

II-1182 - SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO DO TIPO BIO-RACK PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIOS

Yasmin Abdala Pedrosa⁽¹⁾.

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Ouro (UFOP).

Paula Cristine Silva Gomes⁽²⁾.

Bacharela em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Mestra em Ecologia de Biomas Tropicais (UFOP). Doutoranda em Engenharia Ambiental (UFOP).

Matheus Tomáz Faria⁽³⁾.

Graduando em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Ouro (UFOP).

Mucio André dos Santos Alves Mendes⁽⁴⁾.

Engenheiro Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre em Engenharia Agrícola (UFV) e Pós-graduado em Engenharia de Segurança do Trabalho (UFV). Doutor em Engenharia Agrícola (UFV). Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Civil na Universidade Federal de Ouro Preto.

Tamara Daiane de Souza⁽⁵⁾.

Engenheiro Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre e Doutora em Recursos Hídricos e Ambientais (UFV). Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Urbana na Universidade Federal de Ouro Preto.

Endereço⁽¹⁾: Rua E, 155 A - Metalúrgico - Cachoeira do Campo - MG - CEP: 35410-000 - Brasil - Tel: (31) 98824-1990 - e-mail: yasmin.pedrosa@aluno.ufop.edu.br

RESUMO

As agroindústrias produtoras de lácteos são um importante setor na economia do país. Porém, juntamente com a produção, ocorre a geração de efluentes, os quais apresentam alta carga poluidora. Se os resíduos são descartados em corpos hídricos, sem o devido tratamento, podem desencadear impactos ambientais negativos de grande proporção. Geralmente, os produtores rurais não possuem condições de implantar e operar sistemas de tratamento de esgoto convencionais. Como alternativa, foram desenvolvidos sistemas eficientes e de baixo custo para atender a esta demanda, como por exemplo, os alagados construídos. Foi proposto neste trabalho, a utilização de um sistema alagado construído do tipo Bio-rack (SAC-BR), cultivado com *Thypha domingensis* (taboa), para tratamento de efluente sintético de laticínios associado ao estudo da cinética do sistema. O estudo foi desenvolvido na Universidade Federal de Ouro Preto e avaliou a eficiência do sistema por meio da análise de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais (ST) e turbidez (T). O pH do efluente sintético se manteve dentro da faixa permitida de pH, entre 5 e 9, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011. E, a eficiência média da redução da DBO, ST e T foi de 67,74%, 23,69% e 64,93%, respectivamente. Os resultados obtidos indicaram que o SAC-BR, cultivado com *Thypha domingensis*, tem potencial para ser utilizado como um tratamento alternativo de águas residuais provenientes de laticínios.

PALAVRAS-CHAVE: Wetlands Construídos, Sistema Bio-rack, Tratamento de Efluentes, Saneamento Ambiental, Estudo da Cinética.

INTRODUÇÃO

A produção de laticínios possui grande importância no setor econômico brasileiro, contribuindo na geração de empregos e renda para a população. O setor de laticínios está presente em praticamente todos os municípios do país, sendo relacionada a mais de um milhão de produtores rurais, além de outros vínculos empregatícios gerados de forma indireta (Rocha, Carvalho e Resende, 2020). Dentre os produtos pecuários nacionais, a produção primária de leite atingiu o valor bruto de quase R\$40 bilhões, ocupando a terceira posição na sua categoria (Brasil, 2021). No ano de 2020 foram adquiridos cerca de 25 bilhões de litros de leite cru, segundo dados do IBGE (2021).

Paralelamente ao crescimento da produção de produtos lácteos, ocorre a geração de efluentes, que requerem tratamentos para reduzir possíveis poluentes. A contaminação de recursos hídricos por efluentes de indústrias de laticínios é muito significativa, devido à alta carga poluidora gerada no beneficiamento do leite, principal

matéria prima deste setor (Matos et. al, 2010). Os efluentes de laticínios apresentam altos teores de nutrientes, como o nitrogênio (N) e fósforo (P), consideradas substâncias eutrofizantes, que quando misturadas ao esgoto sanitário da empresa tem suas concentrações aumentadas (Mendonça et. al, 2012).

A quantidade de efluente líquido residual gerado no processamento do leite, pode ser três vezes maior que o volume de matéria prima utilizada, sendo esse volume afetado de acordo com o tipo de produto e com a tecnologia empregada na produção (Mendonça, Ribeiro e Nogueira, 2017). Se essa água residuária, com alta concentração de poluentes, for lançada em corpos hídricos sem o tratamento prévio adequado, pode desencadear grandes impactos ambientais (Matos et al., 2010).

Os pequenos produtores contribuem na contaminação de corpos hídricos, uma vez que o efluente gerado durante a produção dos laticínios não passa por tratamento adequado. Isso ocorre pelo fato de que os sistemas convencionais de tratamento de esgoto geralmente possuem grandes estruturas, possuindo alto custo de implantação e complexidade na operação, o que inviabiliza sua utilização por agroindústrias de pequeno porte (Andrade et. al, 2016). Portanto, como alternativa às estações de tratamento convencionais está a implantação de Sistemas Alagados Construídos (SACs).

Os SACs são sistemas descentralizados para tratamento de esgoto, que consistem na associação de espécies vegetais e substratos. O tratamento ocorre devido a formação de biofilmes, com diversos microrganismos, na região de contato das raízes com o substrato que, por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos reduzem a concentração de poluentes no efluente (Filho, Lima e Santos, 2015). Este sistema além de tratar os efluentes de maneira eficaz, também pode ser integrado a áreas de lazer, propiciando o desenvolvimento de animais ao entorno e interagindo com a paisagem do ambiente natural (Matos, 2008).

