



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

TRATAMENTO DE EFLUENTE VINÍCOLA EMPREGANDO BIOFILTRO AERADO SUBMERSO EM ESCALA LABORATORIAL

Angela Renata Cordeiro Ortigara¹; Fernando Soares Pinto Sant'anna²; Alessandra Pellizzaro
Bento³; Pablo Heleno Sezerino⁴

RESUMO

Efluentes vinícolas comumente apresentam-se ácidos, com alta concentração de matéria orgânica carbonácea e balanço nutricional desfavorável ao tratamento biológico. O objetivo deste estudo foi aplicar a tecnologia biofiltro aerado submerso (BAS) para o tratamento de efluente de uma vinícola durante os períodos de safra (BAS 1) e entressafra (BAS 2). Para tanto, foram instalados dois biofiltros construídos em vidro (volume de 5 litros cada) de fluxo ascendente. O balanço nutricional dos afluentes aos biofiltros foi ajustado e o pH corrigido pela utilização de concha de ostra como material suporte dos reatores. A DQO do efluente produzido no período de safra foi removida em 90% após o tratamento no biofiltro, enquanto que a DQO do efluente da entressafra atingiu remoção média de 82%. As conchas contribuíram para um acréscimo da alcalinidade em média de 180 mg·L⁻¹ e 318 mg·L⁻¹ para o BAS 1 e BAS 2, respectivamente. Quanto aos metais, as concentrações médias de ferro e zinco no efluente tratado atenderam o exigido pela legislação ambiental vigente no estado de Santa Catarina. Nas condições experimentais empregadas neste estudo, este tipo de reator apresentou potencialidades para o tratamento de efluente vinícola. Contudo, há a necessidade de aprimoramentos operacionais nos reatores, relacionando-os às especificidades do manejo produtivo intrínsecas às diferentes vinícolas.

Palavras-chave: Tratamento de efluentes; Efluente vinícola; Biofiltro Aerado Submerso.

WINERY WASTEWATER TREATMENT APPLYING AERATED SUBMERGED BIOFILTER IN LAB SCALE

ABSTRACT

The winery wastewater usually shows conditions of low pH, high organic loads and concentrations of carbon, nitrogen and phosphorus that are inappropriate for biologic treatment. The purpose of this research was to apply the technology of aerated submerged biofilter (ASB) for the winery effluent treatment during the harvest (ASB 1) and non harvest (ASB 2) at lab scale. Therefore, two up flow biofilter built on glass (5 liters volume) were installed. The nutrient balance of the winery wastewater was adjusted and the correction of the pH was done by oyster shell used as filter material. The efficiency removal (COD) for the harvest reactor was 90% while for the non harvest was 82%. The oyster shells contributed to an increase on average of 180 mg·L⁻¹ of alkalinity to the BAS 1 and 318 mg·L⁻¹ for the BAS 2. As regards the metals, the average values in the treated effluent to meet iron and zinc is permitted by the environmental standards of Santa Catarina. Under the experimental conditions applied in this research, this kind of reactor has presented potential for the treatment of winery wastewater. However, operational improvements would be required in the reactors to adequate them to the specific management into the wineries.

Keywords: Wastewater Treatment; Winery wastewater; Aerated Submerged Biofilter.

Trabalho recebido em 13/04/2010 e aceito para publicação em 28/05/2010.

¹ Tecnóloga em Saneamento Ambiental pela Universidade do Oeste de Santa Catarina – UNOESC. Mestre em Engenharia Ambiental pelo PPGEA-UFSC. Doutoranda em Engenharia Ambiental pela Università degli Studi di Trento. e-mail: ortigara@ing.unitn.it

² Doutor em Química Industrial e Ambiental pela Université de Rennes I. Professor Associado II do Departamento de Engenharia Sanitária da UFSC - CEP 88040-970 - Florianópolis – SC – BRASIL - Tel: ++55 (48) 3721-7737 – e-mail: santanna@ens.ufsc.br.

³ Doutora em Engenharia Ambiental pelo PPGEA-UFSC. Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Ambiental/CESNORS da UFSM – Linha 7 de Setembro s/n – BR386 – km40 – CEP: 98400-000 – Frederico Westphalen – RS – Brasil – Tel: ++55 (55) 3744-8964 – email: bentoalep@hotmail.com.

⁴ Doutor em Engenharia Ambiental pelo PPGEA-UFSC. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Ambiental/CESNORS da UFSM - Linha 7 de Setembro s/n – BR386 – km40 – CEP: 98400-000 – Frederico Westphalen – RS – Brasil – Tel: ++55 (55) 3744-8964 – email: phsezerino@hotmail.com.

