou o desequilíbrio da fermentação ácida e a metanogênese. Dessa forma, as metanobactérias tiveram seu crescimento inibido, resultando no acúmulo de ácidos e, assim, no menor registro de pH (6,0) (PIVELI; KATO, 2006).

Tabela 3 - Características médias do afluente de vinícola, efluente do reator tipo UASB e FBAS em diferentes períodos de operação.

Período (dias)	Temperatura °C	pH	OD mg.L ⁻¹	Alc. Total mg.L ⁻²	Ác. Voláteis mg.L ⁻³	Alcal. Total/Ác. Voláteis	DQOb mg.L ⁻⁴	Eficiência %	DQOF mg.L ⁻⁶	Eficiência %	DBO _{5,20} mg.L ⁻⁸	N-amon mg.L ⁻⁹	N-NO ₂ ⁻ mg.L ⁻¹⁰	N-NO ₃ ⁻ mg.L ⁻¹¹	PO ₄ ⁻³ mg.L ⁻¹²	CFT mg.L ⁻¹³	ST mg.L ⁻¹⁴
Afluente																	
I (135-187)	22	6,4	0,8	289	21	13,7	668	-	567	-	842	11,7	0,1	4,1	19,8	10,7	1116
II (188-220)	19	6,7	1,0	159	108	1,5	895	-	807	-	752	6,9	0,1	2,2	19,5	2,0	908
III ((221-238)	20	7,1	1,0	408	79	5,2	828	-	764	-	284	0,6	0,5	0,1	3,6	1,6	798
IV (339-385)	21	7,9	1,0	1508	732	2,1	1385	-	1327	-	-	2,3	0,3	0,1	10,5	9,3	1494
V (386-422)	24	7,4	1,6	910	496	1,8	1753	-	1646	-	913	5,0	0,1	0,1	9,5	5,7	4046
Efluente UASB																	
I (135-187)	23	6,9	-	237	115	2,1	242	56,4	209	54,2	359	-	-	-	-	4,4	128
II (188-220)	20	6,9	-	189	47	4,0	240	72,9	143	81,0	516	-	-	-	-	0,8	856
III ((221-238)	21	7,2	-	417	71	5,9	423	74,7	146	82,3	150	-	-	-	-	1,1	476
IV (339-385)	22	6,0	-	763	1230	0,6	1023	17,4	996	17,3	-	-	-	-	-	9,1	889
V (386-422)	24	8,0	-	949	469	2,0	1024	40,3	1010	37,0	606	-	-	-	-	2,0	3576
Efluente FBAS																	
I (135-187)	22	7,4	6,1	188	-	-	33	94,1	25	96,9	290	0,2	1,4	6,3	26,0	19,4	534
II (188-220)	20	7,1	1,8	189	-	-	39	95,9	23	97,4	263	0,1	0,2	0,7	16,4	3,2	572
III ((221-238)	20	7,6	5,2	431	-	-	7	99,2	6	99,3	53	0,1	0,1	0,1	2,9	3,1	490
IV (339-385)	22	8,1	5,4	1242	-	-	1017	18,1	973	18,8	-	1,0	0,1	0,1	9,5	9,7	710
V (386-422)	24	8,7	5,4	1181	-	-	479	72,4	437	73,2	198	0,1	0,1	0,1	4,2	4,1	3116

Legenda: OD: oxigênio dissolvido; Alc. Total: alcalinidade total; Ác. Voláteis: ácidos voláteis; DQOb: demanda química de oxigênio bruta; DQOF: demanda química de oxigênio filtrada; DBO_{5,20}: Demanda Bioquímica de Oxigênio; N-amon: Nitrogênio amoniacal; N-NO₂⁻: Nitrito; N-NO₃⁻: Nitrato; PO₄⁻³: Fósforo total; CFT: compostos fenólicos totais; ST: sólidos totais.

Com base nos fatos mencionados, na etapa IV o reator tipo UASB obteve residual médio de DQO de 1023 ± 13 mg.L⁻¹ (17,4%) e o FBAS de 1017 ± 18 mg.L⁻¹ (18,1% de eficiência global). Porém, na etapa V, além da redução do TDH, houve fatores externos que contribuíram também com a recuperação do sistema, como a temperatura.

