Avaliação das condições operacionais de uma ETE da indústria de pescado, com foco na remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo total

Marcos Vinícius Tenedini
Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS)
E-mail: marcos@engepanda.com.br, http://lattes.cnpq.br/8022475259514659

Marlene Guevara dos Santos
Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS)
E-mail: marlene-santos@uergs.edu.br, http://lattes.cnpq.br/1219826627963848

Resumo

O consumo de água em indústrias de alimentos é extremamente importante durante o processamento das matérias-primas pois busca uma boa higienização de todo processo fabril, garantindo assim qualidade e seguridade alimentar. As águas que passaram pelo processo e incorporaram uma grande quantidade de poluentes, como matéria orgânica e nutrientes, precisa, obrigatoriamente, ser tratada de forma eficiente antes de ser devolvida para um corpo hídrico superficial. Os efluentes gerados em indústrias de pescado, apresentam elevadas concentração de carga orgânica, sólidos e nutrientes, acima inclusive de outras indústrias de alimentos. Desta forma, o presente trabalho buscou avaliar as condições de remoção de poluentes de uma estação de tratamento de efluentes de uma indústria de processamento de pescados, avaliando adequações como um novo dimensionamento do reator biológico, um teste de jarro utilizando 3 diferentes coagulantes e uma proposta de implantação de *wetlands* construídos, visando o enquadramento de parâmetros como nitrogênio amoniacal e fósforo total, de acordo com as características exigidas pelo corpo receptor. A partir da avaliação de laudos de análises do efluente tratado, assim como as características da ETE e condições físicas do local, identificou-se que o reator biológico se encontra superdimensionado, com um volume maior do que o necessário. Ademais, os resultados encontrados para o tratamento físico-químico (teste de jarro) apontam uma maior eficiência na remoção de fósforo quando utilizado coagulantes inorgânicos.

Palavras-chave: Efluente. Legislação. Nutrientes. Eutrofização.

Abstract

Water consumption in food industries is extremely important during the processing of raw materials as it seeks a good hygiene of the entire manufacturing process, thus ensuring quality and food safety. The water that went through the process and incorporated a large amount of pollutants, such as organic matter and nutrients, must be treated efficiently before being returned to a surface water body. The effluents generated in fish industries present high concentrations of organic load, solids and nutrients, even above other food industries. In this way, the present work sought to evaluate the conditions of removal of pollutants from an effluent treatment plant of a fish processing industry, evaluating adaptations such as a new sizing of the biological reactor, a jar test using 3 different coagulants and a proposal of implantation of constructed wetlands, aiming at the framing of parameters such as

ammoniacal nitrogen and total phosphorus, according to the characteristics required by the receiving body. From the evaluation of analysis reports of the treated effluent, as well as the characteristics of the ETE and physical conditions of the place, it was identified that the biological reactor is oversized, with a volume greater than necessary. Furthermore, the results found for the physicochemical treatment (jar test) indicate a greater efficiency in the removal of phosphorus when using inorganic coagulants.
Keywords: Effluent. Legislation. Nutrients. Eutrophication.

Introdução

Para assegurar o desenvolvimento econômico de atividades industriais a água é um insumo essencial, sendo necessária uma gestão adequada deste recurso natural para que sua manutenção seja garantida tanto em termos de quantidade quanto de qualidade (FERREIRA *et al*., 2019). Em razão, a maioria das atividades desenvolvidas pelo ser humano, fundamentalmente relacionadas à produção de bens de consumo a partir do beneficiamento de recursos, sendo denominadas como industriais, se destacam significativamente como grandes consumidoras de água (TORRES *et al*., 2018).

Dentro deste contexto e a partir da visão de Beal *et al*., (2014), as indústrias de alimentos são atividades que demandam um alto consumo de água devido à necessidade de seguidas e corriqueiras higienizações de pisos e equipamentos, além de garantir uma adequada qualidade do alimento. Dentre as mais diversas indústrias alimentícias que apresentam um grande consumo de água, destaca-se a indústria de pescado (RIBEIRO; NAVAL, 2019; JOÃO *et al*., 2018). De acordo com FAO (2020), estima-se que a produção total de peixes deverá aumentar para 204 milhões de toneladas no ano de 2030, representando um aumento na ordem de 15% quando comparado ao ano de 2018. Ademais, a aquicultura vem sendo o setor de produção de alimentos que mais rapidamente se expandiu em todo o mundo nos últimos 50 anos, tendo um crescimento médio de 5,3% ao ano desde a virada do século FAO (2020).

Na indústria de beneficiamento de pescados, os efluentes são gerados nos mais diversos processos, como recepção de matérias-primas, acondicionamento em câmaras frias, evisceração/descamação, cozimento, filetagem, acondicionamento nas embalagens, lavagem de pisos e equipamentos, lavagem do setor de processamento entre outros, tento uma estimativa de geração de 1 pra 6, ou seja, para cada 1,0 kg de produto que é beneficiado, geram-se em média 6 litros de efluente líquido (CHOWDHURY *et al*., 2010).

As indústrias de pescado além de produzirem grandes volumes de efluentes, apresentam também uma elevada concentração de matéria orgânica, elevada turbidez, forte coloração amarelada, odor desagradável (JOÂO *et al*., 2018; FERRACIOLLI *et al*., 2018; AFONSO; BORQUEZ, 2003), além de uma grande concentração de nutrientes como nitrogênio amoniacal (N) e fósforo total (P) (ANDRADE *et al*., 2010; FAJARDO, *et al*., 2013; MISHRA *et al*., 2015). No que tange o descarte com elevadas concentrações de N e P, é preocupante seu efeito de eutrofização de corpos hídricos, ocasionado pela proliferação de algas e bactérias, afetando assim a vida aquática local (CACALCANTI, 2016; JORDÃO; PESSOA, 2014).

Para evitar o descarte irregular principalmente de matéria orgânica e nutrientes em corpos hídricos superficiais, e em cumprimento as legislações ambientais, deve-se projetar estações de tratamento de efluentes (ETE) que garantam uma eficiência adequada para o lançamento, reduzindo as concentrações dos poluentes indicados pelas legislações pertinentes (CAVALCANTI, 2016). Na visão de Chowdhury *et al*., (2010) e Cavalcanti (2016) o tratamento biológico é a melhor opção para esse tipo de efluente, sendo a configuração de digestão anaeróbica seguida por um processo aeróbio, do tipo lodos ativados, a melhor opção para o tratamento desse efluente industrial.

Os altos níveis de nitrogênio são ocasionados em decorrência do alto conteúdo de proteína (15-20% do peso úmido) de peixes e invertebrados marinhos no efluente, e altas concentrações de amônia são advinda do alto teor de sangue no efluente durante o beneficiamento dos pescados (SANKPAL; NAIKWADE, 2012). Conforme Cavalcanti (2016), as concentrações de amônia encontradas no efluente bruto de algumas fábricas de processamento de pescado, variaram entre 0,7 mg/L a 69,7 mg/L, juntamente com altas concentrações de DBO_5 (>2000 mg/L) e que estão geralmente associadas a altas concentrações de amônia. O fósforo também tem sua origem parcialmente do peixe, contudo ainda pode ser aumentado a concentração por agentes de processamento e de limpeza (INTRASUNGKHA *et al*., 1999).

Almeida e Naval (2016), caracterizaram o efluente gerado em uma indústria de pescado, de forma física, química e biológica, nos processos produtivos e após o tratamento realizado a partir de 3 lagoas de estabilização. Os resultados demonstraram uma elevada concentração de nitrogênio total no efluente bruto, sendo o valor médio de 78,93 mg/L, chegando a encontrar uma concentração máxima de 111,0 mg/L no setor do cilindro de lavagem, e alcançando uma eficiência praticamente nula no tratamento por lagoas de estabilização. Para nitrogênio amoniacal, no setor de lavagem, a concentração foi de 25,8 mg/L. Já para o fósforo total, também no setor de lavagem, foi encontrada a concentração de 16,5 mg/L, e igualmente ao nitrogênio total, as lagoas de estabilização não apresentaram nenhuma redução da concentração desses poluentes. Ribeiro e Naval (2019), encontraram valores de fósforo a uma concentração de 46,4 mg/L e nitrogênio total com 66,1 mg/L no efluente bruto da produção de uma indústria de processamento de pescado, demonstrando mais uma vez a grande concentração de nutrientes presentes neste tipo de efluente.