1. INTRODUÇÃO

A produção de uvas no Brasil em 2008 foi de 1.399.262 toneladas, das quais aproximadamente 50 % foram destinadas à elaboração de vinhos, sucos e outros derivados. O Estado de Santa Catarina, localizado na região sul do Brasil, é o quinto estado com maior área plantada no território nacional (4.836 hectares) e produziu 58.330 toneladas de uva em 2008 (BRASIL, 2009). Neste estado a produção de vinhos é dividida entre médios, pequenos produtores e produtores artesanais que se encontram distribuídos principalmente entre as regiões do Vale do Rio do Peixe, Carbonífera e Planalto Serrano.

Na região do Vale do Rio do Peixe estão registradas 32 vinícolas, localizadas em 5 dos 26 municípios da Bacia Hidrográfica do Rio do Peixe. Os controles ambientais utilizados pelas vinícolas nesta região no tratamento de seus efluentes ainda são precários, e em alguns casos estes efluentes são dispostos em reservatórios de acumulação escavados no solo sem critérios de engenharia.

Os efluentes vinícolas são compostos por resíduos de subprodutos (engaços, sementes, cascas, borras, tartaratos), perdas de produtos brutos (perdas de mostos e de vinhos ocorridos por acidente ou durante as lavagens), produtos usados para o tratamento do

vinho (terras de filtração) e produtos de limpeza e de desinfecção usados para lavar materiais e pisos (RODRIGUES, 2006). Uma característica importante do efluente vinícola é a sazonalidade em termos de volumes e cargas, que tendem a ser superiores durante o período da safra da uva.

Segundo estudo realizado por Ortigara (2009), o efluente vinícola da Região do Vale do Rio do Peixe (SC) apresenta pH médio de 4,50 e alcalinidade média de $60,4 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, exigindo que seja realizada a neutralização deste efluente antes de ser enviado para um tratamento biológico. Com relação à composição físico-química, o valor mediano obtido para o parâmetro DQO foi de $9.090 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ durante o período da safra e de $8.260 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ na entressafra. A relação DBO/N/P apresentada no período da safra foi de 100/0,18/0,24 e para a entressafra a relação 100/0,29/0,23. A relação média obtida pela autora para o período total de estudo foi de 100/0,25/0,25, demonstrando a necessidade de adequação do balanço nutricional antes de encaminhar o efluente ao tratamento biológico.

Segundo a EPA (2004), os principais impactos associados às vinícolas são a poluição da água, a degradação do solo e da vegetação pelas práticas de disposição dos resíduos sólidos e efluentes líquidos, os odores e emissões atmosféricas

resultantes dos processos de vinificação e o gerenciamento dos subprodutos gerados. De modo a reduzir os impactos causados pela atividade, algumas alternativas de tratamento têm sido propostas para os efluentes vinícolas através de experimentos em escala piloto e em escala real para encontrar uma tecnologia eficiente, de baixo custo e de fácil operação e manutenção (ANDREOTTOLA, 2005).

Segundo Rochard *et al.*, (1999) diferentes formas de tratamento podem ser utilizadas para os efluentes vinícolas e dentre elas se encontram processos químicos, físicos e biológicos. No entanto, atualmente são mais expressivas as pesquisas realizadas com os tratamentos biológicos, dentre os quais, a utilização de digestão anaeróbia (MOLETTA *et al.*, 2005), reator com leito de biofilme fixo (ANDREOTTOLA *et al.*, 2005), reatores descontínuos seqüenciais – SBR (RODRIGUES *et al.*, 2006), reatores em bateladas seqüenciais com biofilme – SBBR (ANDREOTTOLA *et al.*, 2002), reator de lodo ativado tipo *jet-loop* (PETRUCCIOLI *et al.*, 2002).

O tratamento com biomassa aderida tem sido amplamente utilizado no Brasil para o tratamento de esgoto doméstico. Essa preferência se deve ao fato que o crescimento de biomassa fixa proporciona algumas vantagens para a degradação dos poluentes, quando comparado aos

microrganismos em suspensão. Dentre estas vantagens, Cohen (2001) cita que as elevadas concentrações de biomassa permitem a concepção de sistemas mais eficientes e compactos. Outras vantagens da biomassa fixa são: a resistência à toxicidade, em grande parte devido ao efeito protetor da matriz de polímeros extracelulares e a melhor qualidade do lodo, que usualmente é mais denso e apresenta menores problemas de sedimentação quando comparado a sistemas de biomassa suspensa (COHEN, 2001).