Enquanto a média da temperatura na Etapa IV era de 22 °C do sistema combinado, na Etapa V a média foi de 24 °C. Gujer e Zehnder (1983) reportaram em seus estudos que as condições limites para o desenvolvimento de metanobactérias seria, em condições externas, acima de 20 °C e pH do afluente acima de 6,5.

Na Etapa V, o reator tipo UASB obteve residual médio de DQO de $1024 \pm 42 \text{ mg.L}^{-1}$ (40,3%) e o FBAS de $478 \pm 46 \text{ mg.L}^{-1}$ (eficiência global de 72,4%). Ao utilizarem sistemas anaeróbios tratando efluentes vinícolas, autores obtiveram resultados semelhantes ao remover entre 64% e 86% (CHAI et al., 2013; MOE; AUNG, 2014).

3.3 Remoção de nitrogênio e fósforo

Foi identificada no efluente vinícola a variação média de nitrogênio amoniacal ($0,6 - 11,7 \text{ mg.L}^{-1}$), nitrito ($0,1 - 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$), nitrato ($0,1 - 4,1 \text{ mg.L}^{-1}$) e fósforo total ($3,6 - 19,5 \text{ mg.L}^{-1}$). Dessa forma fica evidente a baixa disponibilidade de material nitrogenado e fosforado no efluente, o que pode interferir no desenvolvimento das comunidades que realizam a oxidação biológica (BUELOW et al., 2015).

Entretanto, foi verificado em todas as etapas que ocorreu nitrificação acima de 90%, exceto na Etapa IV, em que ficou evidente a acidificação do sistema, assim ocorrendo apenas 58%. A desnitrificação em todas as Etapas atingiu média acima de 74%, com exceção da Etapa I, que ocorreu na ordem de 33%, fato este atribuído ao desenvolvimento tardio das bactérias desnitrificantes.

A remoção de fósforo total se desenvolveu de forma gradativa ao longo do experimento. Na Etapa I foram removidos 1%, e na Etapa V 55% esse residual mínimo variou de $26,0 \text{ mg.L}^{-1}$ a $2,9 \text{ mg.L}^{-1}$. Outras pesquisas que envolveram tratamento de efluente vinícola com sistemas biológicos também identificaram baixa degradabilidade de compostos fosforados (KALYUZHNYI et al., 2000; SERRANO et al., 2011).

Das Etapas estudadas no presente estudo, é possível afirmar que a Etapa III foi a mais eficiente e que obteve melhores rendimentos com compostos nitrogenados e fosforados.

3.4 Avaliação da remoção de compostos fenólicos

A remoção dos compostos fenólicos totais ocorreu predominantemente na fase anaeróbia. A maior remoção média foi identificada na Etapa V, de 63,1% significando residual de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$, e seguido pela Etapa II, com 61,1% de remoção, com residual médio de $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$. Em sistemas biológicos anaeróbios, o CFT é degradado predominantemente por bactérias gram positivas, por meio da oxidação anóxica de cadeias de alquino ligadas aos anéis aromáticos, e podem atingir remoção acima de 70% (BOLL et al., 2014; OMENA; SADER; SILVA, 2013)

Na Etapa III, que obteve as melhores eficiências de remoção de matéria orgânica e dos compostos nitrogenados, ocorreu remoção média de CFT de 30,8%. Autores que realizaram tratamento avançado, complementando o biológico, obtiveram remoções acima de 87% (ORESCANIN et al., 2013; SANTOS et al., 2015; MOREIRA et al., 2015).

Os padrões de lançamento de efluentes exigem que os compostos fenólicos totais sejam inferiores a $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, conforme estabelecido na Resolução Conama 430/2011 (BRASIL, 2011). Nota-se que o sistema estudado não atingiu o valor requerido na legislação, apenas em um perfil da etapa II ($0,37 \text{ mg.L}^{-1}$) que foi abaixo do limite permitido. Em outras etapas, foi identificado também o acúmulo desse composto no FBAS, elevando seu valor na amostra final.

4 CONCLUSÃO

O sistema proposto, reator tipo UASB e FBAS, teve como objetivo atender a adegas de menor porte no tratamento de efluente gerado dos processos, estando adequado conforme legislações locais. Foi simulada a variação de diferentes concentrações de carga orgânica e aferido o TDH em cinco etapas.