Geralmente, ETE de indústrias de pescado, utilizam métodos de tratamento biológico eficazes e amplamente utilizados, como processos de lodos ativados com nitrificação e desnitrificação (ANDRADE *et al*., 2010; FAJARDO, *et al*., 2013; MISHRA *et al*., 2015), ou adaptação como a tecnologia MBR (JEMLI et al., 2015), sistema físico-químico tradicional ou de eletrocoagulação-flotação (JOÃO *et al*., 2018), adsorção por carvão ativado (GOMES; CECHINEL, 2018), processos combinados anaeróbio-aeróbio (BUSTILLO-LECOMPTE E MEHRVAR, 2017; TONG *et al*., 2019) ou até mesmo com um pós tratamento utilizando *wetlands* (QU *et al*., 2020; LI *et al*., 2020) sempre buscando obter uma eficiência adequada e que atenda as legislações ambientais para obter condições de lançamento de nitrogênio amoniacal e de fósforo total adequados para o lançamento em corpos hídricos superficiais.

A Resolução CONSEMA 355/2017, dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no estado do Rio Grande do Sul, e de acordo como artigo 7 da mesma, a vazão dos efluentes líquidos deve ter uma relação com a vazão de referência do corpo hídrico receptor, de modo que o seu lançamento não implique em prejuízo dos usos dos recursos hídricos superficiais associados ao seu enquadramento. O órgão ambiental ainda, poderá exigir um laudo hidrológico, em função dos resultados apresentados, fixando valores de parâmetros para o lançamento dos efluentes de forma mais restritiva quando comparado com a Resolução CONSEMA 355/2017.

Desta forma, o presente estudo tem por objetivo avaliar uma ETE de uma indústria de processamento de pescados e apresentar alternativas de melhorias, com a finalidade de adequar os parâmetros de concentração de nitrogênio amoniacal e fósforo total para lançamento no corpo hídrico superficial.

Material e Métodos

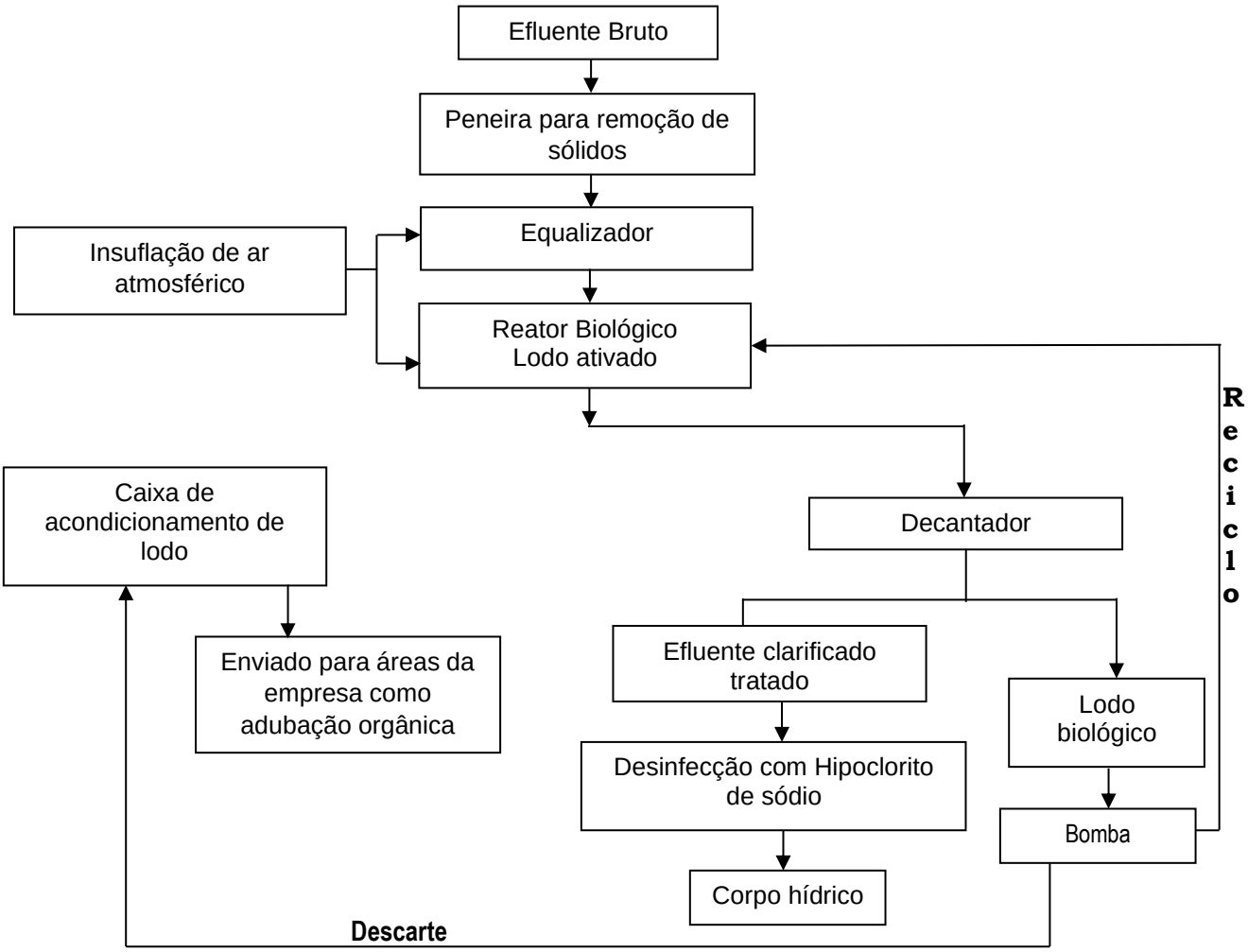
A indústria do referido estudo está localizada no município de Garibaldi, estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O processo produtivo segue duas linhas: a) recebe os peixes frescos, realiza o beneficiamento, embalagem final e destina para os clientes e b) recebe os peixes congelados, realiza apenas a embalagem e destina para os clientes. Durante o processo mais completo, que vai desde o recebimento do peixe fresco, passando por etapas como escamação, lavagem, cortes e filetagens até chegar ao produto pronto final embalado, é necessário que se realize diversas lavagens produzindo um efluente líquido industrial com alta carga orgânica, elevada carga de nutrientes e excessiva quantidade de sólidos em suspensão.

Esses efluentes gerados no processo produtivo, são direcionados para uma estação de tratamento de efluentes (ETE), que atualmente, pode ser descrita conforme figura 1.

Todo o efluente bruto gerado no processo produtivo, é direcionado primeiramente para um tratamento preliminar (figura 2a), composto por uma peneira para remoção de partículas até 0,2mm, que posteriormente é direcionado para um tanque equalizador (figura 2b), com volume de 20,0 m³. No equalizador, a empresa possuiu um sistema de aeração com ar comprimido para manter o efluente sempre homogeneizado.

A empresa não conta com um sistema de tratamento primário ou do tipo físico-químico, sendo o efluente após o equalizador, destinado diretamente para o reator biológico (figura 2c). De acordo com Cavalcanti (2016) em indústrias de pescado é comum a presença de um sistema de flotação, com dosagem de coagulante e floculante, buscando uma maior eficiência na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes.

Figura 1 – Fluxograma da ETE.



Fonte: Autor (2022).

O reator biológico foi projetado para ser um sistema de lodo ativado, modalidade de aeração prolongada, com volume útil de 60 m³. O sistema de aeração utilizado é através de um aerador superficial fixo, com potência de 2,0 cv. O reator foi construído ainda nos anos 90, e seu decantador secundário (figura 2d) é acoplado ao próprio reator. Para a realização do reciclo do lodo ou para o descarte do lodo em excesso, o sistema conta com uma bomba helicoidal. Após o tratamento biológico, o efluente segue para uma caixa de contato juntamente com um medidor de vazão Thompson (figura 2e), onde é realizada a dosagem de hipoclorito de sódio a partir de uma bombona plástica. Por fim, o efluente é direcionado para o corpo hídrico superficial sem denominação, afluente do arroio Pedrinho (figura 2f).