Diante deste cenário, este trabalho teve por objetivo propor uma alternativa tecnológica aplicável ao tratamento biológico dos efluentes da viticultura, utilizando Biofiltro Aerado Submerso preenchido com cascas de ostras.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Os ensaios foram realizados no Laboratório de Experimentação e Microbiologia Ambiental (LEMA) da Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC) - Campus Videira. O Biofiltro Aerado Submerso (BAS) de fluxo ascendente foi montado em escala laboratorial com volume de 5 litros (Figura 1). O filtro, construído em vidro, possuía 40 cm de altura por 15 cm de diâmetro e era seguido por um reservatório de

acumulação. Foram utilizados dois reatores, sendo um deles alimentado com o efluente coletado durante o período da

safrá (BAS 1) e o outro com o efluente coletado durante o período da entressafrá (BAS 2).



Figura 1: Biofiltros em escala laboratorial durante testes hidráulicos.

Como material filtrante para os reatores foram utilizadas conchas oriundas da ostreicultura cedidas por maricultores da Região Sul de Florianópolis, capital catarinense. Optou-se por este material devido aos bons resultados apresentados por Magri *et al.*, (2007) e, devido à possibilidade das conchas fornecerem alcalinidade ao efluente, dispensando, assim, a correção de pH na alimentação dos reatores. Essas conchas, que mediam em torno de 10 a 15 centímetros, foram lavadas e trituradas em fragmentos que variaram entre 2 e 3 centímetros.

A aeração dos reatores foi feita com aeradores de aquário modelo Vigo Ar 300, com vazão de $2000 \text{ cm}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ em cada saída. A eficiência do sistema de aeração foi acompanhada através de medidas de OD na superfície do líquido dos reatores

utilizando-se um oxímetro digital Hach HQ40d Meter.

A cada semana preparava-se um volume suficiente de efluente para alimentar o reator durante 6 dias. A mistura era caracterizada através de DQO, NT e PO_4^{-3} e adicionava-se N e P para se obter uma relação de $\text{DBO}_5/\text{N}/\text{P}$ igual a 100/5/1, na forma de cloreto de amônio (NH_4Cl) e fosfato de potássio bibásico (K_2HPO_4). A DBO foi estimada através da relação DBO/DQO de 0,5 para efluentes de vinícolas apresentada por Canler *et al.*, 1998 (apud Bolzonella *et al.*, 2007) e por Andreottola *et al.*, (2005) e Vlyssides *et al.*, (2005).

A alimentação dos reatores era feita após agitação e sedimentação dos sólidos grosseiros presentes no efluente. O efluente era introduzido no reator abaixo

de um fundo falso perfurado localizado a cinco centímetros do fundo real. O efluente ascendia através do material filtrante, sendo coletado em uma canaleta localizada a cinco cm da borda superior. O biofiltro foi alimentado de forma contínua e descontínua, em dois diferentes períodos conforme pode ser visualizado na Tabela 1.

É importante salientar que o material filtrante foi o mesmo desde o início do experimento e que não foram realizadas descargas de fundo, tampouco lavagens do material suporte. O tempo de detenção nos reatores foi sempre de 24 horas para todos os períodos.

Tabela 1: Formas de alimentação utilizadas no BAS 1 e BAS 2.

Datas (2008)	Fluxo	Alimentação	Cargas Orgânicas (kg-DQO/m ³ .d)
Período 1 21/09 a 24/10	Descontínuo	2 vezes/dia de 1.700 mL	BAS 1: 2 a 4,5 BAS 2 : 1 a 4
Período 2 26/10 a 28/11	Contínuo	2,35 mL·min ⁻¹ = 3.400 ml·dia ⁻¹	BAS 1: 0,5 a 4,5 BAS 2: 0,5 a 3,5

Para a alimentação descontínua foram colocados reservatórios em cota superior ao reator aos quais estavam conectadas mangueiras flexíveis com controlador de vazão. Os reatores eram alimentados duas vezes ao dia, às 8h e 20h,

com um volume de 1,7 L ao longo do período de uma hora. A alimentação em fluxo contínuo foi obtida através de uma bomba peristáltica Marca Milan, modelo BG200, conforme Figura 2.



Figura 2: Esquema de alimentação para o período de fluxo contínuo.

Diariamente, foram anotados os valores de pH, temperatura e oxigênio dissolvido do reator. Para o acompanhamento dos parâmetros físico-químicos, uma alíquota era retirada durante a alimentação dos reatores, três vezes por

semana, em um total de 15 amostras por período. Uma vez por semana, foram avaliados os valores de ferro, cobre e zinco total. Na Tabela 2, são apresentados os parâmetros avaliados e a metodologia utilizada para a realização das análises.

Tabela 2: Parâmetros avaliados e metodologia utilizada.