Dentre as diversas conformações de alagados construídos existentes, foi estudado por Valipour, Raman e Ghole (2009), o SAC do tipo Bio-Rack (SAC-BR), o qual se caracteriza por ser um sistema compacto e eficaz para tratamento de efluentes. Neste sistema, são utilizados tubos na posição vertical como suporte para as espécies vegetais, além de fornecer área de superfície para desenvolvimento de biofilmes. Por se tratar de uma tecnologia recente no Brasil, foi proposto neste trabalho a utilização do SAC-BR para tratamento de efluente de laticínios, sob as condições climáticas do município de Ouro Preto/MG.

MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Campus da Universidade Federal de Ouro Preto, localizado no Morro do Cruzeiro, Bauxita, Ouro Preto-MG. Sua posição geográfica se encontra na latitude 20°23'08", longitude 43°30'29" e altitude média de 1.179 metros. O município possui clima tropical de altitude, com chuvas concentradas no verão.

CULTIVO E ACLIMATAÇÃO DAS MACRÓFITAS

As macrófitas, do gênero *Typha*, foram coletadas em uma lagoa (Figura 1) localizada no bairro Metalúrgico, pertencente ao distrito de Cachoeira do Campo, Ouro Preto, no dia 02 de julho de 2022, com o auxílio de pás e tesoura de poda.



Figura 1 - Lagoa em Cachoeira do Campo, distrito de Ouro Preto. Fonte: Google Earth (2022).

As espécies foram armazenadas em sacos plásticos para o transporte até o Horto Jorge Luiz da Silva, na Universidade Federal de Ouro Preto, onde foram transplantadas em caixas d'água de polietileno. Cerca de 25% do volume destas caixas, estavam preenchidas com brita, utilizadas como material suporte para a fixação das raízes e crescimento, conforme Figura 2.



Figura 2 - Espécies transplantadas para caixa d'água após coleta. Fonte: Autores (2022).

Para favorecer o desenvolvimento dos propágulos, foram adicionados 1 L de solução nutritiva (adaptada de Clark, 1975), conforme Tabela 1, e água de torneira até a altura da camada suporte.

Tabela 1 - Composição da solução nutritiva utilizada nas espécies.

Reagente	Fórmula	Quantidade (g/L de solução estoque)	Volume (mL/L de solução nutritiva)
Nitrato de Cálcio	$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	236,16	2,53
Nitrato de Potássio	KNO_3	101,11	1,30
Cloreto de Potássio	KCl	74,55	0,50
Nitrato de Amônio	NH_4NO_3	80,04	0,90
Sulfato de Magnésio heptahidratado	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	246,49	0,60
Fosfato de Potássio monobásico	$\text{K}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$	5,80	1,50
Cloreto de Magnésio hexahidratado	$\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	20,33	1,00
Sulfato de Manganês	MnSO_4	1,385	1,00

Ácido Bórico	H_3BO_3	1,175	1,00
Sulfato de Zinco	$ZnSO_4 \cdot 7H_2O$	0,575	1,00
Molibdato de Amônio tetrahidratado	$(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$	0,106	1,00
Sulfato de Cobre II	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0,125	1,00
FeEDTA	FeEDTA		1,00

As macrófitas foram adaptadas durante 65 dias (Figura 3) e após esse período, elas foram transplantadas para o sistema Bio-rack.



Figura 3 - Taboas após 65 dias da coleta. Fonte: Autores (2022).

SISTEMA BIO-RACK

O reator do estudo é constituído de uma bombona de 100 L, com 75 cm de altura e 44 cm de diâmetro. Para a montagem do sistema foram utilizados: um tubo de 6 m de PVC soldável de 3/4'' (20 mm); dois tubos de PVC de 4'' (100 mm); dois adaptadores flanges soldáveis de 3/4''; um joelho de 3/4'' (20 mm); uma luva soldável com rosca de 3/4'' (20 mm); um adaptador soldável com rosca de 3/4'' (20 mm); e uma torneira de 3/4'' (20 mm). Para perfurar a bombona foi utilizado uma furadeira com broca serra copo no diâmetro da tubulação de 3/4'', cola para colar as peças nos tubos e fita veda-rosca para dar a vedação adequada nas peças rosqueáveis. O sistema bio-rack do estudo é representado na Figura 4.

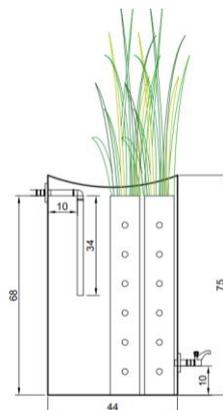


Figura 4 - Representação do sistema Bio-rack (cotas em centímetros). Fonte: Autores (2022).

No interior da bombona foram inseridos 12 tubos de PVC de 100 mm, com 68 cm de altura, perfurados em toda sua extensão com furos de 20 mm a cada 10 cm, conforme apresentado na Figura 5.



Figura 5 - Bio-racks do sistema. Fonte: Autores (2022).

As espécies foram transplantadas no sistema bio-rack e posicionadas com o auxílio de redes de nylon e abraçadeiras, de forma que somente as raízes ficassem submersas (Figura 6). A bombona foi preenchida com 95 L de água da torneira e, no dia seguinte, foram adicionados 3 L de solução nutritiva (Clark, 1975) para proporcionar aporte nutricional às macrófitas.



Figura 6 - Sistema Bio-rack com as espécies transplantadas. Fonte: Autores (2022).