Figura 2 – Detalhes da atual ETE: a) Peneira utilizada para remoção de sólidos grosseiros e gordura; b) tanque equalizador; c) reator biológico; d) Tanque decantador; e) caixa de contato e medidor de vazão; f) corpo hídrico superficial que recebe o efluente tratado.

Fonte: Autor (2022).

Conforme Resolução CONSEMA 372/2018, a empresa está inserida no CODRAM 2624,10 – preparação de pescados, e neste sentido possui licença ambiental nº 114/2020 – SMMA, emitida e de competência pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Garibaldi, com período de vigência até 30 de agosto de 2024.

O regime de funcionamento da empresa compreende dois momentos: a safra (janeiro-abril) e a entressafra (maio-dezembro), sendo que no período da safra a empresa aumenta sua produção em aproximadamente 50%, fazendo com que a vazão de efluente produzida aumente praticamente na mesma proporção. Logo, a vazão máxima considerada para o referido estudo é de 28,40 m³/dia.

Os resultados analíticos dos efluentes da empresa foram avaliados de acordo com os laudos de análise emitidos pelo laboratório Fundação PROAMB, que possuiu certificado de cadastro de laboratório para análises ambiental nº 0028/2019, emitido pela FEPAM. Alguns laudos foram obtidos do banco de dados da empresa, sendo que para o efluente tratado correspondem as datas de 13 de julho de 2021, 22 de dezembro de 2020, 04 de agosto de 2020 e 03 de junho de 2020, para o efluente bruto 13 de julho de 2021 e 03 de junho de 2020, e dentro do reator biológico e no reciclo do lodo a análise de 24 de março de 2021.

Em função do descarte ocorrer em um corpo hídrico superficial muito pequeno, a empresa necessitou elaborar um estudo hidrológico, juntamente com um estudo de capacidade suporte do arroio, para poder descartar o seu efluente tratado no mesmo, respeitando assim as concentrações de parâmetros físico, químicos e biológicos de acordo com a tabela 1, e não mais como o descrito na resolução CONSEMA 355/2017. Assim, o padrão de lançamento, ficou estipulado de acordo com o

estudo hidrológico, com a avaliação da equipa técnica do licenciamento ambiental e fixado na licença de operação da referida empresa.

Tabela 01 – Parâmetros fixados pelo órgão ambiental, em função do estudo hidrológico, que devem ser atendidos antes do efluente ter seu lançamento superficial.

PARÂMETROS	PADRÃO DE EMISSÃO A SER ATENDIDO
pH	Entre 6,0 e 9,0
Cor	Sem causar alteração ao corpo receptor
Temperatura	Até 40 ºC
DBO_5	Até 90,0 mg/L
DQO	Até 247,50 mg/L
Substâncias tensoativas	Até 2,0 mgMBAS/L
Sólidos sedimentáveis	Até 1,0 mL/L, em cone Imhoff, 1 hora
Sólidos suspensos totais	Até 105,0 mg/L
Óleos e graxas vegetais e animais	Até 30,0 mg/L
Nitrogênio Amoniacal	<16,0 mg/L
Fósforo total	Até 3,0 mgP/L ou 75% de eficiência
Coliformes termotolerantes	$<10^5$ NMP/100mL

Fonte: SMMA (2020).

No que se refere ao comparativo numérico, inicialmente foi calculado e avaliado se o volume (m³) atual do reator biológico está de acordo com a vazão atual de entrada e com os parâmetros operacionais atuais da ETE, de acordo com a equação 1, proposta por Jordão e Pessoa (2014).

$$V = \frac{\Theta c * Y * Q * (So - Sf)}{Xar * (1 + Kd * \Theta c)} \qquad \text{(I)}$$

Onde:
Θ_c: Idade do lodo (dias) (adotado 20 dias).
Y: Coeficiente de crescimento celular (adotado o valor de 0,55)
Q: Vazão máxima
S_o: DBO^5 entrada (mg/L)
S_f: DBO_5 saída (mg/L)
X_{ar}: Concentração de sólidos voláteis dentro do reator biológico (mg/L)
K_d: Coeficiente de decaimento bacteriano (adotado 0,075 d^{-1})

Estudos apontam que a idade do lodo (ID) possui um impacto significativo sobre a eficiência do processo de nitrificação e desnitrificação (ZOPPAS *et al*., 2016). A ID possuiu variação principalmente por diferentes níveis de concentrações de biomassa no reator biológico em função da idade do lodo escolhida e afetando assim, a cinética de utilização do substrato (METCALF; EDDY, 2016; HOCAOGLU *et al*., 2011). A equação 2, proposta por Jordão e Pessoa (2014), apresenta o cálculo da idade do lodo.

$$\Theta c = \frac{V * Xe}{Qd * Xu} \qquad \text{(II)}$$

Onde:
X_e: Concentração de biomassa no tanque (mg/L)
Q_d: Vazão de descarte de lodo (m³/dia)
X_u: Concentração de biomassa no reciclo (mg/L)

O enquadramento da idade do lodo, foi desenvolvido de acordo com a classificação de Metcalff e Eddy (2016):

- De 5 a 9 dias: aeração rápida
- De 10 a 17 dias: aeração convencional
- De 18 a 30 dias: aeração prolongada

Ainda foi avaliado a concentração do oxigênio dissolvido (OD) e o valor de pH dentro do reator biológico, utilizando o medidor portátil multiparâmetro da marca Akrom, modelo KR86021, que realiza a leitura de pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica a partir de 3 sondas distintas, sendo que para o referido trabalho, foram utilizadas apenas as sondas de pH e OD. A avaliação foi feita durante os meses de junho de 2020 até janeiro de 2021, sendo uma leitura diária entre os horários das 09:00h da manhã às 16:00h da tarde. O cabo do medidor multiparâmetro possui um comprimento de 3,0 metros, sendo essa a altura da medição de OD e pH.

Em função dos resultados encontrados não estarem de acordo com o padrão estipulado conforme tabela 1, buscou-se apresentar alternativas de melhoria para a ETE. Uma delas, foi no que tange ao atual sistema, de não possuir uma unidade de tratamento primário (físico-químico). Dentro deste contexto, realizou-se um teste de jarro (*jar-test*) avaliando 3 coagulantes: dois inorgânicos como sulfato de alumínio ($Al_2(So_4)_3$) e o cloreto férrico ($FeCl_3$) e um coagulante orgânico a base de tanino. Na realização dos ensaios foram utilizados 6 jarros (volume de 1 Litro em cada jarro), sendo as dosagens feitas buscando sempre a melhor clarificação possível.

Neste sentido tanto para o coagulante cloreto férrico quanto para o sulfato de alumínio foi feita a dosagem de 3ppm em um jarro e 4ppm no segundo. Ainda em função dos coagulantes apresentarem uma forte diminuição do pH do meio, foi realizado antes da dosagem dos coagulantes, a adição de 0,5ppm de hidróxido de sódio. De acordo com Bernando e Pas (2010) a diminuição do pH do meio se dá pelo fato dos coagulantes inorgânicos consumir alcalinidade do meio, através das reações de hidrólise com água gerando ácido clorídrico como produto, causando assim a redução do pH final no efluente tratado.

Para o coagulante de tanino foi feita a dosagem de 3ppm no primeiro jarro e 5ppm no segundo. O teste foi realizado no *Jar test* da marca Marconi, com agitadores mecânicos e ajuste de frequência, conforme pode ser visto na figura 3, com o efluente bruto nos 6 jarros testados.

Figura 3 – Detalhe do *jart test* com as amostras de efluente bruto.

Fonte: Autor (2022).

Os ensaios foram conduzidos no *jar test*, e após a adição dos coagulantes, os recipientes foram agitados a 120 rpm por 1 min, posteriormente, reduziu-se a agitação para 40 rpm por 10 min e, em seguida, desligou-se a mistura para decantação dos sólidos (CASTRO *et al.,* 2019). O clarificado foi retirado e armazenado em frascos disponibilizados pelo laboratório da PROAMB. Os procedimentos de coleta, preservação das amostras e de análise foram realizados de acordo com o *Standard of Methods* (APHA, 2005).

