

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

PÓS-TRATAMIENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE PANIFICAÇÃO E CONFEITARIA POR WETLANDS CONSTRUÍDAS CONSIDERANDO DIFERENTES TEMPOS DE DETENÇÃO HIDRÁULICA

* Kennithy Kurpel¹
Kely Viviane de Souza¹
Izabel Passos Bonete¹

POST TREATMENT OF EFFLUENTS FROM THE BAKERY AND CONFECTIONERY INDUSTRY BY CONSTRUCTED WETLANDS CONSIDERING DIFFERENT HYDRAULIC DETENTION TIMES

Recibido el 8 de diciembre de 2021. Aceptado el 9 de mayo de 2022

Abstract

Phytoremediation with macrophytes is an alternative for recovering environments contaminated with effluents. Thus, Constructed Wetlands Systems (SAC's) were developed, which are designed to reproduce natural wetlands systems. The objective of this work was to evaluate the performance of Wetlands built on a pilot scale, as post-treatment of effluents from the Bakery and Confectionery Industry, operated at different times of hydraulic retention, collecting effluents after treatments in anaerobic reactors followed by an aeration lagoon. The activities were separated into two phases: (1) Characterization of the raw effluent, construction of the SAC's pilot units, period for bed stabilization and application of aquatic macrophyte seedlings (*Juncus effusus* and *Syngonium podophyllum*). 2. Application of liquid effluents in pilot beds, collection of the final effluent to evaluate the removal efficiency of specific parameters according to pre-stipulated hydraulic detention periods of 5, 10, 15, 20, 25, 40 and 45 hours. To evaluate the removal efficiency, the following parameters were considered: chemical oxygen demand (COD) and ammoniacal nitrogen (NH₄⁺). The results showed that the longer hydraulic detention time (> 40 h) were significant and positively influenced the reduction of COD values. Among the species of macrophytes tested, it was observed significance and better efficiency of *J. effusus* in reducing ammonia nitrogen values, while the species *S. podophyllum* obtained better results for the variable COD. Therefore, it is possible to conclude that the wetlands system was efficient in reducing NH₄⁺ from the aerated lagoon effluents and COD from the effluents from the anaerobic reactor.

Keywords: effluent from the bakery and confectionery industry, phytoremediation, macrophytes, wetlands built systems, hydraulic detention time.

¹ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná, PR, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO), campus de Irati, BR 153, KM 07, Riozinho, Irati/PR. CEP 84500-000. Brasil. Email: kennithy_k@hotmail.com

Resumo

A fitorremediação com macrófitas é uma alternativa para recuperação de ambientes contaminados com efluentes. Desta forma, foram desenvolvidos os Sistemas *Wetlands* Construídas (SAC's), que são projetados para reproduzir sistemas *wetlands* naturais. O objetivo do trabalho foi avaliar o desempenho das *Wetlands* construídas em escala piloto, como pós-tratamento de efluentes da Indústria de Panificação e Confeitaria, operados em diferentes tempos de detenção hidráulica, coletando efluentes após os tratamentos em reatores anaeróbios seguidos de lagoa de aeração. As atividades foram separadas em duas fases: (1) Caracterização do efluente bruto, construção das unidades piloto dos SAC's, período para estabilização do leito e aplicação de mudas de macrófitas aquáticas (*Juncus effusus* e *Syngonium podophyllum*). 2. Aplicação dos efluentes líquidos nos leitos piloto, coleta do efluente final para avaliação da eficiência de remoção de parâmetros específicos conforme os períodos de detenção hidráulica pré-estipulados de 5, 10, 15, 20, 25, 40 e 45 horas. Para avaliação da eficiência de remoção considerou os parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio amoniacal (NH_4^+). Os resultados mostraram que o maior tempo de detenção hidráulica (> 40 h) foram melhores e influenciaram positivamente na redução de valores de DQO. Dentre as espécies de macrófitas testadas, observou-se significância e melhor eficiência de *J. effusus* na redução de valores de nitrogênio amoniacal, enquanto a espécie *S. podophyllum* obteve melhor resultado para a variável DQO. Portanto, é possível concluir que o sistema *wetlands* foi eficiente na redução de NH_4^+ dos efluentes da lagoa aerada e DQO dos efluentes oriundos do reator anaeróbico.

Palavras-chave: efluente de indústria de panificação e confeitaria, fitorremediação, macrófitas, sistemas *wetlands* construídas, tempo de detenção hidráulica.

Introdução

A água é considerada um bem essencial para a manutenção de toda as formas de vida, possibilitando a realização de atividades humanas, a manutenção da biodiversidade do planeta, a produção de alimentos e todos os ciclos naturais (Oliveira, 2005).

O descarte irregular de efluentes lançados no ecossistema, podem acarretar impactos ambientais e também gerar efeitos prejudiciais à saúde humana, da fauna e flora deste ecossistema (Hespanhol, 2008; Calijuri, 2013).

O setor alimentício possui características particulares, uma vez que os alimentos possuem um ciclo curto e podem sofrer alterações de acordo com o processo de produção. A água é usada desde a sua incorporação nos produtos até a lavagem de materiais, equipamentos e instalações, nos sistemas de refrigeração e geração de vapor, podendo seu uso variar de acordo com o ramo e a tecnologia de que dispõem em seus processos (Rodrigues *et al.*, 2008).

Assim em virtude do seu alto grau de poluição e por leis ambientais cada vez mais rígidas, o estudo das técnicas de tratamento de efluentes industriais em especial das indústrias alimentícias tem apresentado grande relevância (Duran *et al.*, 2013).

Neste sentido, Pala e Erden (2005) analisaram os efluentes gerados por uma panificadora na Turquia, para um possível pós-tratamento com processo Fenton. Esse tipo de água residuária contém vários tipos de poluentes e geralmente é caracterizado com alta DQO e cor, além de conter poluentes orgânicos não biodegradáveis. Mesmo após o tratamento biológico, os autores observaram que os parâmetros ainda permaneceram muito elevados.

Em especial, indústrias do ramo de panificação e confeitaria geram efluentes líquidos de difícil tratamento devido excesso de gorduras e elevada DQO (Demanda Química de Oxigênio). Atividade tal, tem se destacado no mercado Brasileiro, com surgimento expressivo de novas indústrias do segmento e ampliação das já existentes segundo Associação Brasileira da Indústria de Panificação e Confeitaria (ABIP), tornando assim um desafio na área ambiental para incorporação de métodos que visem eficiência no tratamento de efluentes e que garanta o mínimo de impacto adverso ao meio ambiente.

As *wetlands* construídas foram pensadas para tirar proveito da capacidade de assimilação e conversão de matéria orgânica (carbono) e os nutrientes (nitrogênio e fósforo), como ocorre nos alagados naturais (Benassi *et al.*, 2018). Apresentam por características em sua construção, operação e manutenção simplificadas, e dispensam o uso de produtos químicos, além de poder ser utilizado como paisagismo local (Silva, 2007; Masi, *et al.*, 2017).

Os principais componentes das WC são: o meio de suporte (solo, areia, brita, dentre outros), espécies específicas de áreas alagadas (macrófitas aquáticas) e a fauna associada a estes elementos, além do regime hidráulico (VALENTIM, 2003; PHILIPPI, SEZERINO, 2004).