A adaptação das macrófitas ao efluente de laticínios sintético (Figura 7) ocorreu durante 4 semanas, em estágios. Inicialmente foram adicionados 25% do efluente e 75% de água de torneira. Na segunda semana, todo o volume foi descartado e foram inseridos 50% de efluente e água, respectivamente. Novamente, houve o descarte do volume anterior e foram adicionados 75% de efluente e 25% de água, até a última semana, onde foram adicionados 100% do efluente a ser tratado, e dessa forma, finalizou-se a aclimação das macrófitas ao tratamento.



Figura 7 - Adaptação das macrófitas ao efluente sintético. (A) semana 1, (B) semana 2, (C) semana 3 e (D) semana 4. Fonte: Autores (2022).

Quanto ao fluxo do sistema, ele pode apresentar fluxo intermitente (batelada) ou contínuo (Silva, 2020). O reator do estudo foi operado em bateladas no tratamento do efluente sintético, com tempo de ciclo de 48 horas. Em seguida, as amostras foram coletadas para posterior análise dos parâmetros.

TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é a quantidade de tempo que um soluto passivo permanece dentro de um SAC. Quanto maior o tempo de retenção, maior são as reações bioquímicas que ocorrem no sistema, aumentando assim a remoção dos poluentes (Kardlec e Wallace, 2009). No entanto, um elevado TDH tende a aumentar o volume do reator, o que aumenta também seu custo de implantação. Entretanto, baixos valores de TDH podem reduzir a eficiência do sistema, já que reduz o tempo de contato entre os poluentes e microrganismos (Silva, 2020).

Para a execução do experimento foram aplicados os tempos de detenção hidráulica de 24, 36 e 48 horas, sendo executado em três bateladas, ou seja, o experimento foi repetido três vezes. Os parâmetros foram analisados em cada batelada e em cada TDH aplicado.

EFLUENTE SINTÉTICO DE LATICÍNIOS

Segundo Muniz, Borges e Silva (2020) a utilização do efluente sintético de laticínios permite maior controle sobre o experimento analisado, já que o efluente proveniente dos laticínios pode conter características variáveis, dificultando assim a replicação do estudo e comparação dos resultados obtidos.

O efluente sintético de laticínios (Figura 8), foi preparado no Laboratório de Saneamento da Escola de Minas - UFOP, utilizando a formulação de Samal, Dash e Bhunia (2018), conforme apresentada na Tabela 2, sendo dissolvida em água da torneira.



Figura 8 - Efluente sintético concentrado e diluído, respectivamente. Fonte: Autores (2022).

Tabela 2 - Formulação do efluente sintético de laticínios.

Reagentes	g/L
Leite em pó	1,5000
Cloreto de Ferro III ICO (6H ₂ O) - FeCl ₃ .6H ₂ O	0,0150
Sulfato de Magnésio heptahidratado - MgSO ₄ .7H ₂ O	0,0700
Cloreto de Cálcio monohidratado - CaCl ₂ .H ₂ O	0,0300
Sulfato de Manganês monohidratado - MnSO ₄ .H ₂ O	0,0150
Fosfato de Potássio mono - KH ₂ PO ₄	0,0600
Cloreto de Amônio - NH ₄ Cl	0,1200
Bicarbonato de Sódio - NaHCO ₃	1,0000

Fonte: Samal, Dash e Bhunia (2018).

A composição do leite em pó integral utilizado é apresentada na Tabela 3, e as características do efluente sintético são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 3 - Composição do leite em pó utilizado na produção do efluente sintético.

Substância	Quantidade para cada 26 g do leite
Carboidratos	9,6 g
Proteínas	6,7 g

Gorduras totais	7,1 g
Gorduras saturadas	4,4 g
Gorduras trans	0
Fibra alimentar	0
Sódio	75 mg
Cálcio	239 mg

Fonte: Cotochés.

Tabela 4 - Características do efluente sintético produzido.

Características do afluente				
pH	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	DBO (mg.L^{-1})	Sólidos (mg.L^{-1})	Turbidez (NTU)
7,49	2.251,67	1.091	0,1106	910

Fonte: Autores (2022).

AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS

Durante a execução do experimento, foi realizado o monitoramento físico-químico do efluente por meio da análise de cinco parâmetros de qualidade. Os parâmetros analisados foram: Potencial Hidrogeniônico (pH); Condutividade Elétrica (CE); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Sólidos Totais (ST); e Turbidez (T). As análises foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos por Standard Methods (APHA, 2017).

O pH e a CE do efluente, foram verificados por meio de um pHmetro e de um condutímetro, ambos da marca Digimed. A medida da turbidez das amostras foi determinada por meio da leitura em um turbidímetro, da marca HACH, modelo 2100Q.

As amostras do efluente sintético de laticínios foram coletadas antes de iniciar o tratamento e ao final de cada Tempo de Detenção Hidráulica (TDH). E, após a coleta, as amostras foram armazenadas em frascos plásticos de 500 mL, até que fossem realizadas as análises físico-químicas.

A eficiência da redução de concentração dos poluentes após o tratamento, foi calculada por meio da Equação 1.

$$E = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (\text{Eq.1})$$

Onde:

E = Eficiência de remoção (%);

C_i = Concentração afluente do poluente (mg.L^{-1});

C_f = Concentração efluente do poluente (mg.L^{-1});

Para explorar a relação dos tempos de detenção hidráulicos e a remoção dos parâmetros avaliados, pH, CE, DBO, ST e T, foram realizadas análise de variância (ANOVA), considerando o intervalo de confiança de 95%. Todas as análises foram realizadas no software R (R Development Team, 2017)

RESULTADOS

ANÁLISE ESTATÍSTICA

Dentre os parâmetros avaliados, pH, condutividade elétrica (CE), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais (ST) e turbidez (T), em relação aos diferentes tempos de detenção hidráulica aplicados, foram obtidos, por meio da análise de variância (ANOVA), valores de P significativos ($P < 0,05$) para o pH, a DBO e a turbidez, de acordo da Tabela 5.