Resultados e Discussões

Os resultados da análise do efluente bruto, dentro do reator biológico e no reciclo do lodo, analisados pelo laboratório da Fundação PROAMB, e que estavam no banco de dados da empresa, são apresentados conforme tabela 2.

Tabela 2 – Resultados encontrados no efluente bruto, dentro do reator biológico e no reciclo do lodo.

PARÂMETROS	BRUTO (03/06/20)	BRUTO (13/07/21)	REATOR BIOLÓGICO (24/03/21)	RECICLO DO LODO (24/03/21)
pH	7,65	6,50	-	-
Temperatura (ºC)	22,0	23,0	-	-
DBO_5 (mg/L)	727,0	428,0	-	-
DQO (mg/L)	2.185,0	1.244,0	-	-
Substâncias tensoativas (mg/L)	<0,010	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	58,1	85,0	-	-
Fósforo total (mg/L)	20,7	23,9	-	-
Sólidos suspensos totais (mg/L)	353,0	498,0	3.880,0	6.200,0
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	-	-	3.775,0	5.807,0
Óleos e graxas vegetais e animais (mg/L)	160,0	143,0	-	-

Fonte: Autor (2022).

Os resultados dos valores analíticos do efluente tratado analisados pelo laboratório da Fundação PROAMB, e que estavam no banco de dados da empresa são apresentados conforme tabela 3.

Tabela 3 – Resultados encontrados no efluente tratado, juntamente com o padrão de emissão a ser atendido de acordo licença de operação.

PARÂMETROS	RESULTADOS ANALÍTICOS (03/06/20)	RESULTADOS ANALÍTICOS (04/08/20)	RESULTADOS ANALÍTICOS (22/12/20)	RESULTADOS ANALÍTICOS (13/07/21)	PADRÃO DE EMISSÃO A SER ATENDIDO
pH	6,75	7,48	7,05	7,12	Entre 6,0 e 9,0
Temperatura (ºC)	22,0	19,0	22,0	22,0	Até 40 ºC
DBO_5 (mg/L)	52,0	10,0	70,0	45,0	Até 90,0 mg/L
DQO (mg/L)	156,0	35,6	148,0	132,0	Até 247,50 mg/L
Substâncias tensoativas (mg/L)	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	Até 2,0 mgMBAS/L
Sólidos sedimentáveis (ml/L)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	Até 1,0 mL/L, em cone Imhoff, 1 hora
Sólidos suspensos totais (mg/L)	91,8	<5,0	97,0	65,0	Até 105,0 mg/L
Óleos e graxas vegetais e animais (mg/L)	30,4	7,55	<5,0	<5,0	Até 30,0 mg/L
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	<2,0	17,6	8,44	32,7	<16,0 mg/L
Fósforo total (mg/L)	15,6	3,08	6,91	2,04	Até 3,0 mgP/L ou 75% de eficiência
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	<100,0	<100,0	<100,0	<100,0	10^5 NMP/100mL

Fonte: Autor (2022).

Com relação aos valores encontrados nas análises do efluente tratado, identifica-se que o nitrogênio amoniacal no mês de agosto/20 e julho/21, e o fósforo nos meses de junho, julho e dezembro/20, ficaram fora do valor máximo permitido para descarte. Demais valores ficaram dentro do máximo permitido para descarte, exceto óleos e graxas vegetais e animais, no mês de junho/21.

Identifica-se que em dois meses o nitrogênio amoniacal fica abaixo do padrão estabelecido e quando ficou fora, foi por uma concentração muito próxima da permitida. Van Haandel e Marais, (1999) discorrem que em ETEs localizadas em regiões de clima quente com temperaturas acima de 25ºC, a nitrificação, mesmo que não tenha sido prevista em projeto, geralmente sempre acontece, principalmente quando a idade de lodo é superior a 15 dias e a concentração de OD acima de 2,0 mg/L.

Em decorrência disso, a desnitrificação deve ser prevista no projeto de concepção de ETEs, coibindo problemas operacionais futuros, como por exemplo, a flotação do lodo na unidade de sedimentação secundária em função da liberação de nitrogênio gasoso (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), fato recorrente na ETE estudada e que pode ser visualizado conforme figura 4.

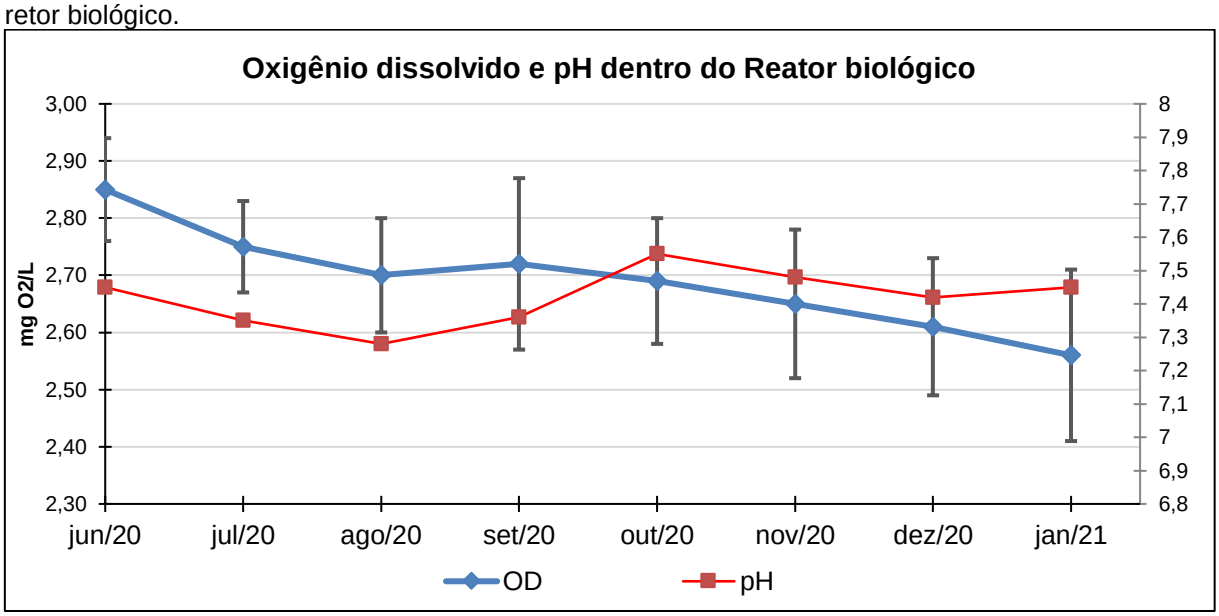
Figura 4 – Detalhe de lodo flotado na unidade de decantação, indicando uma possível desnitrificação.

Fonte: Autor (2022).

Conforme a equação I, proposta para dimensionamento de um retor biológico, o volume de acordo com as variáveis apresentadas nos resultados encontrados no banco de dados da empresa, apresentou um volume necessário de 22 m³, valor bem abaixo do tamanho atual que é de 60m³. Aqui aconselha-se que alguns parâmetros operacionais sejam ajustados, como a concentração de sólidos suspensos voláteis dentro do reator, que poderiam ficar abaixo de 3.000 mg/L, o que aumentaria um pouco a demanda de tamanho do reator biológico, contudo, torna um sistema mais estável e mais eficiente (NUNES, 2014). Ainda assim, o volume do reator demonstrou um tamanho necessário muito menor ao do projeto inicial. Avaliando o projeto diretamente na empresa, identificou-se que o valor de DBO_5 utilizada para o cálculo do projeto inicial, foi muito maior, na ordem de 2.500 mg/L. Esse valor do efluente bruto poderia ser melhor avaliado por um acompanhamento de amostras compostas ao longo de um mês de trabalho.

Já para a idade do lodo atual (equação II) apresentou o valor de 19 dias. Conforme Metcalf e Eddy (2016), para que se garanta uma eficiente redução de nitrogênio no efluente, a idade do lodo deverá ser superior a 18 dias, garantindo assim o processo de nitrificação e a presença de bactérias responsáveis para tal (*Nitrobacter* e N*itrossomonas*). Ademais, é importante garantir um nível adequado de concentração de oxigênio dissolvido e um controle adequado no pH do efluente dentro do reator biológico (ZOPPAS *et al*., 2016). Os valores de oxigênio dissolvido e pH são apresentados conforme figura 5.