O biofilme pode ser definido como um conjunto de microrganismos e de produtos extracelulares que se aderem sobre um suporte sólido, formando uma camada volumosa e espessa, com uma estrutura externa não totalmente regular e uniforme (Philippi *et al.*, 1999).

De acordo com Philippi; Sezerino (2004), as bactérias crescem nas raízes submersas e caules das plantas aquáticas e são as principais responsáveis pelo tratamento biológico de efluentes por desempenhar três funções básicas: a oxidação da matéria carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação. Sendo assim, são os microrganismos presentes no biofilme que irão promover as ações de depuração dos efluentes nos leitos de WC.

O objetivo do trabalho foi avaliar o desempenho das *Wetlands* Construídas (WC) em escala piloto, operados em diferentes tempos de detenção hidráulica, sendo um pós-tratamento de efluentes de Indústria de Panificação e Confeitaria, utilizando efluente posterior ao tratamento em reatores anaeróbios e lagoa de aeração.

Procedimento experimental

Caracterização do Efluente utilizado

O efluente utilizado, proveniente de indústria do ramo de panificação e confeitaria localizado no Município de Chopinzinho, Estado do Paraná, Brasil, foi coletado junto a empresa. Ocorre uma geração de 1,7 m³/hora de efluentes líquidos, com uma jornada de trabalho de 20 horas diárias, e são tratados em Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) própria.

Foram praticadas coletas em dois pontos específicos dentre as fases de tratamento existente na Indústria, na saída do Reator Anaeróbio III - Coleta 01 e após Lagoa de aeração - Coleta 02, realizando ensaios para avaliação dos parâmetros, caracterizando os efluentes utilizados para pós-tratamento nos WC. Na Figura 1 é apresentado o fluxograma da ETE da indústria com indicação dos pontos de coleta.

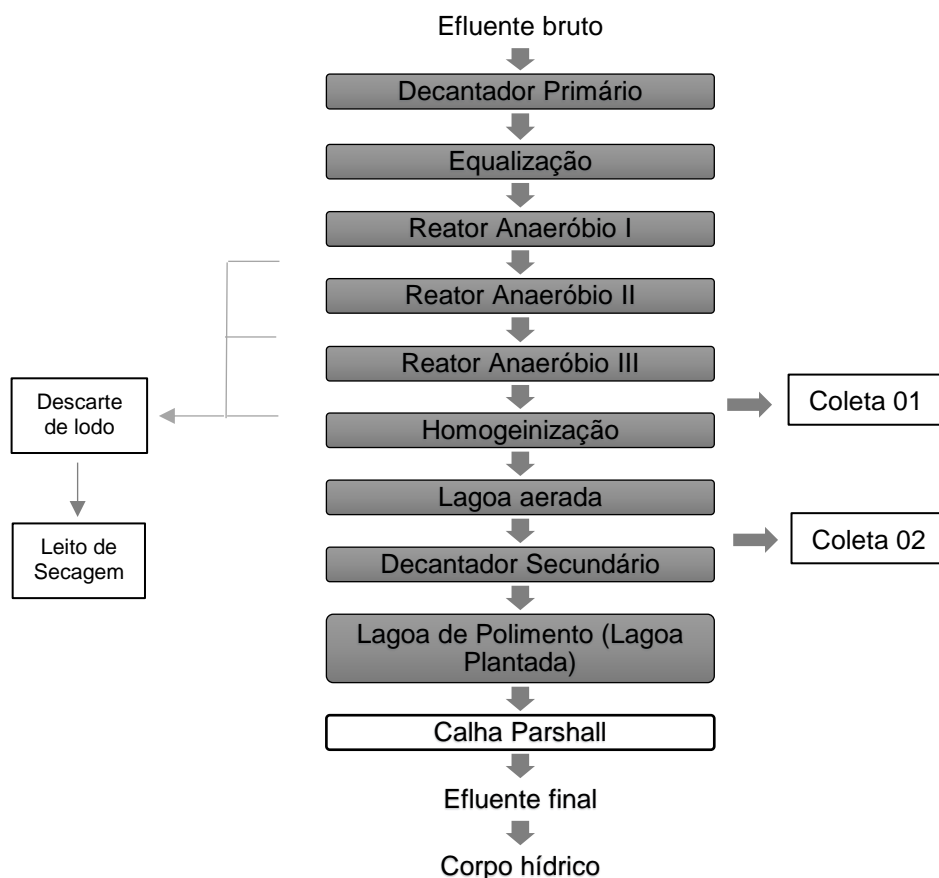


Figura 1. Fluxograma da Estação de Tratamento de Efluentes implantado na Indústria.

O efluente utilizado para tratamento nas WC foi caracterizado seguindo as metodologias padrão descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017), (Tabela 1), sendo que após a coleta as amostras foram mantidas refrigeradas entre 1°C e 4° Celsius por um tempo de 5 horas.

Tabela 1. Parâmetros Físico-químicos analisados e método utilizado

Parâmetro	Método
Cor verdadeira (uH)	2120C
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	5220C
Fósforo Total (PT)	4500-P E
Turbidez (NTU)	2130 B
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺)	4500 NH ₃
Nitrito (NO ₂ ⁻)	4500 NO ₂

Construção das Unidades Piloto

As unidades experimentais foram constituídas por quatro leitos horizontais em escala piloto instalados em paralelo, conforme Figura 2 a seguir. Os leitos foram construídos a partir de bombonas de PEAD de 200 Litros, serradas transversalmente ficando cada calha com o volume útil aproximado de 100 L. Cada unidade apresenta seção transversal semicircular com raio interno aproximado de 0.31 metros e comprimento de 0.90 metros.

Utilizou-se bombonas de 60 litros para realizar a distribuição do efluente nos leitos de *Wetlands*, interligadas por canos de meia polegada (25 mm). Como meio de suporte foi utilizado brita ¾ (espessura da pedra entre 25 a 50 mm) ao fundo, com cerca de 15 cm de altura e pedrisco (com espessura entre 4.8 a 9.5 mm) com 10 cm de altura. Ainda utilizou manta Bidim geotêxtil na tubulação de saída para que o meio de suporte não obstruísse o cano de remoção do efluente do leito.

Para facilitar o escoamento, empregou-se uma declividade média de 0.5% sobre o solo base das unidades experimentais, evidenciando que buscou que os leitos atendessem as especificações de leitos de fluxo subsuperficial de escoamento horizontal.

Ao final do período de detenção hidráulica, o efluente líquido não aproveitado, era direcionado para outro depósito de 60 litros e dado destinação final de forma adequada.



Figura 2. Montagem das unidades piloto.

Estabilização do Material Suporte

Com objetivo de gerar condições para o desenvolvimento de microrganismos no material suporte, biofilme, anteriormente ao início do experimento, procedeu-se o lançamento do efluente utilizado direto nos leitos, atribuindo tempo de detenção hidráulica aleatório, por um período de 30 dias.

O biofilme pode ser definido como um conjunto de microrganismos e de produtos extracelulares que se aderem sobre um suporte sólido, formando uma camada volumosa e espessa, com uma estrutura externa não totalmente regular e uniforme (Philippi *et al.*, 1999).