Parâmetro	Metodologia analítica	Unidade
pH	Direto, Potenciométrico, pHmetro Gekaha 1800	----
Alcalinidade	Método Titulométrico (APHA, 1998)	mg·L ⁻¹
DQO	Standard Methods (APHA, 2005), Closed Reflux	mg·L ⁻¹
Nitrogênio Total	Standard Methods (APHA, 2005), Persulfate Method	mg·L ⁻¹
Fósforo Reativo	Standard Methods (APHA, 2005), Vanadomolybdophosphoric Acid Colorimetric Method	mg·L ⁻¹
Sulfato	Standard Methods (APHA, 2005), Turbidimetric Method	mg·L ⁻¹
Ferro Total	Standard Methods (APHA, 2005), Phenantroline Method	mg·L ⁻¹
Cobre Total	KIT HACH (apud Nakano, S.; Yakugaku Zasshi, 1962), Bicinchoninate Method	mg·L ⁻¹
Zinco Total	Standard Methods (APHA, 2005), Zincon Method	mg·L ⁻¹

Na correlação dos dados referentes à remoção de nitrogênio total e fósforo reativo nos biofiltros, foi utilizado o método de correlação de Pearson. Com este método, a obtenção de um valor zero significa que as variáveis não dependem linearmente uma da outra. Para valores positivos ocorre uma correlação perfeita positiva entre as duas variáveis, valores negativos significam uma correlação negativa perfeita entre as duas variáveis, ou seja, se uma aumenta, a outra sempre

diminui. Independente de serem valores positivos ou negativos, valores maiores que 0,70 indicam uma forte correlação, valores entre 0,30 a 0,7 indicam correlação moderada e valores entre 0 a 0,30 indicam correlação fraca entre as variáveis.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante a operação dos biofiltros, a temperatura afluenta e efluente permaneceu constante, com valor médio de 20,10 ± 1. Com relação às concentrações

de OD no meio líquido, no BAS 1, estas foram em média $1,68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $3,07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, no Período 1 e 2, respectivamente, enquanto que para o BAS 2 ficaram em média em $1,22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $1,85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no Período 1 e 2, respectivamente.

Considerando o período total do estudo, a média do pH afluente ficou em 4,2 e 4,5, para o BAS 1 e 2, respectivamente. O uso de conchas de ostras como material suporte dos biofiltros possibilitou o incremento do pH de 4,5 no afluente para 6,9 para o BAS 1 e 7,1 para o BAS 2, dispensando a necessidade de correção de pH com álcalis, como em estudos com efluentes vinícolas desenvolvidos por Lobos *et al.*, 2007 e Andreotolla *et al.*, 2005.

Além do aumento do pH, foi observado o aumento da alcalinidade do meio líquido. Para o BAS 1 os valores de alcalinidade afluente variaram dentro da faixa de 21,4 a $75,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, enquanto os valores no efluente do reator foram variáveis numa faixa de $68,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $420,00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Para o BAS 2, alimentado com efluente da entressafra, ocorreu uma variação de 31,60 a $283,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o afluente e de 79,6 a $525,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o efluente. A partir dos resultados obtidos, pode-se inferir que as conchas contribuíram para um acréscimo de em média $180,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de alcalinidade para o BAS 1 e de $318,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o BAS 2,

superior aos valores encontrados por Magri *et al.*, (2007) que utilizaram cascas de ostras com material filtrante em BAS tratando efluente doméstico.

No Período 1, as concentrações de entrada no BAS 1 variaram entre $2.970 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$ e $5.560 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$, e as saídas foram de $630 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$ a $4.550 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$. Para o BAS 2 as concentrações de entrada variaram entre de $1.940 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$ a $4.980 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$ e as saídas foram de $280 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$ a $2.140 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$. No Período 1, para o BAS 1 a eficiência de remoção de DQO foi de em média 56% e para o BAS 2 de 63%. As melhores eficiências foram obtidas com altas cargas de DQO na alimentação, condição característica de sistemas biológicos funcionando adequadamente.

No Período 2, para o BAS 1, as concentrações de entrada variaram de $880 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$ a $5.840 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$ e os valores de saída variaram de $75 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$ a $1.380 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$ (em média $361 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$, com desvio padrão de $330 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$). Os valores mais baixos de eficiência de remoção foram obtidos nas primeiras análises após a mudança para lotes de cargas inferiores ao anterior, demonstrando à fragilidade do sistema quanto às variações de carga. Para o BAS 2, em que as concentrações de entrada variaram de $800 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$ a $4.650 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}$, os valores de saída variaram

de 35 mg·DQO·L a 1.520 mg·DQO·L, (em média de 488 mg·DQO·L, com desvio padrão de 420 mg·DQO·L). Os valores de carga orgânica aplicada podem ser observados na Tabela 3.

Tabela 3: Valores de Carga orgânica aplicada e removida em termos de DQO para o BAS 1 e BAS 2.