Figura 5 – Resultado da concentração de oxigênio dissolvido e do valor de pH medidos dentro do retor biológico.



Fonte: Autor (2022).

Conforme figura 5, o valor de OD manteve-se com uma concentração média acima de 2,3 mgO_2/L e abaixo de 3,0 mgO_2/L. De acordo com Hidaka *et al*., (2002), o OD é o parâmetro mais importante no processo de nitrificação, uma vez que concentrações abaixo de 2,0 mgO_2/L podem limitar de forma parcial ou total a atividade das bactérias nitrificantes, como a *nitrobacter* e as *nitrossomonas* (autotróficas). A Nitrificação é o termo empregado para descrever a primeira etapa do processo de remoção biológica de nitrogênio, fazendo com que a amônia seja oxidada a nitrito e o nitrito oxidado a nitrato (METCALF; EDDY, 2016). A remoção biológica do nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e gás nitrogênio é chamada de desnitrificação, que é um processo respiratório anóxico, realizado por bactérias heterotróficas (SPERLING, 2012).

No processo de nitrificação, além da concentração de OD, valores de pH e temperatura também são importantes para que não ocorra limitações no processo, sendo que para o pH, os valores devem estar compreendidos dentro de uma faixa >6,0 e <8,0 e a temperatura não deve ser inferior a 10 ºC (velocidade de nitrificação diminui drasticamente), enquanto que temperaturas entre 28 e 30ºC estimulam o crescimento e melhoram a eficiência do sistema (ZOPPAS *et al*., 2016). Desta forma, se pode afirmar que o pH, a temperatura e a concentração de OD podem ter efeito sobre a ativação ou desativação do metabolismo das bactérias autotróficas, demonstrando a importância de um controle operacional permanente em ETEs, otimizando assim o processo de remoção de nitrogênio.

Conforme resultados apresentados por Andrade *et al*., (2010) no tanque reator do experimento, com um adequado sistema de aeração, obteve-se uma eficiente nitrificação (95%) para efluente de abatedouro de peixes. No estudo de Mishra *et al*., (2015) a concentração de nível de nitrogênio total no efluente da indústria de processamento de peixes usadas foi de aproximadamente 220 mg/L, e com o processo de nitrificação e desnitrificação alcançou-se uma eficiência de redução na ordem de 76,6%. Salienta-se aqui, que o projeto de concepção da ETE do presente estudo, não contempla o dimensionamento do processo de remoção biológica de nutrientes, bem como não possuiu um sistema de desnitrificação, sendo necessário o projeto e construção do mesmo, para uma melhor eficiência na remoção do nitrogênio amoniacal.

Salienta-se ainda que temperaturas mais elevadas, acabam diminuindo a concentração de OD no meio líquido (JORDÃO; PESSOA, 2014). A figura 5 demonstra ainda que nos meses mais frios a concentração de OD dentro do reator manteve-se mais alta quando comparado a meses mais quentes do ano. Os valores médios de pH se mantiveram dentro de uma faixa de 7,2 à 7,60.

Já o fósforo apresentou um cenário mais crítico e manteve concentrações acima do limite máximo permitido em três análises. A remoção biológica do fosforo, de acordo com Sperling (2012), é fundamental a existência de zonas anaeróbias e zonas aeróbias, sendo que sua configuração pode seguir modelos distintos. Apesar de grandes avanços na área, alguns modelos matemáticos foram desenvolvidos, contudo várias lacunas continuam desconhecidas pelo seu elevado grau de complexidade, uma vez que vários organismos envolvidos ainda são desconhecidos, e assim, ainda não suficientemente testados em escalas reais de lodos ativados (SPERLING, 2012).

Sperling (2012) e Metcalf e Eddy (2016) descrevem que a remoção de nitrogênio e fósforo podem ser realizados de forma simultânea dentro de um retor com operação intermitente (batelada), configurado com o enchimento do mesmo com o efluente que se pretenda tratar, ciclo operacional inicial anaeróbio, posterior a fase aeróbia, reação anóxica, sedimentação e retirada do sobrenadante. Ainda assim para concentração mais elevadas de nitrogênio e fósforo, o processo pode vir a ser limitante. Conforme resultado da equação I, uma alternativa que pode ser proposta para a atual ETE é dividir o tanque de aeração em dois, uma vez que o mesmo já se encontra superdimensionado, em que na primeira parte se criaria uma zona anaeróbia, e a segunda parte teria a continuação do sistema de lodo ativado. Obrigatoriamente ainda, deverá ser previsto e calculado uma zona anóxica para o processo de desnitrificação.

Na visão de Jordão e Pessoa (2014) a remoção de nitrogênio, mas principalmente fósforo por via biológica é algo bastante complexo, sugerindo uma segunda via eficiente para a remoção através da precipitação química (coagulação), ou seja, a partir de um tratamento físico-químico a montante do retor biológico ou após o efluente já ter passado pelo tratamento biológico.

A concepção básica de uma ETE da indústria de pescado, conforme Cavalcanti (2016), se dá por um sistema preliminar, para remoção de sólidos grosseiros, seguido de tratamento primário do tipo físico-químico com a utilização de coagulantes e floculantes aplicados em flotadores e por fim um sistema secundário para tratamento biológico.

Dentro deste contexto, objetivando uma segunda alternativa de melhoria para a atual ETE, e visando uma maior eficiência na redução de nutrientes a montante do reator biológico, foi realizado o ensaio de *jar test*, utilizado três tipos de coagulantes, sendo dois inorgânicos e um orgânico. O resultado final dos ensaios pode ser visto conforme figura 6, onde da esquerda para a direita segue a descrição do produto utilizado e sua concentração: cloreto férrico 3 ppm; cloreto férrico 4ppm; sulfato de alumínio 3ppm; sulfato de alumínio 4ppm; tanino 3 ppm e por fim tanino 5ppm.

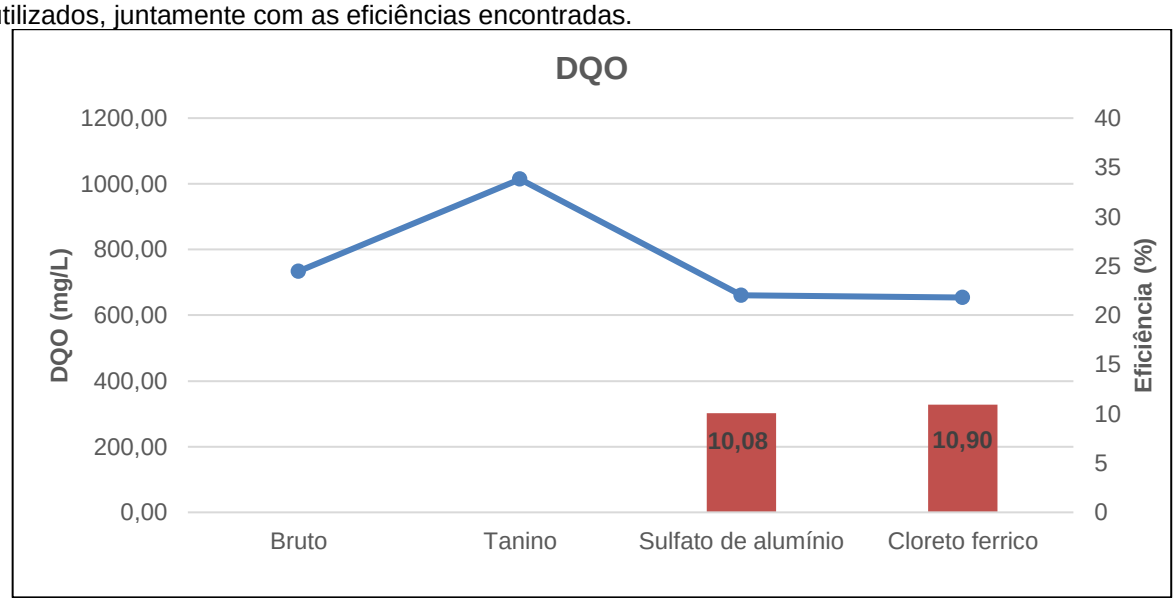
Figura 6 – Resultado após *jar test* das seis amostras do efluente da indústria de pescado: cloreto férrico 3 ppm; cloreto férrico 4ppm; sulfato de alumínio 3ppm; sulfato de alumínio 4ppm; tanino 3 ppm e tanino 5ppm.