De acordo com Philippi; Sezerino (2004), as bactérias crescem nas raízes submersas e caules das plantas aquáticas e são as principais responsáveis pelo tratamento biológico de efluentes por desempenhar três funções básicas: a oxidação da matéria carbonácea, a nitrificação e a

desnitrificação. Sendo assim, são os microrganismos presentes no biofilme que irão promover as ações de depuração dos efluentes nos leitos de WC.

Implantação das macrófitas

Após período de estabilização do material suporte com emprego de dosagens de efluentes, procedeu-se a aplicação de mudas de macrófitas aquáticas, utilizando *Juncus effusus* (Junco) e *Syngonium podophyllum* (Singonio). As mudas foram dispostas conforme a característica do efluente a ser tratado e analisado, ou seja, dois leitos, um com singonio e outro com junco para efluente do reator anaeróbio, e outros dois leitos, um terceiro com singonio e um quarto leito com junco para efluente da lagoa aerada, conforme demonstrado na Figura 3.



Foto 05

Figura 3. Foto 05: Disposição dos leitos, macrófitas e forma de aplicação do efluente utilizado.

Procurou-se selecionar mudas que apresentassem raízes bem desenvolvidas, variando altura das folhas e caules entre 20 a 30 centímetro. Para as mudas de junco, foi realizado a poda das folhas a fim de deixar tamanho uniforme das mesmas.

O monitoramento das mudas implantadas nos leitos ocorreu por um período de 90 dias, com inclusão de efluente para averiguar a adaptabilidade das mesmas, e ainda, evidenciar se o efluente traria complicações no desenvolvimento das mesmas. Com adição do efluente no período determinado, avaliou um ótimo desenvolvimento das macrófitas, validando o uso das espécies escolhidas.

Análises do Efluente Final

Ao final de cada período de detenção hidráulica, coletou-se amostras para avaliação da eficiência de tratamento nas unidades piloto. Na Tabela 2 demonstra-se o número total de análises realizadas por batelada.

Tabela 2. Esquema de avaliação e comparação das eficiências de remoção.

Aplicações	Batelada 01	Nº Análises B01	Batelada 02	Nº Análises B01
01	05 horas	06	05 horas	06
02	10 horas	06	10 horas	06
03	20 horas	06	20 horas	06
04	25 horas	06	25 horas	06
05	40 horas	06	40 horas	06
06	45 horas	06	45 horas	06
TOTAL	145 horas	36	145 horas	36

Avaliação da eficiência de remoção

Para comparação das eficiências de remoção, as avaliações foram realizadas conforme descritas na Tabela 3.

Tabla 3. Esquema de avaliação e comparação das eficiências de remoção.

Efluente	Macrófitas	Fase	Resultado
Reator Anaeróbio	Sp	B01	Melhor eficiência ente Sp e Je
		B02	
	Je	B01	
		B02	
Lodos Ativados	Sp	B01	Melhor eficiência ente Sp e Je
		B02	
	Je	B01	
		B02	

Observação: Sp (*Syngonium podophyllum*), Je (*Juncus effusus*), B01 (Batelada 01) e B02 (Batelada 02).

Análise de dados

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial. Os dados foram submetidos ao teste de normalidade (Shapiro Wilk) e homogeneidade de variância (Bartlett), transformação Box-Cox quando necessário, seguida de análise de variância. Quando as médias resultaram estatisticamente diferentes aplicou-se o teste de comparações múltiplas de Tukey, ao nível de 5% de significância.

As variáveis foram analisadas por meio de estatística descritiva, utilizando-se gráficos de histograma, Box Plot e interação entre Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) e macrófitas analisadas. Todas as análises foram processadas no ambiente R (R Core Team, 2020).

Resultados e discussão

Caracterização do Efluente utilizado para pós-tratamento

Da coleta de efluente bruto nas duas fases de tratamento da ETE na Indústria de Panificação e Confeitaria, sendo uma após Reator Anaeróbio e outra coleta após a Lagoa Aerada, obteve-se os seguintes resultados, conforme Tabela 4.

Tabela 4. Parâmetros do efluente utilizado para pós-tratamento.

Parâmetros	Resultados	
	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
Cor verdadeira	106 mg Pt /L ⁻¹	54 mg Pt /L ⁻¹
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	1088.00 mg/L ⁻¹	1352.86 mg/L ⁻¹
Fósforo Total (PT)	3.43 mg/L ⁻¹	2.03 mg/L ⁻¹
Turbidez	21.10 uT	25.70 uT
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺)	9.20 mg/L ⁻¹	27.85 mg/L ⁻¹
Nitrito (NO ₂ ⁻)	0.955 mg/L ⁻¹	0.285 mg/L ⁻¹

A Legislação Brasileira traz padrões estabelecidos como limite de lançamento de efluentes industriais, preconizados através do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) por meio da Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 (Brasil, 2005) e a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011 (Brasil, 2011). As resoluções são responsáveis por fixarem valores de concentração de parâmetros orgânicos e inorgânicos para qualquer fonte poluidora que realizam o lançamento de seus efluentes em corpos hídricos.

De acordo com as resoluções citadas anteriormente, o limite estabelecido para Cor verdadeira em corpos de água doce é de 75 mg Pt/L⁻¹. Desta forma observa-se que para o efluente bruto, apenas o coletado em lodo ativado atendeu a legislação. A turbidez deve atender o limite de 100 uT, portanto os valores obtidos do efluente bruto nos dois efluentes, estão de acordo com a legislação (Tabela 4).

O nitrogênio amoniacal apresenta limites em relação as faixas de pH, variando de 3.7 mg/L⁻¹ N para pH ≤ 7.5; 2.0 mg/L⁻¹ N para 7.5 < pH ≤ 8.0; 1.0 mg/L⁻¹ N para 8.0 < pH ≤ 8.5 e 0.5 mg/L⁻¹ N para pH > 8.5. É possível observar que para o nitrogênio amoniacal, os valores obtidos do efluente

bruto estão acima do limite estabelecido nos dois reatores. Em relação ao nitrito o limite é de 1.0 mg/L⁻¹ N, o qual apresentou-se abaixo do limite estabelecido pela legislação em ambos os efluentes coletados (Tabela 4). Em consideração a DQO, as Resoluções do CONAMA 357 e 430 não adotam limites de lançamento.

O estado do Paraná relaciona os limites de lançamento pela Resolução CEMA nº 070/2009 em seu Anexo 07, considerando a re-ratificação pela Resolução CEMA nº 072, de 22 de outubro de 2009. Devido atividade de Panificação e Confeitaria não estar relacionada no rol de atividades industriais listadas no Anexo 7, o enquadramento se dá como Outras Atividades, estabelecendo limite apenas para DQO com 200.00 mg/L⁻¹ (Paraná, 2009).

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A análise estatística descritiva da demanda química de oxigênio (DQO) com o efluente do Reator Anaeróbio apresentou maior frequência entre as classes de 0 a 100 mg/L⁻¹ e mostrou-se ausente entre 400 a 500 mg/L⁻¹ (Figura 4A). Pelo box plot verificou-se a presença de *outliers* a partir de 500 mg/L⁻¹, bem como ampla variabilidade dos dados (aproximadamente de 0 a 620 mg/L⁻¹) (Figura 4B).