O residual orgânico nas três primeiras etapas apresentou o valor máximo de 39 mgDQOb.L⁻¹, ficando abaixo do limite de 200 mgDQOb.L⁻¹. Entretanto, nas etapas IV e V o sistema combinado apresentou indícios de acidificação do sistema, tendo residual médio de 1017 a 479 200 mgDQOb.L⁻¹.

A remoção de nutrientes na forma de nitrito e nitrato atende à demanda da legislação nas etapas II, III, IV e V; apenas na primeira o valor para nitrito ficou 0,4 mgNO₂⁻.L⁻¹ acima do limite, fato este justificado pelo período de adaptação das bactérias desnitrificantes. Os compostos fosforados não alcançaram em nenhuma etapa o limite máximo de lançamento (0,03 mg.L⁻¹); entretanto, o mesmo comportamento foi identificado em outros estudos. Quando não, foi necessário o complemento para remoção do nutriente.

A remoção dos compostos fenólicos ocorreu predominantemente na fase anaeróbia. Nessa fase, é possível concluir que o sistema operado na Etapa V obteve a melhor média de eficiência com remoção de 63%, seguido pela Etapa II, com 61% de eficiência, e pela Etapa I, com 59%.

Portanto, é possível identificar dentre as etapas estudadas que a terceira condição com TDH global de 16 horas e concentração inicial do efluente vinícola de 500 a 1000 mgDQOb.L⁻¹ apresentou melhores eficiências de remoção das características estudadas e para condições experimentais ao serem aplicadas à indústria.

O efluente final do sistema UASB-FBAS atende parcialmente às legislações da Resolução Conama 357/2005, 430/2011 e à Portaria 70/2009 da CEMA. Dentre as características analisadas, é possível concluir que os maiores problemas de remoção foram os compostos fenólicos totais e fósforo total.

A partir da identificação e do conhecimento do gestor de uma vinícola de todo o processo inter-

no e da especificidade dos insumos utilizados, é possível aplicar os resultados apresentados como base para o dimensionamento de um sistema combinado de reator tipo UASB e FBAS no tratamento de efluentes, de baixo custo e pouca mão de obra.

5 AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa foi financiada pela Fundação Araucária. Os autores também são gratos aos revisores anônimos pela crítica construtiva do artigo original.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Ikeno DS, Carvalho KQ, Freire FB e Passig FH; **Investigação:** Ikeno DS e Silva BPX; **Redação: Primeira versão:** Ikeno D, Carvalho KQ e Freire FB; **Redação: Revisão & Edição:** Ikeno D, Carvalho KQ, Freire FB e Passig FH; **Aquisição de Financiamento:** Carvalho KQ, Freire FB e Passig FH; **Supervisão:** Carvalho KQ e Freire FB.

7 REFERÊNCIAS

- ABREU, S. B.; ZAIAT, M. Desempenho de Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito no Tratamento de Esgoto Sanitário. São Carlos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 13, n. 2, p. 181-188, 2008.
- ANDREOTTOLA, G.; FOLADORI, P.; NARDELLI, P.; DENICOLO, A. Treatment of Winery Wastewater in a Full-Scale Fixed Bed Biofilm Reactor. Trento. **Water Science and Technology**. v. 51, n. 1, p. 71-79, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0009>
- BASSET, N.; LÓPEZ-PALAU, S.; DOSTA, J.; MATA-ÁLVAREZ, J. Comparison Of Aerobic Granulation And Anaerobic Membrane Bioreactor Technologies For Winery Wastewater Treatment. Barcelona. **Water Sci Technol**. v. 69, n. 02, p. 320-327. 2013. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.713>
- BOLL, M.; LÖFFLER, C.; MORRIS, B. E. L.; KUNG, J. W. Anaerobic Degradation Of Homocyclic Aromatic Compounds Via Arylcarboxyl-Coenzyme A Esters: Organisms, Strategies And Key Enzymes. Freiburg. **Environmental Microbiology**. v. 16, n. 3, p. 612-627. 2014. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12328>