Fonte: Autor (2022).

A escolha para analisar as amostras e enviá-las para a central analítica do laboratório da Fundação PROAMB, foi realizada de acordo com a melhor clarificação dos ensaios de *jar test*, e deste modo, para o coagulante cloreto férrico a dosagem com 3ppm além de apresentar uma melhor clarificação, apresentou uma menor flotação de sólidos, indicando que dosagens maiores a 3ppm não melhoram a condição do efluente. Para o sulfato de alumínio a dosagem de 4ppm apresentou melhor clarificação quando comparado a dosagem de 3ppm e para o coagulante orgânico de tanino, a dosagem de 3 ppm apresentou bem próxima clarificação a de 5ppm, e deste modo optou-se por encaminhar a dosagem de 3ppm visando uma menor quantidade de produto. Assim, as amostras analisadas foram cloreto férrico 3ppm, sulfato de alumínio 4ppm e tanino 3ppm.

Para o resultado da DQO, o valor bruto apresentado foi de 735mg/L, valor abaixo do encontrado nos demais resultados do banco de dados da empresa (tabela 2). Isso pode estar ligado em função de uma carga orgânica mais baixa no processo de produção, podendo ter sido realizado mais limpezas ao invés de mais processamento de pescados. Os resultados são apresentados conforme figura 7.

Figura 7 – Resultado das concentrações de DQO do efluente bruto e após a dosagem dos coagulantes utilizados, juntamente com as eficiências encontradas.



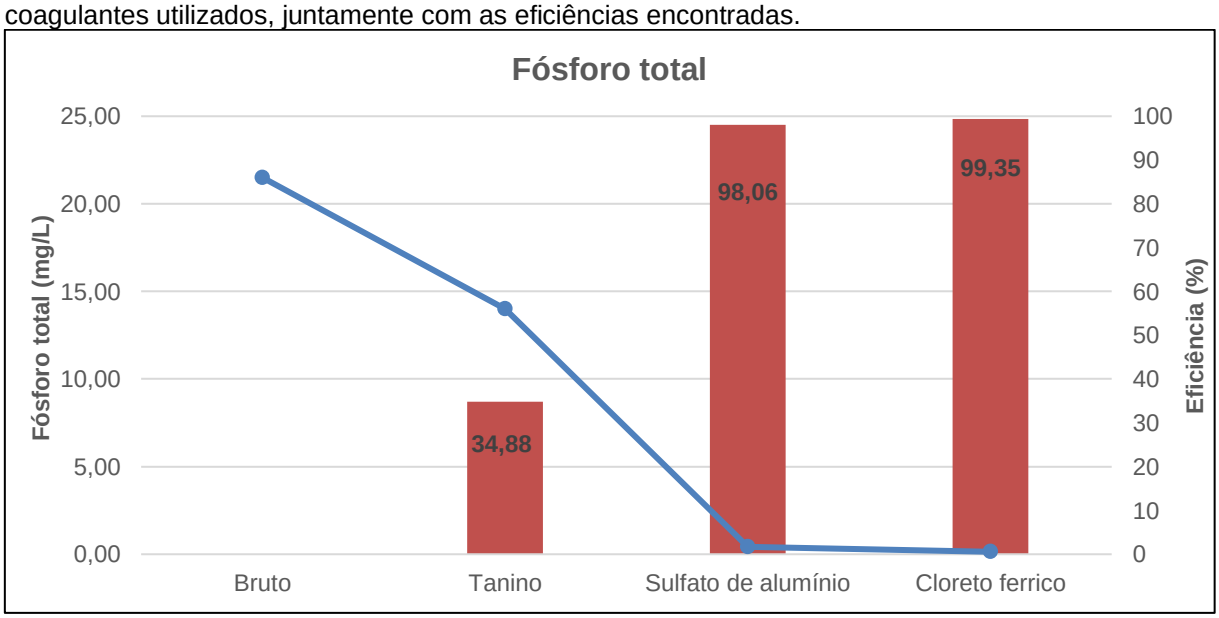
Fonte: Autor (2022).

Nota-se que os dois coagulantes inorgânicos utilizados tiveram uma baixa eficiência na remoção de matéria orgânica, podendo ser explicado pelo fato de o efluente bruto também ter apresentado baixa concentração.

Para o coagulante orgânico, mesmo sendo a dosagem de 3ppm, ao invés de diminuir a carga orgânica, a concentração aumentou, mostrando que provavelmente a dosagem realizada foi maior do que a necessária durante o teste de *jar test.* O aumento foi na ordem de 33%, demonstrando a necessidade de melhorar a dosagem do mesmo para o tratamento do efluente.

Para o parâmetro fósforo total a concentração bruta inicial foi de 21,50mg/L, valor alto e dentro da faixa de valores encontrados conforme tabela 2. Os resultados são apresentados conforme figura 8.

Figura 8 – Resultado das concentrações de fósforo total do efluente bruto e após a dosagem dos coagulantes utilizados, juntamente com as eficiências encontradas.



Fonte: Autor (2022).

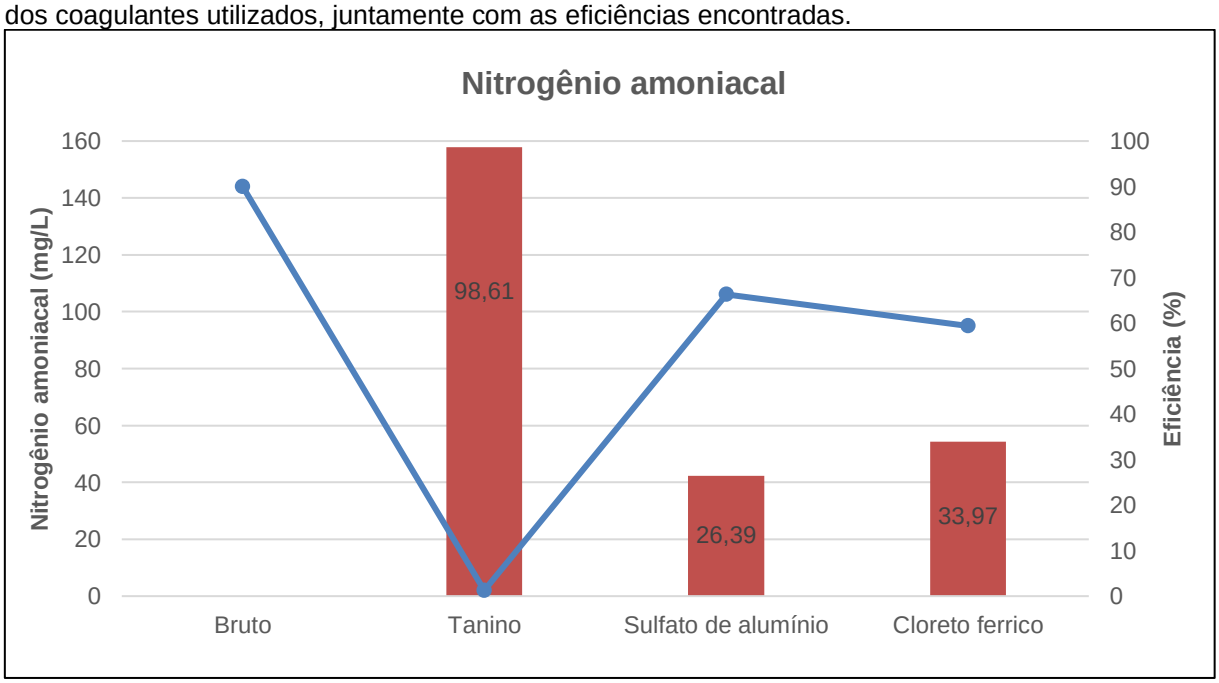
Nota-se que as reduções foram bastante significativas para o parâmetro fósforo total, sendo as melhores eficiências encontradas quando utilizado os coagulantes inorgânicos, com 99,35% de redução com cloreto férrico e 98,06% para o sulfato de alumínio. O tanino apresentou eficiência, mas bem abaixo quando comparado os demais coagulantes. Tratando-se de concentração, tanto o sulfato de alumínio quanto o cloreto férrico apresentaram valores abaixo do limite de lançamento para o corpo hídrico superficial (Tabela 3).