		Afluente		Efluente		
		Carga orgânica aplicada média (kg·DQO/m ³ filtro.d)	Faixa de Carga orgânica aplicada (kg·DQO/m ³ .d)	Carga removida média (kg·DQO/m ³ filtro.d)	Faixa de remoção (%)	Remoção média (%)
BAS 1	Período 1	2,8	2,2 – 4,2	1,5	18 - 80	56
	Período 2	2,9	0,7 – 4,4	2,7	76 - 97	90
BAS 2	Período 1	2,8	1,5 – 3,7	1,8	42 - 79	63
	Período 2	2,0	0,6 – 3,5	1,7	46 - 97	82

Conforme observado na Tabela 3, os melhores resultados do estudo ocorreram no Período 2, em que houve um controle das cargas de entrada e a alimentação contínua. O mesmo fato ocorreu para Lobos (2007), que para o tratamento de efluente vinícola previamente neutralizado e com o balanço nutricional corrigido, utilizaram duas configurações de Biorreatores submersos à membrana de 50 litros, uma com fluxo contínuo (CMBR) e outra com fluxo seqüencial (SMBR) e também obtiveram melhores resultados de remoção de DQO no reator que operou em fluxo contínuo (CMBR: 97% de remoção de DQO) a comparar com o fluxo seqüencial (SMBR: 94% de remoção de DQO).

Quanto às cargas volumétricas, as maiores eficiências de remoção foram observadas no Período 2, em que a remoção média foi de 90% para o BAS 1 e 82% de remoção de DQO para o BAS 2. Valores semelhantes foram encontrados por Andreottola *et al.*, (2005) utilizando um reator de leito fixo com biofilme (FBBR) preenchido com material plástico e carga orgânica média de 2,4 kg·DQO/m³.d, obtendo a eficiência média 80% de remoção de DQO, ou seja, muito similar ao obtido pelo BAS 2 no 2º período de operação. Respeitando-se as diferenças de escala entre os dois experimentos, Andreottola *et al.*, (2005) alcançaram 91% de remoção utilizando dois FBBR em seqüência. Segundo Andreottola *et al.*,

(2005), não foi possível alcançar valores maiores de remoção devido à elevada fração não biodegradável da DQO solúvel, cerca de 10% da DQO total considerando o ano todo, fato este possível de ter ocorrido neste estudo.

A maior eficiência do BAS 1 em relação ao BAS 2 pode ser explicada utilizando-se as informações dos estudos

de Brucculeri *et al.*, (2005), que afirmam ser a relação DQO rapidamente biodegradável / DQO total para efluente vinícola igual a 0,3 para o período de entressafra e 0,9 para o período de safra.

O comportamento da carga orgânica aplicada e da eficiência de remoção pode ser visualizado na Figura 3 para o BAS 1 e na Figura 4 para o BAS 2.

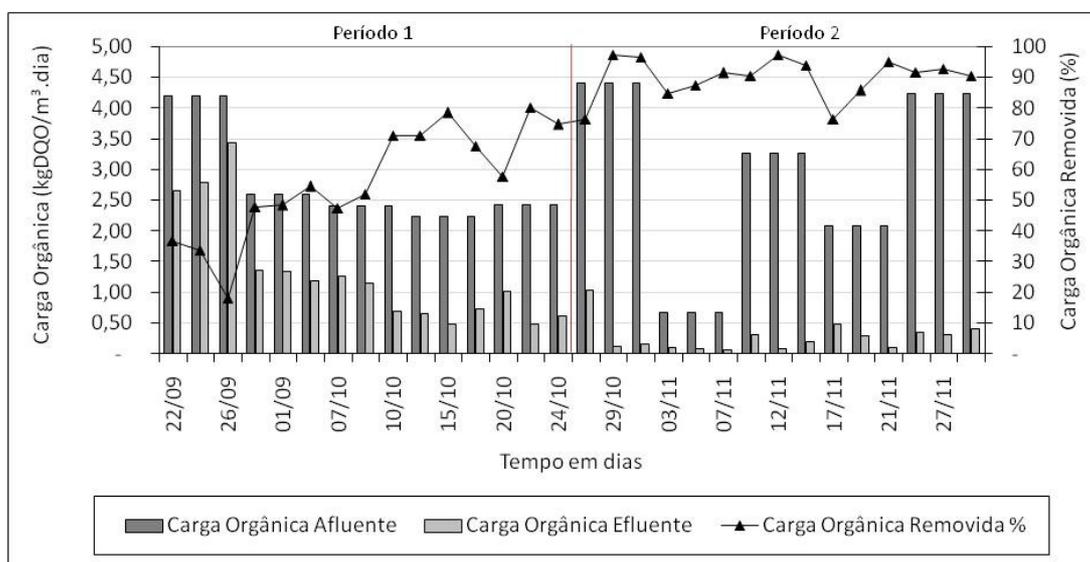


Figura 3: Valores de carga orgânica afluente e efluente obtidos para o BAS 1.