Tabela 5 - Análise de variância do sistema.

Resposta variável	Preditora variável	df	Desvio	F	P-valor
pH	TDH	1	2,1172	12,683	0,00517
CE	TDH	1	83814	1,3263	0,27630
DBO	TDH	1	877440	34,892	0,0001497
ST	TDH	1	0,001169	4,3816	0,062790
T	TDH	1	577276	5,4993	0,040980

Fonte: Autores (2022).

A condutividade elétrica e os sólidos totais não apresentaram variações significativas entre os tempos de detenção hidráulica aplicados. Quanto ao pH, o maior valor encontrado foi de 7,74 no afluente, enquanto o menor valor foi observado no TDH de 36 horas, de 5,88, conforme Figura 9.

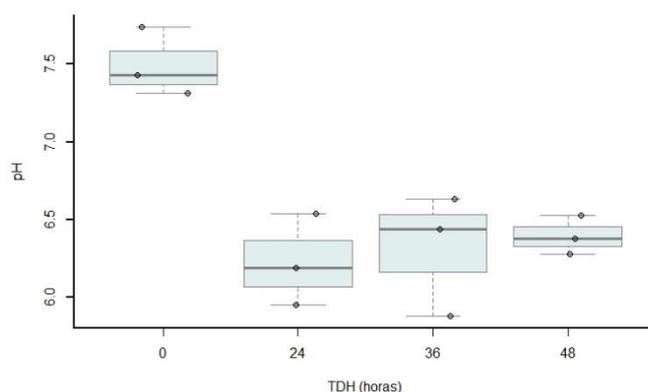


Figura 9 - Análise de pH. Fonte: Autores (2022).

A DBO e a turbidez apresentaram reduções significativas em cada TDH aplicado, indicando a importância de se analisar o tratamento do efluente em diferentes TDH. Na Figura 10 é possível observar a redução da concentração de DBO, sendo o menor valor encontrado de 171 mg.L⁻¹, no TDH de 48 horas.

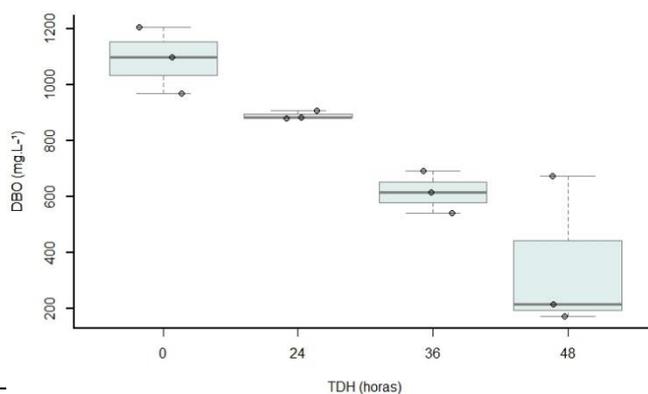


Figura 10 - Análise de DBO. Fonte: Autores (2022).

Analisando o boxplot referente à turbidez (Figura 11), é notável que houve uma grande variação do valor da turbidez no afluente, com maior valor de 1.175 NTU. Enquanto o menor valor obtido após o tratamento foi de 160 NTU, no TDH de 48 horas.

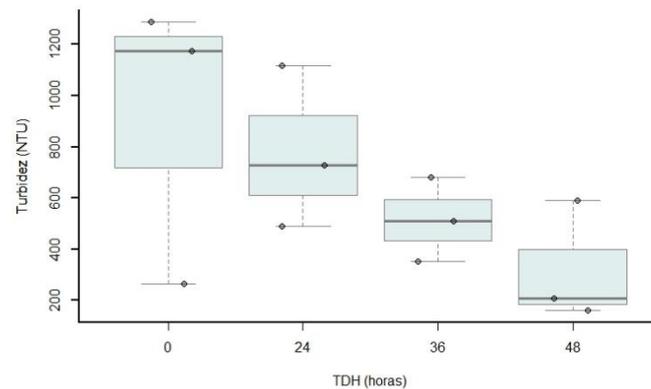


Figura 11 - Análise de Turbidez. Fonte: Autores (2022).

COMPORTAMENTO DO POTÊNCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

O efluente bruto (afluente ao SAC-BR) apresentou pH médio de 7,5. Já no efluente em tratamento, foi verificado uma condição ácida durante todo o experimento, com a faixa de pH entre 5,88 e 6,54.

O pH médio de 6,30, apresentado pelos efluentes durante o tratamento, está dentro da variação de pH de sobrevivência de diversas bactérias encarregadas de realizar o tratamento de águas residuárias, que é de 4,0 a 9,0 (Mansor, 1988). Além disso, o pH médio de 6,40, obtido ao final do tratamento, atende à legislação CONAMA n° 430/11 (Brasil, 2011) quanto ao lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores.

Mendonça et. al (2015) encontraram valores médios de pH de 5,20 estudados em SACs operados em batelada, cultivados com a *Typha dominguensis* (taboa) e o *Hedychium coronarium* (lírio do brejo). Os autores atribuíram o aspecto ácido do efluente, ao lançamento de soro de leite ácido junto ao resíduo líquido.

COMPORTAMENTO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A análise da condutividade elétrica não apresentou redução significativa durante os tempos de detenção hidráulico aplicados. O valor médio da condutividade elétrica do afluente foi de 2.251,67 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, enquanto o valor médio durante o experimento foi de 2.003,67 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Com isso, foi encontrada uma redução média de 7,09% na condutividade elétrica ao final do tratamento.