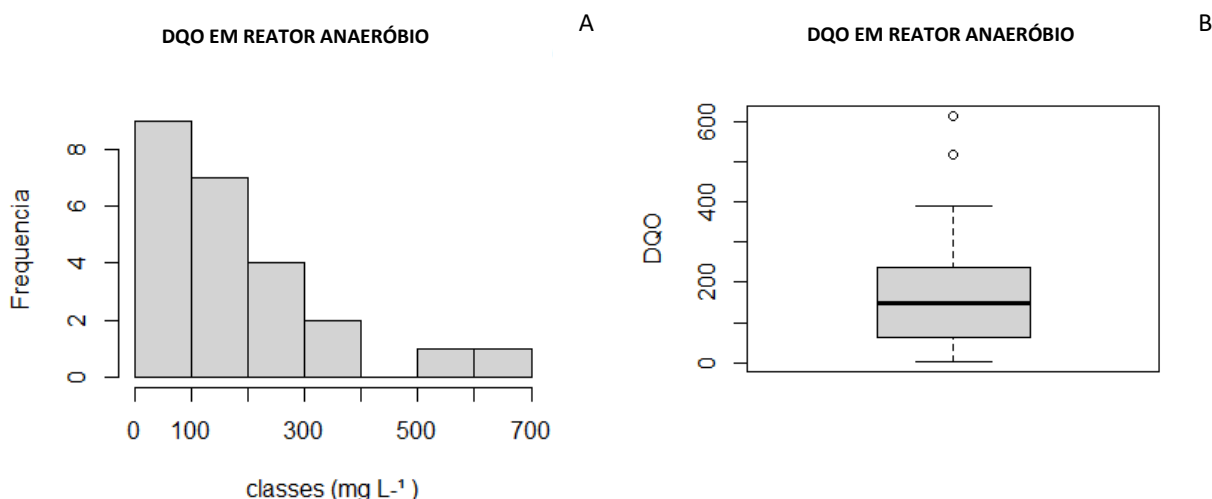


Figura 4. Histograma (A) e Box plot (B) da demanda química de oxigênio (DQO) em mg/L⁻¹ no reator anaeróbio.

Ainda que não se tenha constatado interação significativa entre os fatores (p -valor = 0.0871), pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas (Figura 5A e 5B), foi possível observar no parâmetro DQO, que nas primeiras horas de TDH (5 e 10) há diferença no comportamento das espécies macrófitas, sendo observado as menores médias para a espécie de Junco, com uma diferença de aproximadamente 350 mg/L⁻¹.

Entretanto, ao final da avaliação, em 45 horas, o comportamento observado na média de DQO é menor para o singônio, com uma diferença aproximada de 50 mg/L⁻¹.

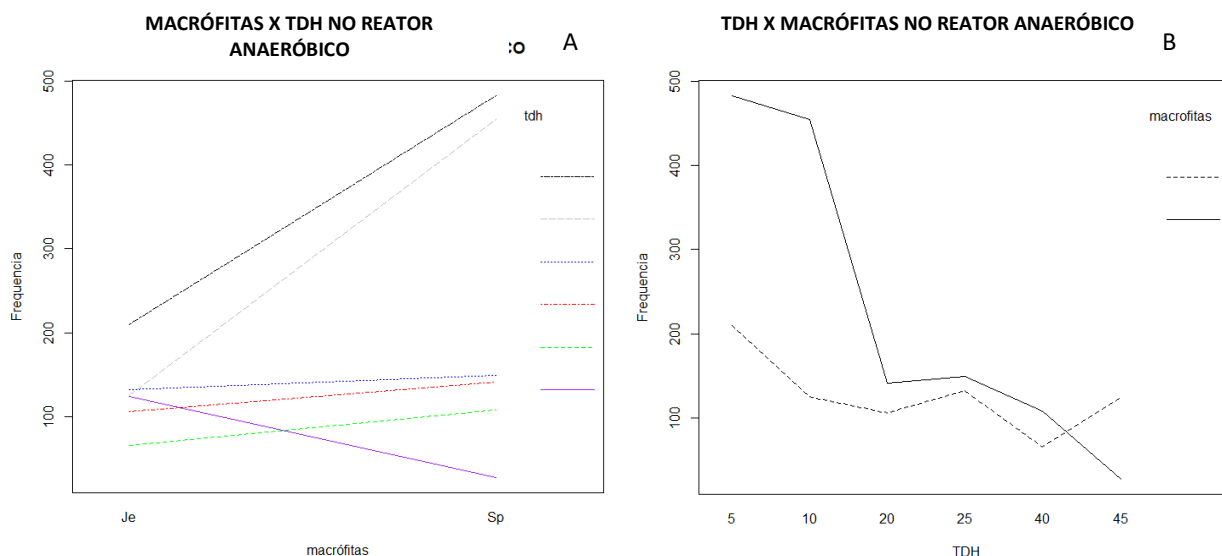


Figura 5. Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da demanda química de oxigênio (DQO) em mg/L⁻¹ no reator anaeróbio.

Em relação a demanda química de oxigênio (DQO) em efluentes da lagoa aerada, constatou-se pelo histograma da Figura 6A, que a maior frequência de DQO encontrou-se entre 100 a 150 mg/L⁻¹, além disso a classe máxima encontrada foi de 200-300 mg/L⁻¹, contrário ao obtido nos reatores anaeróbios, os quais apresentaram *outliers* entre 600 a 700 mg/L⁻¹. O box plot mostrou dados simétricos e sem presença de *outliers* (Figura 6B).

Ainda que não se tenha constatado interação significativa entre os fatores (p -valor = 0.7041) para DQO do efluente da lagoa aerada, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, Figura 7A e 7B, observou-se que na avaliação de cinco horas o comportamento das espécies foi muito semelhante. As maiores diferenciações ocorreram as 10 e 40 horas, sendo observados maiores médias de DQO para a espécie Junco, valores os quais foram aproximadamente 50% maiores. Ao final do processo, observou-se que as maiores médias de DQO foram obtidas para a espécie (Singônio), com uma média superior em aproximadamente 40 mg/L⁻¹.

Como não houve interação entre os fatores, macrófitas e TDH para a DQO, foram realizadas inferências separadamente para cada um dos fatores nos dois sistemas. No Reator Anaeróbio

constatou-se diferença significativa entre as médias obtidas para macrófitas Je e Sp ($p\text{-valor}=0.0357<0.05$), bem como se constatou diferença significativa em relação as médias obtidas nas horas de TDH ($p\text{-valor}=0.0126<0.05$), sendo aplicado o teste de Tukey a 5% de significância para comparação das médias. Para o efluente oriundo da lagoa aerada, as médias para o fator macrófitas e TDH, resultaram estatisticamente iguais, com $p\text{-valor}=0.4580$ e $p\text{-valor}=0.9687$, respectivamente. As médias de DQO nas macrófitas Je e Sp e nas horas de TDH nos dois sistemas testados Reator Anaeróbio e lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento, estão indicadas na Tabela 5.