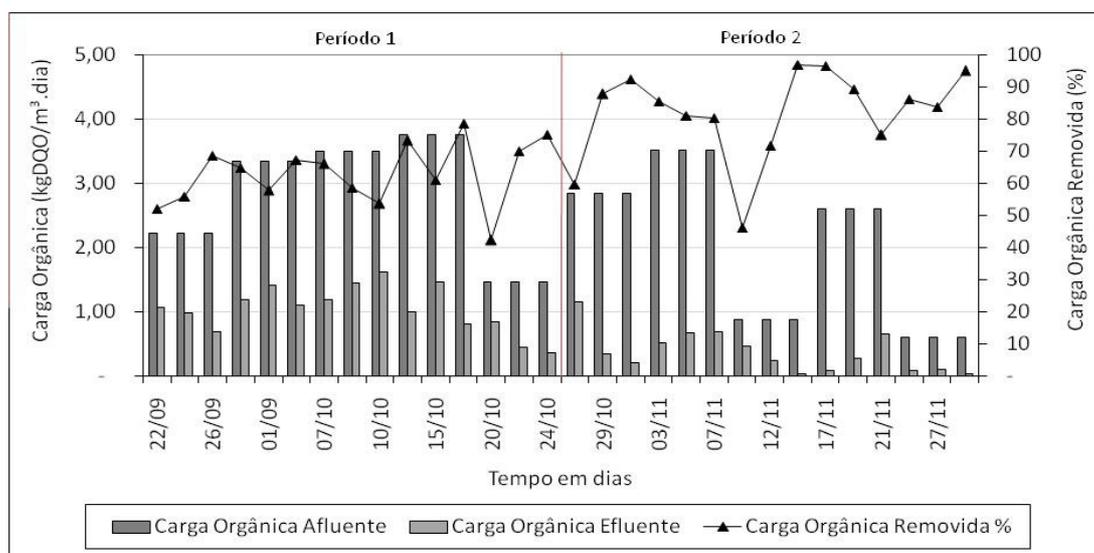


Figura 4: Valores de carga orgânica afluente e efluente obtidos para o BAS 2.

A remoção de nutrientes não foi satisfatória, principalmente no BAS 1. Para o BAS 2, a remoção média de nitrogênio foi de, aproximadamente, 31% para os períodos avaliados. As remoções médias de fósforo foram crescentes ao longo dos períodos para ambos os biofiltros. Para o BAS 1, a eficiência média de remoção para o Período 1 foi de 29%, sendo que para o Período 2 foi de 58%. Para o BAS 2, a eficiência média de remoção foi de 40% para o Período 1 e 52% para o Período 2.

A remoção de parte do nitrogênio e fósforo do efluente se deve a síntese de bactérias heterotróficas, conforme citado Andreottola *et al.*, (2005). Para o presente estudo a baixa remoção de nutrientes pode ser explicada pela não realização de retro lavagem nos filtros. Assim, por não ocorrer a retirada da biomassa, quando ocorria a morte das células, elas se depositam ao fundo do reator e parte dos nutrientes pode ter voltado ao meio líquido, ocorrendo então valores de saída superiores a entrada correspondente aquele período.

Inferese-se que a remoção de fósforo também tenha ocorrido pela via biológica, devido maiores remoções serem evidentes nos períodos em que a remoção de DQO apresentou-se mais elevada. Contudo, a remoção de fósforo em reatores com meio suporte pode ocorrer também pela adsorção ao material suporte. No entanto, os valores de remoção são crescentes ao

longo do tempo, portanto, infere-se que a via de remoção não tenha sido a adsorção e que o fósforo tenha sido utilizado para o crescimento da biomassa.

Correlacionando os dados de remoção de nitrogênio total e fósforo reativo para o BAS 1 obtém-se o valor de $F \approx 0,545$ e para o BAS 2 o valor $F \approx 0,495$, o que significa dizer que esses dados possuem uma correlação positiva mediana entre seus comportamentos de remoção, o que corrobora com a possibilidade de que a remoção do fósforo e nitrogênio tenha ocorrido pela via biológica, pela síntese de bactérias heterotróficas.