Cardoso (2015) estudou o tratamento de efluente de indústrias de laticínios por sistema alagado construído híbrido e obteve uma variação da condutividade elétrica de 2.050 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a 2.960 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, com um coeficiente de variação de 11%, indicando que os valores permaneceram homogêneos durante o tratamento. A autora afirma que a condutividade elétrica se manteve alta devido ao excesso de sais do efluente de laticínios. Os valores encontrados pela autora se aproximam dos resultados obtidos no presente trabalho.

Segundo Fia et. al (2017) durante a operação de SACs, é esperado que os valores de CE dos efluentes aumentem devido a liberação de íons para o meio durante a degradação da matéria orgânica. Além disso,

ocorre a perda de água por evapotranspiração, o que aumenta a concentração de íons na solução. Ainda de acordo com os autores, a redução dos valores de CE, pode ser explicada pela precipitação de sais no meio e, ou, devido a absorção de íons pelas macrófitas.

REMOÇÃO DE DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

Os valores de DBO apresentaram redução significativa após o tratamento no SAC-BR. A eficiência média de redução encontrada foi de 18,52%, 43,63% e 67,74%, para os TDH de 24, 36 e 48 horas, respectivamente.

No estudo de Mendonça, Ribeiro e Nogueira (2017) para tratamento de águas residuais de laticínios, em sistemas alagados construídos, cultivados com *Typha domingensis* e *Hedychium coronarium*, foram obtidas eficiências médias na remoção de DBO entre 89% e 91%, com um TDH de 3,5 dias. Foi observado pelos autores que quanto maior a carga orgânica aplicada, menor a eficácia do tratamento.

Matos, Abrahão e Monaco (2012) tiveram como resultado, eficiências de remoção de DBO, na água residual de laticínios, entre 79% e 96%, em SACs cultivados com capim-elefante e capim-tifon, com TDH de 4,8 dias. A média de remoção de DBO encontrada pelos autores foram superiores à do presente trabalho, no entanto, o período de tratamento também foi maior. O que também ocorreu nos SACs estudados por Fia et. al (2017) para tratamento de água residuária de suinocultura, cultivados com taboa e capim tifon-85. Os autores encontraram remoções médias na concentração de DBO entre 83% e 85%.

No SAC-BR estudado por Valipour, Raman e Ghole (2009), cultivado com *Phragmites sp.*, para tratamento de esgoto doméstico, foram encontradas eficiências médias na redução de DBO de 86,59%, com TDH de 10 horas. O resultado foi superior aos SACs convencionais, aplicando menor TDH.

Em geral, de acordo com o CONAMA nº 430/11 (Brasil, 2011), a concentração máxima de DBO em efluentes tratados para lançamento em cursos hídricos, deve ser de no máximo de 120 mg.L⁻¹. No entanto, esse limite poderá ser ultrapassado, caso o sistema de tratamento obter eficiência de remoção mínima de 60% de DBO. Portanto, como mencionado anteriormente, essa pesquisa verificou uma eficiência média de redução de 67,74% após 48 horas de tratamento, indicando que o SAC-BR é eficaz na redução da DBO quanto a legislação federal vigente.

As eficiências calculadas se ajustaram de forma satisfatória aos modelos de regressão linear e polinomial de segunda ordem, conforme Figura 12 e Figura 13.

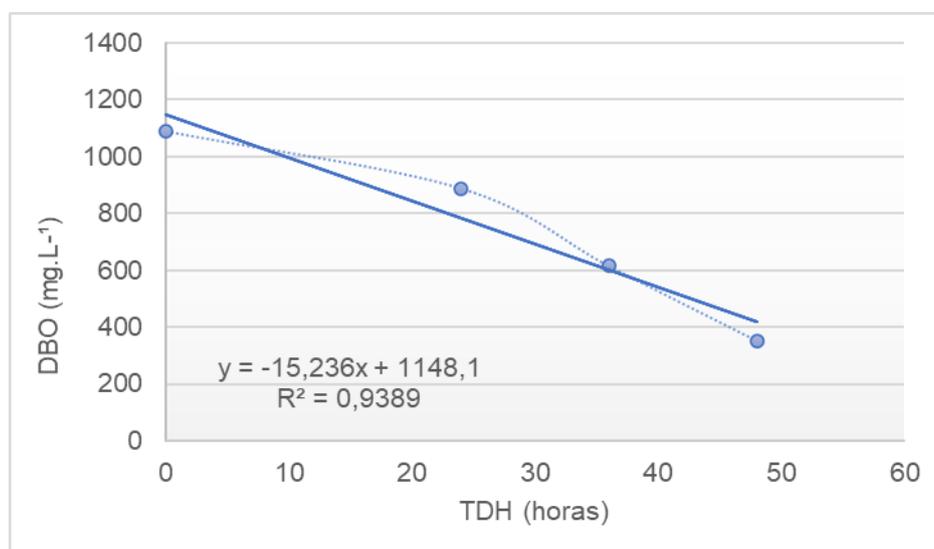


Figura 12 - Gráfico de redução da DBO a cada TDH, ajustada por regressão linear. Fonte: Autores (2022).