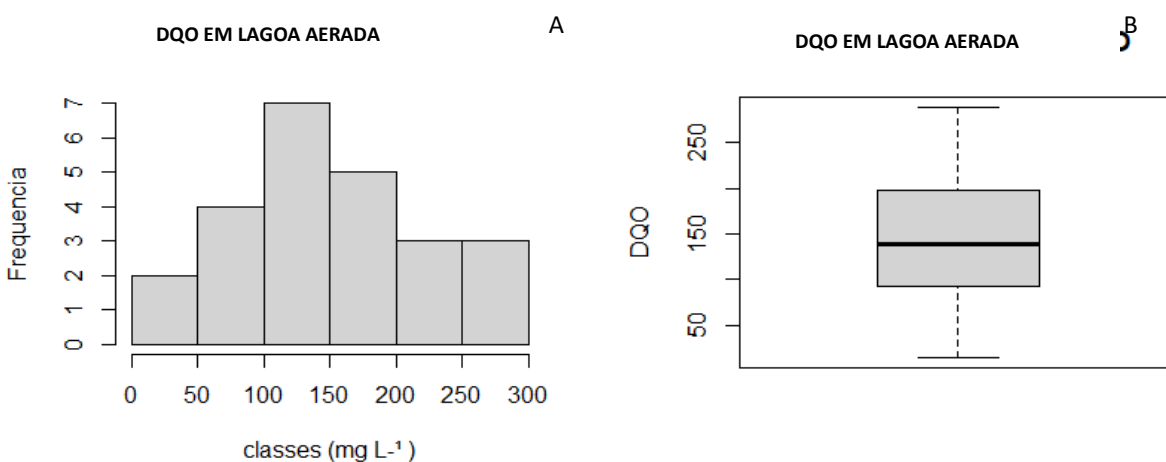


Figura 6. Histograma (A) e Box plot (B) da demanda química de oxigênio (DQO) em mg/L⁻¹ na lagoa aerada.

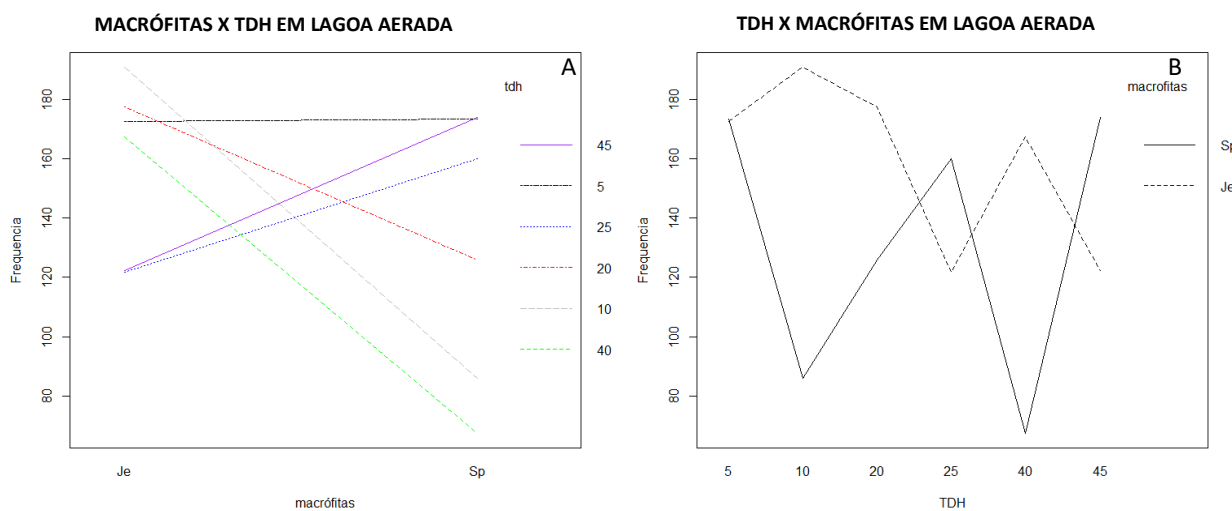


Figura 7. Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da demanda química de oxigênio (DQO) em mg/L⁻¹ na lagoa aerada.

Tabla 5. Valores médios do parâmetro demanda química de oxigênio (DQO em mg/L⁻¹) nos dois efluentes testados, reator anaeróbico e lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento.

Fatores Macrófitas	Origem dos efluentes	
	Reator Anaeróbico	Lagoa aerada
Junco	277.30 a	158.80 a
Singônio	127.60 b	131.20 a
TDH	Reator Anaeróbico	Lagoa aerada
5	346.2 a	173.0 a
10	289.9 ab	138.4 a
20	140.9 ab	151.8 a
25	123.4 ab	140.9 a
40	87.1 b	148.2 a
45	76.2 b	173.0 a

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

No Reator Anaeróbico, a média de DQO na espécie junco (277.30 mg/L⁻¹), foi 2.2 vezes maior que a média para a espécie singônio (127.60 mg/L⁻¹). Em relação ao TDH, no efluente oriundo da lagoa aerada, observou-se uma média geral de 154.2 mg/L⁻¹ e, no efluente oriundo do Reator Anaeróbico, foi observada nas cinco horas a maior concentração de DQO (346 mg/L⁻¹). Por consequência, à medida que as horas de tratamento do efluente aumentaram, a concentração de DQO diminuiu, sendo encontrado uma diferença de 270 mg/L⁻¹ em comparação às 45 horas (76.2 mg/L⁻¹).

A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria oxidável através de um agente químico. Este parâmetro permite conhecer a quantidade total de oxigênio que pode ser consumida pelos microorganismos (Maier, 2007). Segundo Sonune; Garode (2018), o teste de DQO é um método rápido para estimar a matéria orgânica presente em amostras de águas residuais. Verifica-se que o resultado de remoção de DQO obtido para este estudo encontra-se dentro do intervalo apresentado na literatura para efluentes industriais. Na literatura encontram-se diferentes valores de remoção de DQO, como exemplo podemos citar remoção de 9.3% (Fia *et al.*, 2010), 64.9% (Matsumoto; Enriquez, 2018) até valores maiores que 80% (Oliveira; Santana, 2011; Dos Santos *et al.*, 2016).

Com relação ao TDH, foi observado que em tratamento de efluente de um frigorífico de suínos, o maior tempo (96 horas) foi eficiente na diminuição da DQO (250 mg/L⁻¹) (Dos Santos *et al.*, 2016). Abreu; Zaiat (2008) observaram que o reator anaeróbico com TDH de 10 horas foi capaz de reduzir 252 mg/L⁻¹ de DQO, enquanto o reator anaeróbico-aeróbico reduziu em 166 mg/L⁻¹ o DQO em tratamento de esgoto sanitário. Mees *et al.*, (2009) buscando o tratamento de efluente de um

frigorífico de suínos através de *wetlands*, aplicaram um tempo de retenção hidráulica de 5 dias, obtendo uma eficiência na remoção de DQO de 77.2%.

Este parâmetro é considerado um dos mais importantes, uma vez que quanto maior a DQO, maior é a quantidade de poluição na amostra de água, portanto condições que provocam a remoção de DQO são interessantes (Kolb *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2018). Sendo assim os resultados do presente trabalho para este parâmetro demonstraram eficiência na redução deste parâmetro físico-químico e da matéria orgânica presentes no efluente industrial reduzindo dessa forma a possibilidade de contaminação dos corpos hídricos receptores.

Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+)

Na análise estatística descritiva observa-se que no reator anaeróbico a maior quantidade de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) avaliado ocorreu entre 3 e 3.5 mg/L^{-1} , sendo ausente a partir de 4.5 até 5.5 mg/L^{-1} (Figura 8A). Os dados podem ser considerados simétricos e com baixa amplitude, apresentando apenas dois *outlier* nas amostras, caracterizado pela quantidade de 5.66 mg/L^{-1} (Figura 8B).

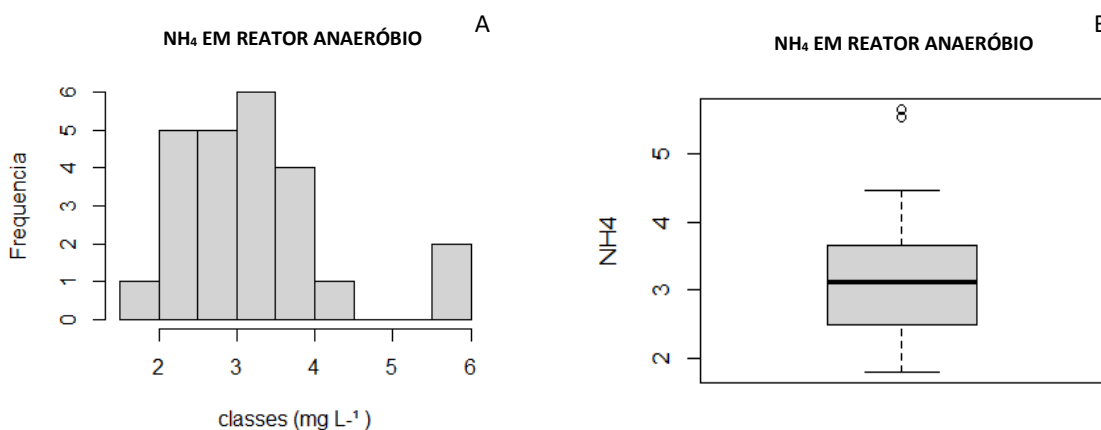


Figura 8. Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da demanda química de oxigênio (DQO) em mg/L^{-1} na lagoa aerada.

Não foi constatada interação significativa entre os fatores (p -valor = 0.7306) para nitrogênio amoniacal no sistema reator anaeróbico. Entretanto, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, observou-se, que nas horas 5, 10 e 20, ocorreu maior média de NH_4^+ para a espécie junco, enquanto nas horas finais (40 e 45) a média obtida foi muito próxima de 2.5 mg/L^{-1} (Figura 9A e 9B).

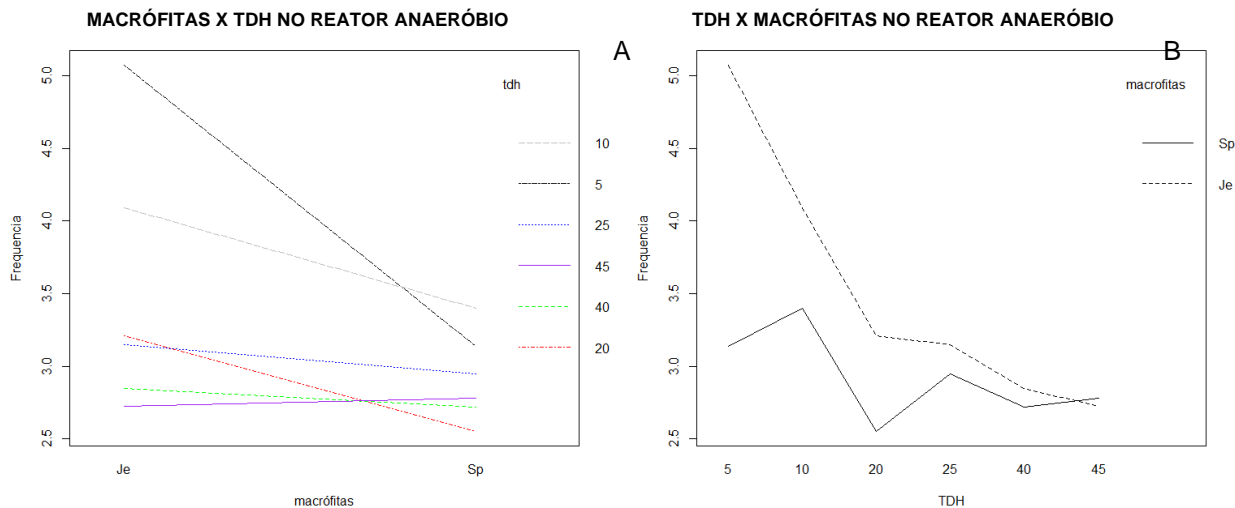


Figura 9. Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em mg/L^{-1} no reator anaeróbio.

O histograma mostrou que a maior frequência de NH_4^+ no efluente da lagoa aerada ocorreu entre 6 e 8 mg/L^{-1} (Figura 10A). Com relação ao box plot, notou-se assimetria e alta dispersão entre os dados (Figura 10B).

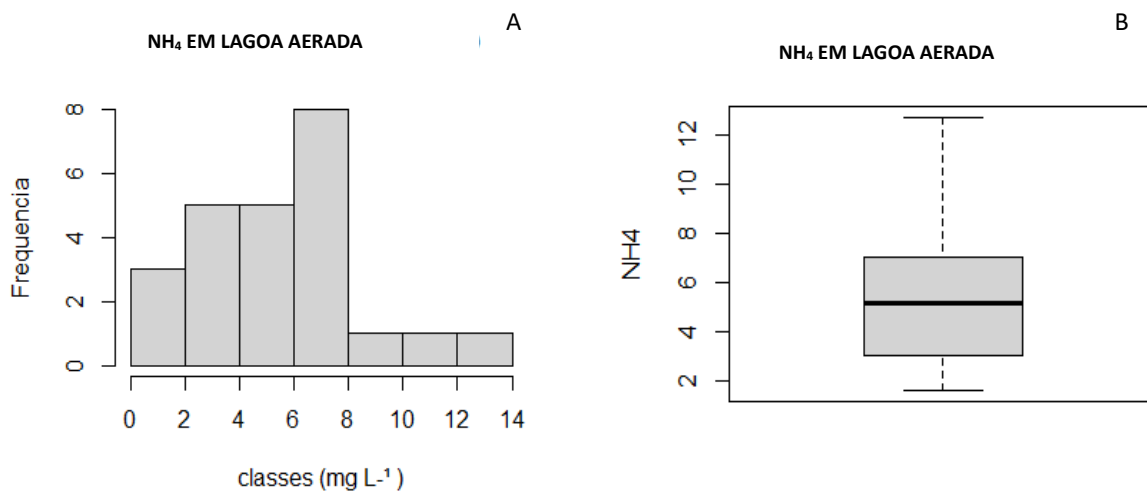


Figura 10. Histograma (A) e Box plot (B) do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em mg/L^{-1} na lagoa aerada.

Embora não se tenha constatado interação significativa entre os fatores (p -valor = 0.9972) para nitrogênio amoniacal no sistema reator anaeróbio, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, observou-se que na primeira hora de avaliação (5 horas) a média de NH_4^+ encontrava-se maior para a espécie singônio, entretanto, na última hora de avaliação (45 horas) foi observada uma média menor em relação a espécie de junco (Figura 11A e 11B).