Para o tratamento de efluentes vinícolas, destaca-se que poderia ser vantajoso o co-tratamento destes junto com efluente doméstico municipal, conforme o estudo de Brucculeri *et al.*, (2005). Neste estudo, os autores obtiveram eficiência de 90% de remoção de DQO para a safra e 87% para a entressafra, com remoção de nitrogênio de 65% em ambos os períodos. A vantagem da mistura com esgoto doméstico é a inclusão de nutrientes advindos deste esgoto, sem que seja necessária a adição de reagentes para suprir o balanço nutricional.

Os valores de sulfato no afluente dos reatores variaram de zero a 20,00 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ na entrada do BAS 1 e de zero a 7,00 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ na entrada do BAS 2. A adição de metabissulfito de potássio durante o

processamento da uva e do vinho é uma das prováveis causas do aparecimento de compostos de enxofre no efluente vinícola.

No que se refere aos metais avaliados, o parâmetro ferro foi o único que apresentou remoção, com valores médios de 33% para o BAS 1 (com concentração efluente média de $1,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e 45% para o BAS 2 (com concentração efluente média de $0,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Embora tenha ocorrido remoção do parâmetro zinco apenas no BAS 1 (cerca de 38%), os valores médios encontrados para o efluente (valor médio de $0,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para ambos os reatores, encontraram-se dentro do limite de $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ estabelecido pela legislação ambiental do estado de Santa Catarina, por meio do Decreto Estadual 14.250/1981 (Santa Catarina, 1981). Para o parâmetro cobre não foi observada remoção em

nenhum dos períodos operacionais avaliados para ambos os reatores. Para o BAS 2 foi observado um incremento na quantidade total de cobre presente nas amostras. Os valores de cobre no efluente foram de $0,8$ e $1,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o BAS 1 e 2, respectivamente, superiores portanto ao padrão de lançamento de $0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ estipulados por meio do Decreto Estadual 14.250/1981 (Santa Catarina, 1981), o que indica que formas de tratamento capazes de remover esse parâmetro devem ser estudadas para este tipo de efluente.

Na Tabela 4, são apresentadas as médias obtidas no efluente dos biofiltros e os padrões de lançamento estipulados pela legislação ambiental do estado de Santa Catarina, por meio do Decreto Estadual 14.250/1981 (Santa Catarina, 1981), para o parâmetros pH, Fe, Cu e Zn.

Tabela 4: Padrões de lançamento exigidos pelo Decreto Estadual 14.250/1981 e atendimento ou não pelos resultados obtidos pelo BAS 1.

Parâmetros	Valores máximos	BAS 1 - Valores Médios de efluente				BAS 2 - Valores Médios de efluente			
		Período 1	Atende	Período 2	Atende	Período 1	Atende	Período 2	Atende
pH	6,0 a 9,0	6,40	Sim	7,48	Sim	6,68	Sim	7,61	Sim
Ferro ²⁺ solúvel ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	15,00	1,39	Sim	1,62	Sim	0,78	Sim	0,88	Sim
Cobre Total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,5	0,37	Sim	0,98	Não	0,63	Não	0,74	Não
Zinco Total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1,0	0,11	Sim	0,24	Sim	0,40	Sim	0,24	Sim

5. CONCLUSÕES

Os estudos conduzidos em escala de laboratório com reatores tipo biofiltros aerados submersos, utilizando conchas de ostras como material suporte, aplicados ao tratamento de efluentes vinícolas, conduziram as seguintes conclusões:

- as conchas de ostras contribuíram para um acréscimo de em média 180,4 mg·L⁻¹ e 318,6 mg·L⁻¹ de alcalinidade para os BAS 1 (safra) e 2 (entressafra), respectivamente;

- os melhores resultados de remoção de DQO foram alcançados com a alimentação contínua dos reatores, tempo de detenção de 24 horas e cargas variando entre 0,5 a 4,5 kg·DQO/m³d para o BAS 1 e 0,5 a 3,5 kg·DQO/m³d para o BAS 2. Nestas condições a eficiência alcançada para remoção de DQO foi de 90% para o BAS 1 e de 82% para o BAS 2;

- no BAS 1 não houve remoção de nitrogênio e, no BAS 2, a remoção média foi de aproximadamente 31% para os períodos avaliados;

- quanto ao parâmetro fósforo, a máxima eficiência de remoção foi obtida no período de alimentação contínua, observando-se 58% e 52% para o BAS 1 e BAS 2, respectivamente;

- uma maior concentração de DQO biodegradável no efluente de safra pode

explicar a melhor eficiência do BAS 1 (safra) em relação ao BAS 2 (entressafra);

- quanto aos metais, os valores médios de ferro no efluente tratado foram de 1,5 e 0,8 mg·L⁻¹ para o BAS 1 e BAS 2, respectivamente, e 0,3 mg·L⁻¹ de zinco para ambos os biofiltros, estando de acordo com o exigido pela legislação ambiental do estado de Santa Catarina, por meio do Decreto Estadual 14.250/1981 (Santa Catarina, 1981). No entanto, a concentração de cobre no efluente tratado esteve acima do exigido pela referida legislação, sendo 0,8 e 1,5 mg·L⁻¹ para o BAS 1 e BAS 2, respectivamente.