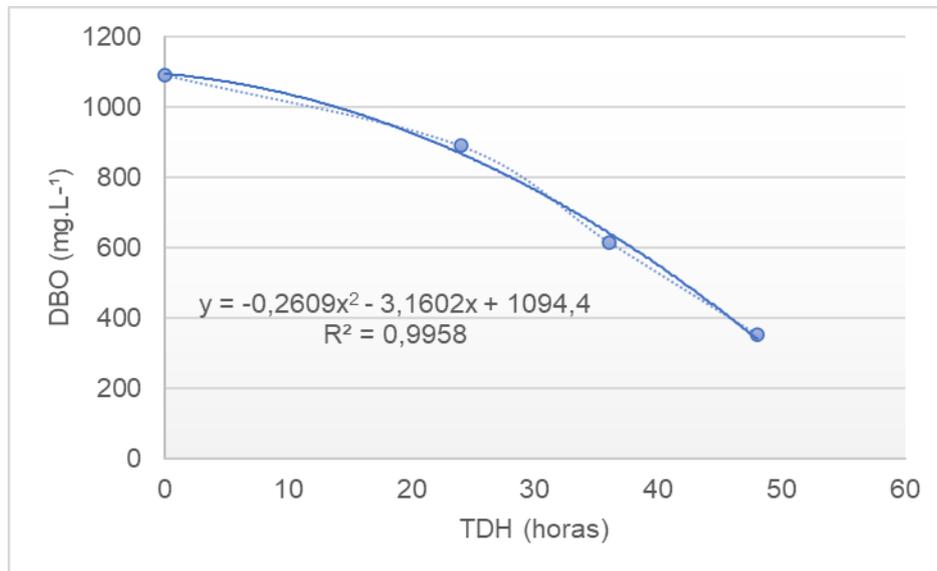


Figura 13 - Gráfico de redução da DBO a cada TDH, ajustada por regressão polinomial. Fonte: Autores (2022).

Pode-se observar ainda, bom ajuste com a equação de cinética de primeira ordem, representado pela Figura 14. Este ajuste é realizado por meio da Equação 1 (Von Sperling, 1996) e é utilizado para apresentar a redução da concentração da DBO em reatores biológicos.

$$L = L_0 \times e^{-k \times t} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

L = DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg.L⁻¹)

L₀ = DBO remanescente em um tempo t = 0 (mg.L⁻¹)

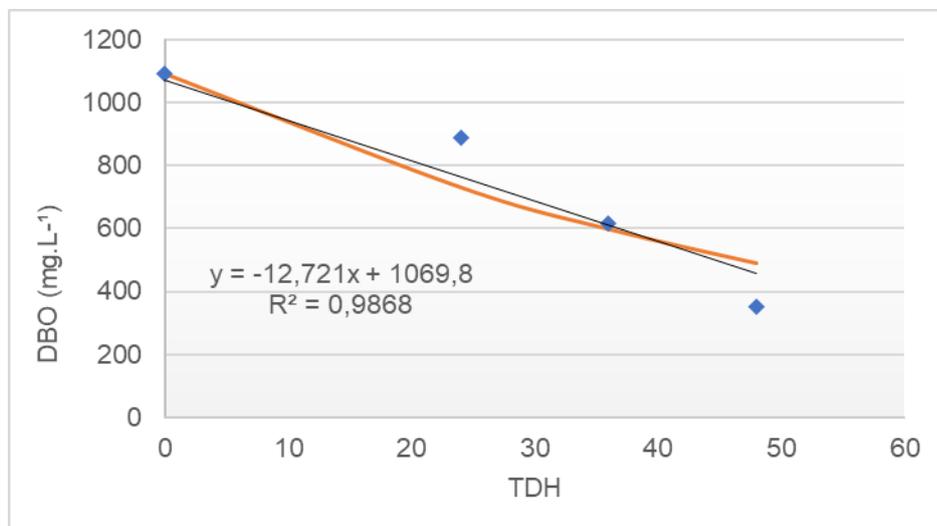


Figura 14 - Gráfico de redução de DBO, conforme equação de Von Spering (1996). Fonte: Autores (2022).

As equações obtidas que relacionam a DBO com os tempos de detenção hidráulica aplicados no sistema, são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 - Equações dos modelos de regressão quadráticos utilizados.

Equação	R ²
$y = -15,236x + 1148,1$	R ² = 0,9389
$y = -0,2609x^2 - 3,1602x + 1094,4$	R ² = 0,9958
$y = 1091 e^{(-0.4023t)}$	R ² = 0,8581

Fonte: Autores (2022).

Segundo Gaudio e Zandonade (2001), quanto maior o R², ou seja, quanto mais próximo de 1,00, melhor será o modelo e menor será o erro. Desse modo, é observado que o modelo que mais se aproxima de 1,00, é o de regressão polinomial. Pode-se observar ainda, que equação de cinética de primeira ordem apresentou ajuste satisfatório conforme esperado.

REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS

Os sólidos totais não apresentaram variações significativas em relação aos tempos de detenção hidráulica aplicados. No entanto, houve uma redução média de ST de 23,69%, como pode ser observado na Figura 15.

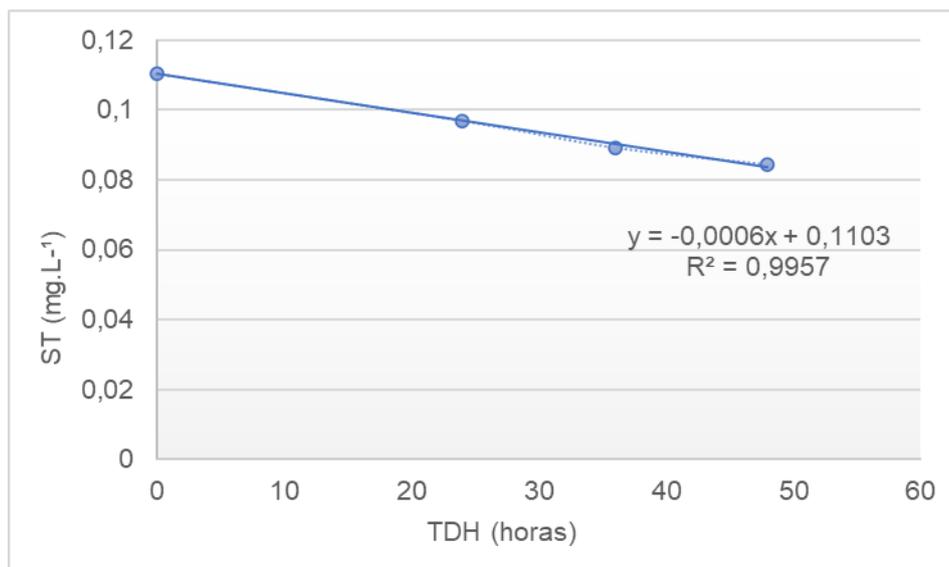


Figura 15 - Gráfico de redução de ST a cada TDH. Fonte: Autores (2022).