No estudo recente de Soroka *et al*., (2020), buscou avaliar o índice de remoção de fósforo utilizando *jar test* com quatro diferentes coagulantes (cloreto férrico, policloreto de alumínio (PAC), sulfato de alumínio e Tanino), com dosagens variando de 10 a 125mg/L, utilizando um efluente sanitário municipal já tratado, ou seja, após o tratamento convencional já ter sido realizado. Com exceção do coagulante orgânico (Tanfloc SG), todos os demais coagulantes inorgânicos foram capazes de reduzir a concentração de fósforo do efluente final abaixo dos limites detectáveis, sendo que dosagens a partir de 25mg/L dos coagulantes inorgânicos, obtiveram remoções superiores a 99% de fósforo total.

Para EBELING et al. (2005), a coagulação utilizando cloreto férrico favorece a remoção de fósforo no efluente quando comparado com tanino, em função de ligações dos íons metálicos com fósforo através de reações químicas de hidrólise e precipitação.

Para o parâmetro nitrogênio amoniacal, o valor bruto encontrado foi de 144mg/L, valor bem acima da faixa de valores encontrados conforme tabela 2. Os valores encontrados são apresentados conforme figura 9.

Figura 9 – Resultado das concentrações de nitrogênio amoniacal do efluente bruto e após a dosagem dos coagulantes utilizados, juntamente com as eficiências encontradas.



Fonte: Autor (2022).

Os resultados demonstram o inverso do encontrado no parâmetro de fósforo total, uma vez que os coagulantes inorgânicos apresentaram eficiências menores do que o coagulante orgânico. Para a utilização do tanino, o resultado apresentado de nitrogênio amoniacal ficou da ordem inferior ao

detectável pelo equipamento (<2,0mg/L). Para a representação gráfica e cálculo da eficiência foi utilizado o valor de 2,0mg/L, que mesmo assim pode se identificar uma eficiência na redução de 98,61%. Já para o cloreto férrico e o sulfato de alumínio os valores após as dosagens continuaram altos, não conseguindo uma eficiência de redução superior a 35%.

Campos (2020), apresentou em seu estudo, utilizando tanino e cloreto férrico em um efluente de abate de peixes, com a concentração inicial média de nitrogênio amoniacal de 88mg/L, uma redução de 35,7% com o uso de cloreto férrico, valor próximo ao encontrado no presente estudo e 27,9% utilizando tanino, valor esse bem abaixo do encontrado conforme figura 9.

Diante dos resultados apresentados, sugere-se como uma segunda alternativa a instalação de um sistema físico-químico, com a utilização de coagulante inorgânico, na ordem preferencial para o cloreto férrico, que apresentou melhores reduções nas concentrações principalmente de fósforo total e nitrogênio amoniacal. Para a unidade físico-química, Wang *et al.,* (2010) descreve que o sistema de flotação se mostra mais eficiente na remoção de poluentes no tratamento de efluentes do processamento de peixes, com a vantagem de requer pouco espaço físico, uma melhor automatização na dosagem de produtos e melhor operação do sistema quando comparado a tanques decantadores tradicionais de sedimentação, já que o efluente apresenta características orgânicas e uma vez coagulado-floculado as partículas tendem a exercer melhor a flotação do que a sedimentação.

O residual de nitrogênio amoniacal que ainda permanecerá no efluente após o tratamento físico-químico, poderá ser removido no sistema biológico, sendo necessária a concepção de uma zona anóxica, já que o processo de nitrificação ocorre atualmente dentro do reator biológico, e por vezes a desnitrificação se apresenta na unidade de decantação secundária, conforme figura 4.

A terceira e última sugestão de melhoria a ser empregada na referida empresa estudada, é a realização de um pós tratamento utilizando *Wetlands*, que apresentam uma boa eficiência na remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio amoniacal além de apresentarem um baixo custo de implantação e operacional (PIÑEYRO *et al*., 2019). *Wetlands* já são empregadas em tratamento de águas residuárias por mais de cinquenta anos, sendo que a maioria das aplicações foi desenvolvida para tratar esgotos domésticos, mas, atualmente, vem sendo utilizados com sucesso a muitos tipos de efluentes industriais (VYMAZAL, 2014). Os *Wetlands* apresentam uma grande capacidade de reduzir nitrogênio total, nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato, fósforo total, DBO_5 e sólidos suspensos totais a níveis significativamente mais baixos em efluentes da indústria de pescado (SHI *et al*., 2011).

Piñeyro et al (2019), avaliou o desempenho de um sistema de *Wetlands*, a partir de uma configuração com fluxo subsuperficial e tempo de retenção hidráulica de 5 dias, projetado para um pós-tratamento do efluente de uma planta de beneficiamento de pescado, com avaliações do efluente a montante e a jusante do sistema, a cada 21 dias durante 1 ano. Os resultados apresentaram uma redução significativa de nitrogênio (31,64%) e DBO_5 (55,59%), e uma remoção de fósforo (6,19%), porém abaixo da eficiência inicial que se esperava. Ainda, o desempenho do sistema não sofreu alterações por variações sazonais na temperatura ambiente.

Yirong e Puetpaiboon (2004) avaliaram a remoção de nitrogênio e Sólidos suspensos usando *Wetlands* em escala real no sul da Tailândia, para pós-tratamento de águas residuais de processamento de pescados, obtendo uma eficiência média de remoção de nitrogênio total, nitrogênio de amônio e nitrogênio orgânico foi de 49%, 52% e 82%, respectivamente.

Conforme o estudo de Nunes (2020) que avaliou a eficiência de redução de fósforo utilizando *Wetlands* construídos empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto advindo de uma estação de tratamento de efluentes municipal, e que apresenta concentrações de nitrogênio e fósforo parecidas com a empresa estudada, sendo que a *Wetland* foi composta por quatro leitos e como camadas de meio filtrante constituída por areia, granulo cerâmico e escória de siderúrgica. Os resultados demonstraram uma redução de 74,48% do fósforo total.

Considerações Finais

Em virtude dos resultados apresentados, fica evidente que a concepção atual da ETE da indústria de pescado estudada não apresenta condições para o descarte eficiente e dentro de todos os padrões estabelecidos na licença de operação da empresa. Face a isso, as propostas apresentadas buscam pelo aumento na eficiência do sistema de tratamento como um todo, seja aproveitando unidades atuais, bem como acrescentando novas tecnologias.

A primeira proposta apresentada trata-se de uma adequação no sistema já existente, uma vez que reator biológico se encontra superdimensionado, necessitando de um volume de aproximadamente 63% a menos do que o necessário, e diante disso, o reator poderia ser dividido em dois, em que na primeira parte se criaria uma zona anaeróbia, e a segunda parte continuar-se-ia com o sistema de lodo ativado. Ademais, identificou-se que dentro do reator biológico o processo de nitrificação está ocorrendo, com concentração de OD superior a 2,0mgO_2/L e faixa de pH adequada, contudo, ainda falta o dimensionamento de uma unidade anóxica para que ocorra o processo de desnitrificação.

A segunda levou em consideração a instalação de um sistema físico-químico, a partir de uma unidade de flotação, sendo que para a redução de fósforo, os coagulantes inorgânicos apresentaram maior eficiência quando comparado com o coagulante orgânico, fato esse que foi invertido para a redução de nitrogênio amoniacal, uma vez que a eficiência do coagulante orgânico foi superior quando comparado aos inorgânicos. De forma geral, entende-se que o coagulante cloreto férrico seja a melhor alternativa na utilização do processo físico-químico, já que reduziu matéria orgânica, apresentou a melhor redução do fósforo, e teve melhor redução para nitrogênio quando comparado ao sulfato de alumínio.