- BRASIL. Resolução Nº 357 (2005). Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 16 mar. 2018.
- BRASIL. Resolução Nº 430 (2011). Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 16 mar. 2018.
- BRAZ, R.; PIRRA, A.; LUCAS, M. S.; PERES, J. A. Combination of Long Term Aerated Storage and Chemical Coagulation/Flocculation to Winery Wastewater Treatment. Vila Real. **Desalination**. v. 263, n. 1, p. 226-232. jul. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.06.063>
- BUELOW, M. C.; STEENWERTH, K.; SILVA, L. C. R.; PARIKH, S. I. A California Winery Wastewater Survey: Assessing The Salinity Challenge For Wastewater Reuse. Davis. **American Journal of Enology and Viticulture**. v. 10, p. 1-40. 2015. <https://doi.org/10.5344/ajev.2015.14110>
- CHAI, S.; GUO, J.; CHAI, Y.; CAI, J.; GAO, L. Anaerobic Treatment of Winery Wastewater in Moving Bed Biofilm Reactors. Changchun. **Desalination**. v. 52, p. 1841-1849. fev. 2013. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.792008>
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA: Universidade Federal de Minas Gerais. 1997.
- COURAS, C. S.; LOUROS, V. L.; GAMEIRO, T.; ALVES.; SILVA, A. Anaerobic Degradation of Dairy Wastewater in Intermittent UASB Reactor: Influence of Effluent Recirculation. Aveiro. **Environmental Technology**. v. 3, p. 1-32. abr. 2015. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1025102>
- EYVAZ, M.; GÜRBULAK, E.; KARA, S.; YÜKSEL, E. Preventing of Cathode Passivation/Deposition in Electrochemical Treatment Methods – A Case Study on Winery Wastewater with Electrocoagulation. Ancara. **Modern Electrochemical Methods in Nano, Surface and Corrosion Science**. v. 72, n. 1, p. 201-238. 2014. <https://dx.doi.org/10.5772/58580>
- GANESH, R.; RAJINIKANTH, R.; THANIKAL, J. V.; RAMANUJAM, R. A.; TORRIJOS, M. Anaerobic Treatment of Winery Wastewater in Fixed Bed Reactors. Narbonne. **Bioprocess Biosystem Engineering**. v. 33, n. 2010, p 619-628, 2009. <https://doi.org/10.1007/s00449-009-0387-9>
- GERARDI, M. H. **Wastewater Bacteria**. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc, 2006. 272 p.
- GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. Conversion Processes in Anaerobic Digestion. Dübendorf. **Water Science and Technology**. v. 15, n. 8, p. 127-167, 1983. <https://doi.org/10.2166/wst.1983.0164>
- HEREDIA, J. B. de, DOMINGUEZ, J. R.; PARTIDO, E. Physico-chemical Treatment for the Depuration of Wine Distillery Wastewater (Vinnasses). Badajoz. **Water Science and Technology**. v. 51, n. 1, p. 159-166, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0020>
- IOANNOU, L.; MICHAEL, C.; KYRIAKOU, S.; FATTA-KASSINOS, D. Solar Fenton: From Pilot to Industrial Scale Application for Polishing Winery Wastewater Pretreated by MBR. Nicosia. **Journal Chemical Technology Biotechnology**. v. 89, n. 10, p. 1067-1076, ago. 2013. <https://doi.org/10.1002/jctb.4203>
- IOANNOU, L.; PUMA, G. L., FATTA-KASSINOS, D. Treatment of Winery Wastewater by Physicochemical, Biological and Advanced Process: A Review. Nicosia. **Journal Chemical Technology Biotechnology**. v. 286, n. 2015, p. 343-368, jan. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.12.043>
- KALYANARAMAN, C.; KAMESWATI, K. S. B.; RAO, J. R. Studies On Enhancing The Biodegradation Of Tannins By Ozonation And Fenton's Oxidation Process. Adyar. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**. v. 25, n. 1, p. 329-337, nov. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.11.012>
- KALYUZHNYYI, S. V.; GLADCHENKO, M. A.; SKYLAR, V. I.; KURAKOVA, O. V.; SCHERBAKOV, S. S. The UASB Treatment of Winery Wastewater Under Submesophilic and Psychrophilic. Moscow. **Environmental Technology**. v. 21, n. 1, p. 919-925, mar. 2000. <https://doi.org/10.1080/09593332108618054>
- KAVIYARASAN, K. Application of UASB Reactor in Industrial Wastewater Treatment – A Review. Tamil Nadu. **Journal of Scientific & Engineering Research**. v. 50, n. 1, p 584-589, jan. 2014.
- LITAOR, M. I.; MEIR-DINAR, N.; CASTRO, B.; AZAIZEH, H.; RYTWO, G.; LEVI, N.; LEVI, M.; MARCHAIM, U. Treatment of Winery Wastewater with Aerated Cells Mobile System. Tel Hai. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**. v. 1, p. 1-11, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2015.03.001>
- LOFRANO, Guisy; MERIC, Sureyya. A comprehensive approach to winery wastewater treatment: a review of the state-of-the-art. Salerno. **Desalination and Water Treatment**. p. 1-18, out, 2014. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.982196>
- MARTÍNEZ-SIBAJA, A.; ALVARADO-LASSMAN, A.; ARTORGA-ZARAGOZA, C. M.; ADAM-MEDINA, M.; POSADA-GÓMEZ, R.; RODRÍGUEZ-JARQUIN, J. P. Volumetric Gas Meter For laboratory-scale anaerobic bioreactors. Cuernavaca. **Measurement**. v. 44, n. 2011, p 1801-1805, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2011.08.018>
- MOE, N. S.; AUNG, E. M. A Laboratory Scale Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor for Distillery Wastewater Treatment. Mandalay. **International Journal of Scientific Engineering and Technology Research**. v. 3, n. 20, p 4050-4055, set, 2014.
- MOLINA, F.; RUIZ-FILIPPI, G.; GARCÍA, C.; ROCA, E.; LEMA, J. M. Winery Effluent Treatment at an Anaerobic Hybrid USBF Pilot Plant under Normal and Abnormal Operation. Santiago de Compostela. **Water Science & Technology**. v. 56, n. 2, p 25-31, 2007. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.468>
- MOREIRA, F. C.; BOAVENTURA, A. R.; BRILLAS, E.; VILAR, V. J. P. Remediation of Winery Wastewater Combining Aerobic Biologi-