O valor de redução média de ST encontrado no presente trabalho se assemelha ao de Stiegemeier (2015), que estudou *wetlands* construídos, cultivados com *Typha latifolia*, para tratamento de efluente de indústria de frigorífico de aves e obteve uma redução média de sólidos totais de 23,77%.

Celis (2015) estudou o cultivo da *Typha domingensis*, em SACs de escoamento horizontal e vertical, para tratamento de efluente doméstico e obteve uma média de redução de sólidos totais de 30% nos SACs de escoamento vertical e 21% no SAC de escoamento horizontal.

O CONAMA n° 430/11 (Brasil, 2011) não estabelece uma quantidade mínima permitida de sólidos totais em efluentes para seu lançamento em corpos hídricos, porém, ela exige que não deve haver a presença de materiais flutuantes.

REMOÇÃO DE TURBIDEZ (T)

Os valores de Turbidez apresentaram redução após o tratamento no SAC-BR (Figura 16). A eficiência de redução média foi de 64,93%, sendo que o menor valor encontrado após o tratamento no SAC-BR foi de 160 NTU e o maior, de 590 NTU.

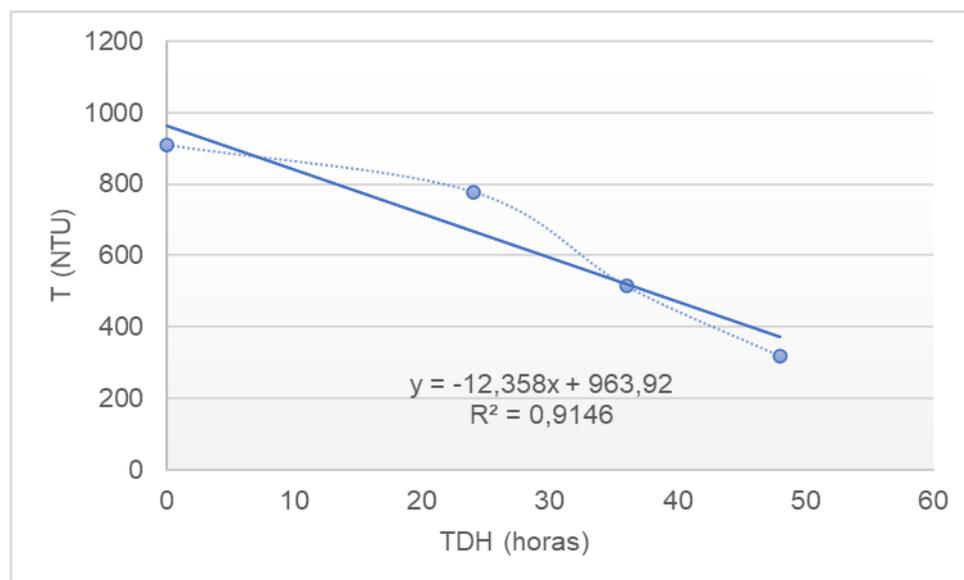


Figura 16 - Gráfico de redução da Turbidez a cada TDH. Fonte: Autores (2022).

De acordo com Ramos (2011), a redução da turbidez em SACs, ocorre devido à captura das partículas em suspensão pelas raízes das macrófitas e pelos substratos. E, segundo Almeida (2016), a remoção de turbidez em sistemas alagados construídos, possui uma ampla faixa de variação, entre 45% até 94%.

Andrade et. al (2021) avaliaram a eficiência de um SAC para remoção de poluentes em águas residuárias de agroindústrias de laticínios, após tratamento em biodigestor. Os autores encontraram eficiência de 94,6% na remoção de turbidez ao final do tratamento. Já Cardoso (2015) obteve eficiência de 55% na remoção da turbidez em águas residuárias de laticínios.

AVALIAÇÃO DA MACRÓFITA TYPHA DOMINGENSES

Durante o experimento, por meio de aspectos visuais, foi possível identificar que houve um bom comportamento das macrófitas, desenvolvendo novos brotos e crescimento dos mesmos ao longo do tratamento. No entanto, as folhas das macrófitas apresentaram ressecamento e decaimento após o início do tratamento (Figura 17A e 17B), indicando sensibilidade aos componentes do efluente sintético de laticínios.



Figura 17 - Primeiro dia de tratamento (A) e último dia do tratamento (B). Fonte: Autores (2022).

CONCLUSÕES

Com base no estudo realizado a fim de implementar um sistema de tratamento adequado para efluentes de laticínios, foi observado a eficácia do SAC-BR na redução de concentração de DBO do efluente sintético, o qual é um importante parâmetro na análise de esgoto tratado para lançamento em corpos hídricos receptores.

O pH se manteve levemente ácido e dentro da faixa de pH de sobrevivência de microrganismos responsáveis pelo tratamento das águas residuais. Sendo assim, tanto o pH quanto a redução da DBO atenderam aos parâmetros estabelecidos pela legislação CONAMA n° 430/11 (BRASIL, 2011).