Por fim, ainda se apresenta uma alternativa de pós-tratamento, a jusante do decantador secundário, a partir do uso de *Wetlands* construídos, uma vez que estudos demonstram uma boa eficiência na remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio amoniacal além de apresentarem um baixo custo de implantação e operacional.

O mais importante com isso, é que de fato a ETE em questão, possa operar de forma mais eficiente e constante, podendo assim, atender de forma integral, todos os parâmetros constantes em

sua licença de operação, e com isso, causando o mínimo de impacto para o recurso hídrico superficial que recebe o efluente tratado.

Referências

AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R.; Nanofiltration of wastewaters from the fish meal industry. **Desalination.** Volume 151. P. 131-138. 2003.

ANDRADE, L.; KUMMER, A.C.B.; FAZOLO, A.; DASMACENO, S.; HASAN, S.D.M. Influência de nitrogênio amoniacal e vazão de ar no processo de nitrificação, etapa de tratamento de efluente de abatedouro de peixe. **Eng. Agrícola Jaboticabal.** V. 30, p. 160-167. 2010.

BEAL, D. A.; FERREIRA, S. C.; RAUBER, D. **Recursos Hídricos:** uso de água na indústria - o caso de Dois Vizinhos no Paraná-PR. In: Congresso Nacional de Pesquisa em Ciências Sociais Aplicadas (III CONAPE). 6 p. 2014.

BERNARDO, L. DI; PAZ, L. P. S. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe. 868p. 2010.

BUSTILLO-LECOMPTE, C.F.; MEHRVAR, M. Treatment of actual slaughterhouse wastewater by combined anaerobic-aerobic processes for biogas generation and removal of organics and nutrients: an optimization study towards a cleaner production in the meat processing industry. **Journal of Cleaner Production**. v. 141, p. 278-289. 2017.

CASTRO, R.P.V.; MELLO, V.M.; ALEXANDRE, V.M.F.; CAMMAROTA, M.C. **Pré-tratamento físico-químico e enzimático para efluente de abatedouro**. Engenharia Sanitária Ambiental. Ed. 24. 2019.

CAMPOS, E.G.P. **Tratamento de efluente do processamento de peixe utilizando coagulação/sedimentação e flotação.** Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. 111p. 2020.

CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de efluentes industriais.** Engenho editora técnica. São Paulo. 2016.

CHOWDHURY, P.; VIRARAGHAVAN, T.; SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish processing wastewater – A review**. Bioresource Technology**. v. 101, P. 439-449. 2010.

CONSEMA. Conselho estadual do meio ambiente. **Resolução n° 355**, de 13 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Brasil, 2017.

CONSEMA. Conselho estadual do meio ambiente. **Resolução n° 372**, de 22 de fevereiro de 2018. Dispõe sobre os empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, passíveis de licenciamento ambiental no Estado do Rio Grande do Sul, destacando os de impacto de âmbito local para o exercício da competência municipal no licenciamento ambiental. Brasil, 2018.

EBELING, J.M.; RISHEL, K.L.; SIBRELL, P.L. Screening and evaluation of polymers as flocculation aids for the treatment of aquacultural effluents. **Aquacultural engineering**. v. 33, n. 4, p. 235-249, 2005.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). **The State of World Fisheries and Aquaculture 2020.** p. 244. 2020.

FAJARDO, C.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J.L.; MÉNDEZ, R. Post-treatment of fish canning effluents by sequential nitrification and autotrophic denitrification processes**. Process Biochemistry**. v. 48, p. 1368-1374. 2013.

FERRACIOLLI, L. M. R.V.D.; LUIZ, D.B.; SANTOS, V. R. V. dos; Naval, L.P. Reduction in water consumption and liquid effluent generation at a fish processing plant**. Journal of Cleaner Production**. v. 197, p. 948-956. 2018.

FERREIRA, W. R.; TARGA, M. S.; LABINAS, A. M. O uso da água na indústria de transformação. **Revista Técnica Ciências Ambientais**. v. 1, n. 2, p. 1-10. 2019.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7 ed. Rio de Janeiro, 2014.

HIDAKA, T.; YAMADA, H.; KAWAMURA, M.; TSUNO, H. Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks. **Water Science and Technology**. v. 45, n. 12, p. 181-188. 2002.

HOCAOGLU, S.M.; INSEL, G.; COKGOR, E.U.; ORHON, D. Effect of sludge age on simultaneous nitrification and denitrification in membrane bioreactor. **Bioresource Technology.** v. 102, n. 12, p. 6665-6672. 2011.

INTRASUNGKHA, N.; KELLER, J.; BLACKALL, L.L. Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater. **Water Sci. Technol.** V.39. p. 183 – 190. 1999.

JEMLI, M.; KARRAY, F.; FEKI, F.; LOUKIL, S.; MHIRI, N.; ALOUI, F.; SAYADI, S. Biological treatment of fish processing wastewater: A case study from Sfax City (Southeastern Tunisia). **Journal of Environmental Sciences.** v. 30, p. 102-112. 2015.

LI, W.; DOU, Z.; CUI, L.; WANG, R.; ZHAO, Z.; CUI, Z.; LEI, Y.; LI, J.; ZHAO, X.; ZHAI, X. Suitability of hyperspectral data for monitoring nitrogen and phosphorus content in constructed wetlands. **Remote Sensing Letters**, 11:5, p. 495-504. 2020

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AECOM. 1980p. 2016.

NUNES, A.S.; **Wetlands construídos empregados para remoção de fósforo de esgoto sanitário**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal Do Paraná. Londrina. 2020.

NUNES, J. A. **Tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. J. Andrade, Aracaju, 2012.

PIÑEYRO, M.; CHALAR, G.; QUINTANS, F. Constructed wetland scale model: organic matter and nutrients removal from the effluent of a fish processing plant. Int. J. **Environ. Sci. Technol.** 16, 4181–4192. 2019.

QU, J.; JIA, C.; ZHANG, Q.; LIU, P.; YANG, M.; ZHAO, M. **Study on the purification of aquaculture wastewater by the compound wetland ecosystem.** 4th International Symposium on Resource Exploration and Environmental Science. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 514. China. 2020.

RIBEIRO, F. H. M.; NAVAL, L. P.; Reuse alternatives for effluents from the fish processing industry through multi-criteria analysis. **Journal of Cleaner Production.** v. 227, p.336-345. 2019.

SHI, Y.; ZHANG, G.; LIU, J.; ZHU, Y.; XU, J. Performance of a constructed wetland in treating brackish wastewater from commercial recirculating and super-intensive shrimp growout systems. **Bioresource Technology**. v. 102, p. 9416-9424. 2011.

SOROKA, V. D.; JUNIOR, A.C.O.M.; BARROSO, J.C.A.; SILVA, M.C.A. **Remoção de fósforo de efluente doméstico, bruto e tratado, utilizando quatro diferentes coagulantes:** cloreto férrico, policloreto de alumínio, sulfato de alumínio e tanfloc SG. Congresso Internacional de Engenharia Ambiental & 10ª Reunião de Estudos Ambientais. V. 5, p. 370-382. 2020.
Volume 5

TONG, S.; WANG, S.; ZHAO, Y.; FENG, C.; XU, B.; ZHU, M. Enhanced alure-type biological system (E-ATBS) for carbon, nitrogen and phosphorus removal from slaughterhouse wastewater: A case study. **Bioresource Technology**, v. 274, p. 244-251. 2019.

TORRES, T. L.; OLIVEIRA, J. C. de; BAUM, C. A.; BECEGATO, V. A.; HENKES, J. A. Gestão do uso da água na indústria: aplicação do reúso e recuperação. **Revista gestão sustentabilidade.** Florianópolis, v. 7, n. 2, p.370-385. 2018.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G.O. **O comportamento do sistema de lodo ativado:** teoria e aplicações para projetos e operações. Campina Grande: Epgraf. 1999.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais. 391p. 2012.

WANG, L. K.; AULENBACH, D. B.; SHAMMAS, N. K. Treatment of Seafood Processing Wastewater. In: Flotation Technology. **Human Press, Totowa**. p. 567-592, 2010.

ZOPPAS, F.M.; BERNARDES, A.M.; ÁLVARO MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. ed. 21. 2016.