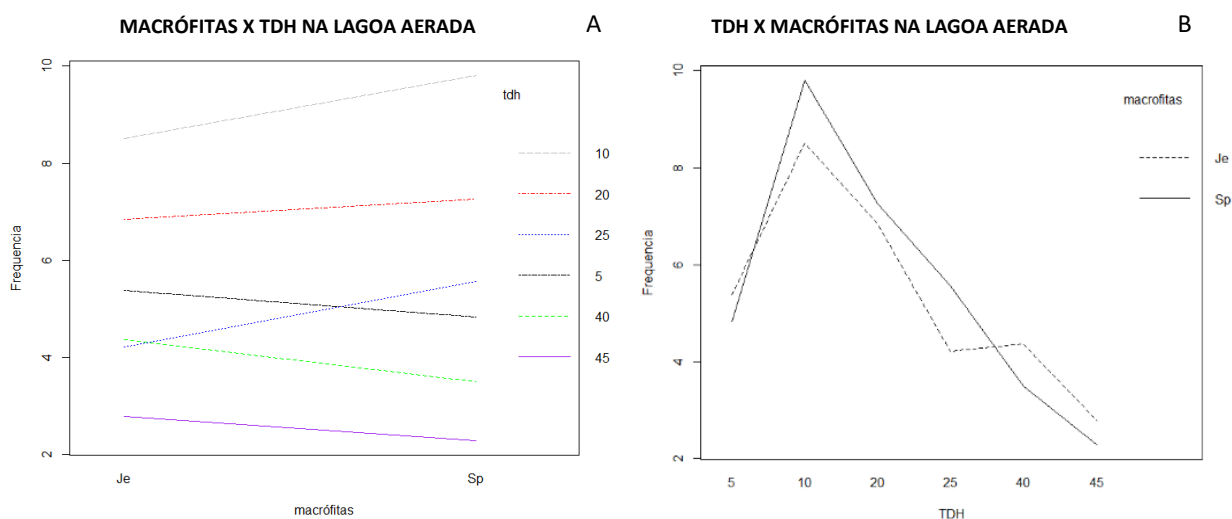


Figura 11. Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) em mg/L^{-1} na lagoa aerada.

Na análise de cada fator pela ANOVA, para o parâmetro NH_4^+ , as médias para o fator macrófitas Je e Sp são estatisticamente iguais (p -valor=0.1590), bem como as médias para o fator TDH no Reator Anaeróbio (p -valor=0.3004). Para o efluente oriundo da lagoa aerada, as médias para o fator macrófitas Je e Sp também resultaram estatisticamente iguais (p -valor=0.8453), entretanto, constatou-se diferença significativa em relação as médias obtidas nas horas de TDH (p -valor=0.00202<0.05), sendo aplicado o teste de Tukey a 5% de significância para comparação das médias. As médias de TDH do parâmetro NH_4^+ nos dois efluentes testados, Reator Anaeróbio e Lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento, estão indicadas na Tabela 6, sendo que médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey.

Em relação a TDH, os resultados indicam que às 10 horas, no efluente oriundo da lagoa aerada, o NH_4^+ apresentou a maior média (9.15 mg/L^{-1}). Foi possível verificar que a concentração de NH_4^+ diminuiu conforme aumentou-se os horários de TDH, neste caso a diferença foi de 6.61 mg/L^{-1}

quando comparado as 45 horas. Os resultados estão de acordo com o estabelecido pela CONAMA 430/2011 o qual estabelece apenas limite para lançamento de nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) em 20.0 mg/L^{-1} (Brasil, 2011).

Tabla 6. Valores médios do parâmetro nitrogênio amoniacal (NH_4^+ em mg/L^{-1}) nos dois efluentes testados, reator anaeróbio e Lagoa aerada em sistema *wetlands* de tratamento.

Fatores	Origem dos efluentes	
	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
Macrófitas		
Junco	3.52 a	5.35 a
Singônio	2.92 a	5.54 a
TDH	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
5	4.10 a	5.10 ab
10	3.75 a	9.15 a
20	2.88 a	7.06 ab
25	3.10 a	4.89 ab
40	2.78 a	3.93 ab
45	2.75 a	2.54 b

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de significância

As bactérias, leveduras e fungos são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, pois utilizam grande parte do carbono disponível como fonte de energia para síntese, manutenção e crescimento celular (Benassi *et al.*, 2018). As bactérias também são importantes na remoção do nitrogênio orgânico, onde ocorre, primeiramente, a transformação do nitrogênio orgânico em amônia ($N-NH_4^+$), pela ação de bactérias aeróbias e anaeróbias, associadas às raízes das macrófitas.

Em seguida, no processo de nitrificação, a amônia é convertida em nitrito ($N-NO_2^-$) e nitrato ($N-NO_3^-$), por bactérias nitrificantes, na presença de oxigênio dissolvido. E por fim, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso (N_2), sob condições anóxicas, por bactérias desnitrificantes (Benassi *et al.*, 2018).

Para Ribeiro *et al.*, (2019) a concentração de N-amoniacal para o efluente sanitário no TDH 0 foi de 123.57 mg/L^{-1} , sendo observada uma redução na remoção deste parâmetro com aumento de TDH avaliados (7, 14 e 21 dias) e do número de plantas nos leitos cultivados de WC. Os melhores resultados observados pelos autores foram no tratamento com 3 plantas/vaso nos TDH de 14 e 21 dias, com uma redução de 63.7 e 65.8 %, respectivamente, na concentração de N-amoniacal quando comparada ao TDH 0. De Matos; Da Silva Freitas; Monaco, (2010) obtiveram eficiência

média de remoção 52% de nitrogênio amoniacal no tratamento de água residuária de suinocultura. Esta redução do nitrogênio amoniacal indicam a ocorrência do processo de nitrificação. Salati (2006), afirma que o nitrogênio também pode ser removido como consequência da dinitrificação (desnitrificação) microbológica.

Conclusões

Considerando os resultados é possível concluir que os maiores tempo de detenção hidráulica (>40 h) foram melhores e influenciaram positivamente na redução de valores de DQO. Dentre as espécies de macrófitas testadas, observou-se melhor eficiência de *J. effusus* na redução de valores de nitrogênio amoniacal, enquanto a espécie *S. podophyllum* obteve melhor resultado para a variável DQO.

Em comparação entre as espécies de macrófitas utilizadas nas duas bateladas, constatou-se que a *Syngonium podophyllum* apresentou melhor eficiência de tratamento para os parâmetros: Cor Verdadeira (uH) com uma média de 60,68% de remoção e Demanda Química de oxigênio (DQO) com 44.24% remoção. A espécie *Juncus effusus* apresentou melhores porcentagens de remoção para os parâmetros: Turbidez (NTU) com uma eficiência média de 34.97% e para nitrogênio amoniacal (NH_4^+) com uma média de 43.15% de remoção. Destaca-se que os valores dos parâmetros Fósforo Total (PT) e Nitrito (NO_2^-) não foram representativos para essa comparação. Em aspecto ao tipo de efluente utilizado, efluentes de origem do reator anaeróbico apresentou melhores eficiências nos leitos de *wetlands* com a macrófita *Syngonium*, nos parâmetros de Cor verdadeira e DQO, com 68.01% e 92.18% de remoção respectivamente. Já para os demais parâmetros analisados, a espécie *Juncus* apresentou melhores resultados de remoção, sendo: Fósforo Total (PT) com 59.59%, Turbidez (NTU) com 69.85% e Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+) com 44.15%. O parâmetro Nitrito não se teve significância para comparação.