A CE apresentou resultados esperados de acordo com a literatura, já que os valores permaneceram altos, devido à liberação de sais durante a degradação de matéria orgânica. Quanto aos valores obtidos de ST após o tratamento, não houve redução significativa em relação aos diferentes tempos de detenção hidráulicos aplicados. No entanto, a concentração de ST no afluente já era baixa, com valores menores que 1,00. Em relação à turbidez, houve significativa redução nos valores ao final do tratamento.

Em geral, os resultados encontrados neste trabalho, mesmo que preliminares, indicaram que o SAC-BR operado em bateladas e cultivado com *Typha domingensis*, pode ser utilizado como um sistema alternativo, para tratar águas residuárias de laticínios de pequenos produtores, com ciclos de 48 horas, já que possui baixo custo de implantação e fácil operação.

Dessa forma, sugere-se que novos estudos avaliem a possibilidade da aplicação desse sistema associado à outras espécies de macrófitas. Que seja realizado a análise da eficiência de remoção de nutrientes, e a operacionalização do sistema em fluxo contínuo, com a utilização de efluentes produzidos por laticínios em substituição ao efluente sintético.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANDRADE, S. O.; OLIVEIRA, A. M. B. M.; COELHO, L. F. DE O. BRITO, C. S.; VALÉRIO, A. V. Potencial poluidor de agroindústria de produção de queijo sobre o rio Piancó, Pombal, Paraíba. *Revista Verde*, v. 11, n.5, p.168-176, Edição especial, 2016.
2. ANDRADE, S. O., SILVA, A. R.; ROSENDO, T. F., OLIVEIRA; A. M. B. M.; SILVA, O. S. Avaliação de um SAC para redução da turbidez, cor e DQO em efluentes de agroindústrias de laticínios.
3. APHA. (2017). *Standard Methods for examination of water and wastewater*. In American Public Health Association (APHA).
4. BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Valor Bruto da Produção Agropecuária. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Brasília, DF, 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/politica-agricola/valor-bruto-da-producao-agropecuaria-vbp>>. Acesso em: 24 dez. 2021.
5. BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução Conama n. 357, de 11 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. *Diário Oficial da União*, Brasília, p. 89, 2011.
6. CARDOSO, M. L. Tratamento de efluente de laticínio por sistema alagado construído híbrido. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
7. CELIS, G. S. Participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos. 2015.
8. CLARK, R. B. Characterization of phosphates in intact maize roots. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Washington, v. 23, p. 458-460, 1975.
9. FIA, F. R. L., MATOS, A. T. D., FIA, R., BORGES, A. C., CECON, P. R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, p. 303-311, 2016.
10. FILHO, I. S.; LIMA, H. C.; SANTOS, S. M. Tolerância da *Typha domingensis* a efluente de alta carga orgânica. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 8, n. 03, p. 823-830, 2015.
11. GAUDIO, A. C.; ZANDONADE, E. Proposição, validação e análise dos modelos que correlacionam estrutura química e atividade biológica. *Química Nova*, v. 24, p. 658-671, 2001.
12. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Pesquisa Trimestral do Leite. Rio de Janeiro, RJ, 2021. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9209pesquisa-trimestral-do-leite.html?=&t=o-que-e>>. Acesso em: 24 dez. 2021.
13. Kadlec, R.H. e Wallace, S.D. (2009). *Treatment wetlands*. Taylor & Francis Group, 2ª ed.
14. MANSOR, M. T. C. Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuárias. 1998. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.
15. MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônomico de capim tifton 85 (*cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambi-Água*, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.
16. MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V.; SARMENTO, A. P.; MATOS M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.12, p.1311-1317, 2010.
17. MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. *Engenharia Agrícola*, v. 32, p. 1144-1155, 2012.
18. MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. *Ami-Água*, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 75-87, 2012.
19. MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. *Revista Ambiente & Água*, v. 10, p. 442-453, 2015.

20. MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; NOGUEIRA, K. CC. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuais de laticínios em sistemas alagados construídos. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 40, n. 1, p. 12-22, 2017.
21. MUNIZ, G. L.; BORGES, A. C.; SILVA, T. C. F. Performance of natural coagulants obtained from agro-industrial wastes in dairy wastewater treatment using dissolved air flotation. *Journal of Water Process Engineering*, v. 37, p. 101453, 2020.
22. R Development Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing.
23. RAMOS, N. F. S. Tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética. 2011, 98 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2011.
24. ROCHA, D. T., CARVALHO, G. R., RESENDE, J. C. Cadeia produtiva do leite no Brasil: produção primária. Circular técnica 123. Embrapa, Juiz de Fora, 2020.
25. SAMAL, K.; DASH, R. R.; BHUNIA, P. A comparative study of macrophytes influence on performance of hybrid vermifilter for dairy wastewater treatment. *Journal of environmental chemical engineering*, v. 6, n. 4, p. 4714-4726, 2018.
26. SILVA, G. Interferências pluviométrica e temporal na hidrodinâmica de wetland construído de fluxo subsuperficial vertical no tratamento de esgoto doméstico. 2020.
27. STIEGEMEIER, A. M. Avaliação do sistema de Wetland Construído no polimento do efluente da indústria frigorífica de aves. Trabalho de Conclusão de Curso. 2015.
28. VALIPOUR, A.; RAMAN, V. K.; GHOLE, V. A new approach in wetland systems for domestic wastewater treatment using *Phragmites* sp. *Ecological Engineering*, Índia, v. 35, p. 1797-1803, 2009.
29. VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Editora UFMG, 1996.