cal Oxidation and Electrochemical Advanced Oxidation Process. Porto. **Water Research**. v. 102, n. 2, p 1-44, fev. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.029>

OMENA, S. P. F.; SADER, L. T.; SILVA, E. L. Simultaneous Removal of phenol and nitrate in an anoxic fluidized bed reactor. São Carlos. **Toxic/Hazardous Substances Environmental Engineering**, v. 48, n. 5, p. 581-591. 2013. <https://doi.org/10.1080/10934529.2013.730459>

ORESCANIN, V.; KOLLAR, R.; NAD, K.; MIKELIC, I. L.; GUSTEK, S. F. Treatment Of Winery Wastewater By Electrochemical Methods And Advanced Oxidation Processes. Zagreb. **Journal of Environmental Science and Health**. v. 48, p. 1543-1547. 2013. <https://doi.org/10.1080/10934529.2013.797267>

PARANÁ. Resolução Nº 70 Anexo 7 (2009). Disponível em:<www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/formularios/ANEXO_7_RES_70.rtf> Acesso em: 16 mar. 2018.

PETRUCCIOLI, M.; DUARTE, J. C.; FEDERICI, F. High-Rate Aerobic Treatment Of Winery Wastewater Using Bioreactors With Free And Immobilized Activated Sludge. Viterbo. **Journal of Bioscience**

and Bioengineering. v. 90, n. 4, p. 381-386, jun. 2000. [https://doi.org/10.1016/S1389-1723\(01\)80005-0](https://doi.org/10.1016/S1389-1723(01)80005-0)

PIVELI, R.P.; KATO, M.T. **Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-químicos**. São Paulo, SP. 1º ed. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Santiária e Ambienta, 2006, p. 285.

SANTOS, C.; LUCAS, M. S.; DIAS, A. A.; BEZZERA, R. M.F.; PERES, J. A.; SAMPAIO, A. Winery Wastewater Treatment By Combination Of *Cryptococcus Laurentii* And Fenton's Reagent. Vila Real. **Chemosphere**. v. 117, p. 53-58. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.083>

SERRANO, L.; DE LA VARGA, D.; RUIZ, I.; SOTO. Winery Wastewater Treatment In A Hybrid Constructed Wetland. Galiza. **Ecological Engineering**. v. 37, n. 2011, p. 744-753, ago. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.038>

WELZ, P. J.; PALMER, Z.; ISAACS, S.; KIRBY, B.; LE ROES-HILL, M. Analysis of Substrate Degradation, Metabolite Formation and Microbial Community Response in Sand Bioreactors Treating Winery Wastewater: A Comparative Study. Bellville. **Journal of Environmental Management**. v. 145, p. 147-156, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.06.025>