Embora para alguns parâmetros o BAS tratando efluente vinícola, nas condições operacionais realizadas neste estudo, não tenha atingido os padrões legais de lançamento, este tipo de tecnologia pode ser uma interessante alternativa para o tratamento dos compostos potencialmente poluidores oriundos da produção vinícola na região do Vale do Rio do Peixe.

Um dos maiores problemas para o tratamento, constatado durante o estudo, refere-se à irregularidade da vazão e da composição do efluente bruto produzido na vinícola.

Recomendam-se estudos sobre da toxicidade desses efluentes para o pleno atendimento à legislação ambiental.

6. AGRADECIMENTOS

A Fundação de Apoio à Pesquisa Científica e Tecnológica do Estado de Santa Catarina – FAPESC pelo financiamento da pesquisa, a Universidade do Oeste de Santa Catarina – UNOESC pela concessão dos laboratórios para o desenvolvimento da pesquisa e a CAPES/PPGEA-UFSC pela bolsa de mestrado.

7. REFERÊNCIAS

- ANDREOTOLLA, G. *et al.* Treatment of winery wastewater in o sequencing batch biofilm reactor. **Water Science & Technology**, v. 45, n. 12, p. 347-354, 2002.
- ANDREOTTOLA, G. *et al.* Treatment of winery wastewater in a full-scale fixed bed biofilm reactor. **Water Science & Technology**, v. 51, n. 1, p. 71–79, 2005.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Uva e Vinho. **Vitivinicultura Brasileira: Panorama 2009**. Pesquisadora da Área de Sócio-Economia da Loiva Maria Ribeiro de Mello. Artigo Técnico disponível na página <<http://www.cnpuv.embrapa.br/>> Acesso em: 10 jan 2010.
- BRUCCULERI, M. *et al.* Treatment of mixed municipal and winery wastewaters in a conventional activated sludge process: a case study. **Water Science & Technology**, v. 51, n. 1, p. 89–98, 2005.
- CARVALHO JUNIOR, O.; POVINELLI, J. Biofiltro aeróbio submerso empregado no pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio compartimentado. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. **Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande: ABES, p. 1-11, 2005.
- COHEN, Y. Biofiltration – the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. **Bioresource Technology**, v. 77, p. 257-274, 2001.
- EPA - South Australian Environment Protection Authority. **EPA Guidelines for Wineries and Distilleries**. EPA, Adelaide, 2004. Disponível em: <http://www.epa.sa.gov.au/pub_list.html> Acesso em: 12 maio 2007.
- LOBOS, J. *et al.* Continuous and sequencing membrane bioreactors applied to food industry effluent treatment. **Water Science & Technology**, v. 56, n. 2, p. 71–77, 2007.
- MAGRI, M. E.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Aplicação de biofiltros aerados submersos com os meios suportes: cascas de ostras e tampas de polietileno, no pós-tratamento de efluentes de um tanque séptico. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24, 2007, Belo Horizonte. **Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Belo Horizonte: ABES, 2007. p. 1-11.
- MOLETTA, R. Winery and distillery wastewater treatment by anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 51, n 1, p. 137-144, 2005.

- ORTIGARA, A. R. C. **Caracterização e avaliação de tratamento de efluente de uma vinícola na região do vale do Rio de Peixe em Santa Catarina por Biofiltro Aerado Submerso.** 143p. Florianópolis. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2009.
- PETRUCCIOLI, M. *et al.* Aerobic treatment of winery wastewater using a jet-loop activated sludge reactor. **Process Biochemistry**. Vol. 37, n. 8, p. 821-829, 2002.
- RODRIGUES, A.C., *et al.* Tratamento de efluentes vitivinícolas; um caso de estudo na região dos vinhos verdes. **Indústria e Ambiente**, n 40, p. 20-25, 2006.
- ROCHARD, J. (coord.). **Cahier Scientifique et Technique - Gestion des effluents de cave et de distillerie.** Office International de la Vigne et du Vin, France, Paris, 1999.
- SANTA CATARINA. Decreto Estadual nº 14.250/81, de 05 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei no. 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e à melhoria da qualidade ambiental. **Diário Oficial SC**, 09/06/1981, p. 2.
- VLYSSIDES A. G; BARAMPOUTI E. M.; MAI S. Wastewater characteristics from Greek wineries and distilleries. **Water Science & Technology**, v. 51, n.1, p. 53-60, 2005.