Nos efluentes de origem da Lagoa Aerada, a espécie *Juncus* apresentou melhor remoção para a Cor, com 64.87% e a espécie *Syngonium* com 52.20% de eficiência para NH_4^+ .

Portanto, é possível concluir que o sistema *wetlands* foi eficiente na redução de NH_4^+ dos efluentes da lagoa aerada e DQO dos efluentes oriundos do reator anaeróbico.

Referências bibliográficas

- Abreu, S.B., Zaiat, M. (2008) Desempenho de reator anaeróbico-aeróbico de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **13**(2), 181-188. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000200008>
- ABIP, Associação Brasileira da Indústria de Panificação e Confeitaria. Qual a origem das padarias (2016) Disponível em: <http://www.abip.org.br/site/qual-aorigem-das-padarias/>. Acesso em: 28 de Mai de 2020.

- APHA, AWWA, WEF (2017) Standard methods for the examination of water and wastewater. 23. ed. Washington: APHA, AWWA, WEF.
- Benassi, R.F., Matheus, D., Subtil, E., Coelho, L., Oliveira, L., Moretto, M. (2018) *Manual de sistemas de wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitários*. Santo André: Editora Copiart. 55 pp. Disponível em: <https://fliphtml5.com/wskm/xzho/basic>
- Brasil (2005) *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Diário Oficial da União, no 53, Brasília, DF, 18 mar. de 2005, 58-63.
- Brasil (2011) *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.357, de 17 de março de 2005*. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 430, de 13 de maio de 2011, Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, no 92, Brasília, DF, 16 de maio de 2011.
- Calijuri, M. C. Cunha, D. G. F. (2013) Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologias e Gestão. Rio de Janeiro, RJ. 789 pp.
- De Matos, A.T., Da Silva Freitas, W., Monaco, P.A.V.L. (2010) Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **5**(2), 119-132. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162012000600016>
- Dos Santos, B.S., Da Costa, P.F., Eyng, E., Câmara, C.D. (2016) Avaliação da eficiência de um sistema de tratamento por wetland construído aplicado ao efluente de um frigorífico de suínos. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, **37**(2), 13-22. <https://doi.org/10.5433/1679-0375.2016v37n2p13>
- Duran, A., Monteagudo, J. M., Sanmartín, I., Gómez, P. (2013) Homogeneous sonophotolysis of food processing industry wastewater: Study of synergistic effects, mineralization and toxicity removal. *Ultrasonics Sonochemistry*, **20**, 785-791.
- Fia, F.R.L., Matos, A. T. D., Fia, R., Borges, A.C., Cecon, P.R. (2016) Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**, 303-311. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016123972>.
- Hespanhol, I. (2008) Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. *Revista de estudos Avançados, São Paulo*, **22**(63), 131 – 158.
- Kolb, M., Bahadir, M., Teichgräber, B. (2017) Determination of chemical oxygen demand (COD) using an alternative wet chemical method free of mercury and dichromate. *Water research*, **122**(1), 645-654. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.034>
- Li, J., Luo, G., He, L., Xu, J., Lyu, J. (2018) Analytical approaches for determining chemical oxygen demand in water bodies: a review. *Critical reviews in analytical chemistry*, **48**(1), 47-65. <https://doi.org/10.1080/10408347.2017.1370670>
- Philippi, L.S., Da Costa, R.H., Sezerino, P.H. (1999) Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. *Water Science and Technology*, **40**(3), 125-131. Disponível em: https://www.academia.edu/26533413/Domestic_effluent_treatment_through_integrated_system_of_septic_tank_and_root_zone
- Philippi, L.S., Sezerino, P.H. (2004) Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do Autor. 144 pp.
- R Core Team. (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org>
- Ribeiro, A.L.V., Dos Santos, F.S., Dos Santos, A.M., De Freitas Branco, R. (2019) Contribuição da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* na remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes sanitários. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, **8**(3), 215-234. doi :10.19177 / rgsa.v8e32019215-234
- Rodrigues, L. B.; Santana, N. B.; Bonomo, R. C. F.; Silva, L. B. (2008) Apreciação ergonômica do processo de produção de queijos em indústrias de laticínios. *Revista Produção Online*, **8**, 1 18.

- Salati, E. (2001) *Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos*. Fundação Brasileira para o desenvolvimento sustentável, Rio de Janeiro. 19 pp. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2016/03/Controle-de-qualidade-de-%C3%A1gua-atrav%C3%A9s-de-sistemas-Wetlands-constru%C3%ADdos.pdf>.
- Silva, S. C. (2007) "Wetlands construídos" de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. 2007. 231 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Maier, C. (2007) *Qualidade de águas superficiais e tratamento de águas residuárias por meio de zonas de raízes em propriedades de agricultores familiares*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo (Processos Químicos), Universidade Federal de Santa Maria, 96 pp.
- Matsumoto, T., Enriquez, Y.A.M. (2016) Eficiência na remoção de NAT, DBO e DQO utilizando reator aeróbio de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos associado ao decantador de coluna em uma produção intensiva de tilápia. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **21**(3), 609-614. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152201684178>
- Masi, F., Rizzo, A., Bresciani, R., Conte, G. (2017) Constructed Wetlands for Combined Sewer Overflow treatment: ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. *Ecological Engineering*, **98**, 427–438.
- Mees, J.B., Gomes, S.D., Boas, M.A.V., Fazolo, A., Sampaio, S.C. (2009) Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using Eichhornia crassipes and evaluation of the generated biomass composting. *Engenharia Agrícola*, **29**(3), 466-473. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162009000300013>
- Oliveira, R.A.D., Santana, A.M.D. (2011) Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS) *Engenharia Agrícola*, **31**(1), 178-192. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162011000100018>
- Oliveira, G. S. (2005) Avaliação da qualidade da água do Rio São Lourenço em Matão – SP através das análises das variáveis físicas e químicas da água e dos microinvertebrados bentônicos. 2005. 102 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Centro Universitário de Araraquara, Araraquara.
- Paraná (2009) *Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências para empreendimentos industriais*. Resolução nº 70, de 01 de Outubro de 2009. Conselho Estadual do Meio Ambiente (Cema), no 70, PR, 01 out. de 2009.
- Pala, A., Erden, G. (2005) Decolorization of baker's yeast industry effluent by Fenton oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, **127**, 141-148.
- Sonune, N., Garode, A. (2018) Isolation, characterization and identification of extracellular enzyme producer Bacillus licheniformis from municipal wastewater and evaluation of their biodegradability. *Biotechnology Research and Innovation*, **2**(1), 37-44. <https://doi.org/10.1016/j.biori.2018.03.001>
- Valentim, M. A. A. (2003) Desempenho de leitos cultivados "constructed wetland" para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. 2003. 210 pp. Tese (Doutorado. Em Engenharia Agrícola) Universidade Estadual de Campinas. Campinas/SP.