

Caracterização de efluentes de piscicultura de peixes *Betta splendens* visando o reúso

Isabela Salgado Vargas^{1*}, Renata de Oliveira Pereira²

¹Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária e bolsista do Grupo de Educação Tutorial de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil. (*Autor correspondente: isabela.vargas@engenharia.ufff.br)

²Doutora em Ciências, professora do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Faculdade de Engenharia da Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil.

Histórico do Artigo: Submetido em: 10/06/2020 – Revisado em: 15/07/2020 – Aceito em: 12/08/2020

RESUMO

Atualmente há escassez de informação acerca da qualidade do efluente de piscicultura para a espécie de peixes *Betta splendens*. Portanto, este trabalho objetiva minimizar tal lacuna do conhecimento, caracterizando seu efluente com vista ao reúso da água na própria produção do peixe. Para tal, realizaram-se quatro coletas, durante os anos de 2019 e 2020, em três estágios de vida do peixe, na piscicultura localizada no município de Patrocínio do Muriaé, Minas Gerais. Promoveram-se análises físico-químicas de qualidade da água comparando-as com a legislação e com a qualidade da água requerida para piscicultura. Os parâmetros de temperatura, nitrato e pH encontraram-se dentro do recomendado para produção. Verificaram-se variações significativas nos parâmetros físico-químicos entre os diferentes tanques analisados e a possibilidade de reúso da água nos tanques P (alevinos) e M (peixes médios) para a própria produção piscicultora. Pode-se verificar que o efluente do tanque P pode ser reutilizado sem tratamento para o tanque M e o efluente do tanque M pode ser reutilizado para o tanque de peixes adultos (tanque G) após tratamento a fim de reduzir os valores de turbidez, sólidos suspensos, matéria orgânica, nitrogênio e algas. O tanque G apresenta vários parâmetros em não conformidade com as recomendações para produção piscicultora, sendo assim, recomenda-se seu lançamento ao corpo hídrico, visto que está em conformidade com a resolução CONAMA 430.

Palavras-Chaves: Águas residuárias, Legislação, Qualidade da água, Parâmetros físico-químicos, Peixe de briga siamês.

Characterization of fish farming effluents from *Betta splendens* fish aiming at reuse

ABSTRACT

Nowadays, there is a lack of information about the quality of the *Betta splendens* pisciculture effluent. Therefore, this paper has the objective to minimize this knowledge gap, characterizing the effluent aiming the water reuse in the fish production itself. For such characterization, four collection were made during the years of 2019 and 2020 in three stages of the fish life, in the pisciculture located in the municipality of Patrocínio de Muriae of Patrocínio do Muriaé, Minas Gerais. Water quality physicochemical analysis were promoted, in order to compare to the laws and to the required water quality for pisciculture. The temperature, nitrate and pH parameters were within the recommended for production. Significant variations were perceived in the physicochemical parameters among the different analyzed water tanks. Also, the possibility of the water reuse from the P (fish fries) and M (medium-size fishes) tanks was verified to supply part of the pisciculture production water demand. It was possible to check that the P tank effluent could be reused without any treatment in the M tank, and the effluent from the M tank could be reused in the G (adult fishes) tank after a reducing treatment of the turbidity, suspended solids, organic matter, nitrogen and algae parameters. The G tank presented several parameters that did not complied with the recommendations for fish production. Therefore, it is recommended that the effluent should be released to the water body, since it is in compliance with 430 CONAMA resolution.

Keywords: Wastewater, Legislation, Water quality, Physico-chemical parameters, Siamese fighting fish.

1. Introdução

A água é um elemento indispensável à vida, sendo usada pelo homem para múltiplas finalidades, como outrora fundamenta a Política Nacional de Recursos Hídricos, como para o abastecimento humano, a geração de energia, o uso industrial, o cultivo de vida aquática e agrícola, entre outros (BRASIL, 1997; Oliveira, Silva & Tavares, 2020).

Porém, o crescimento da demanda de água deverá crescer aproximadamente 24% até o ano de 2030, superando a marca de 2,5 milhões de litros por segundo, e os setores de agricultura irrigada, abastecimento urbano e indústria de transformação são responsáveis por 85% das retiradas de água em corpos hídricos (ANA, 2019).

Um dos setores econômicos que requer grandes volumes de água (Babu, Sankar & Sreenivasulu, 2013) e que mais cresce mundialmente e nacionalmente é o ramo da aquicultura, principalmente pela demanda de peixes e frutos do mar (FAO, 2018). Segundo dados do último Relatório sobre o estado da Pesca e Aquicultura a nível mundial (FAO, 2018), em 2016 o setor atingiu o marco histórico, com aproximadamente 171 milhões de toneladas de produção de pescado, e a tendência é que cresça mais até 2030, chegando à produção de 201 milhões de peixes (FAO, 2018). No Brasil a produção de 2018 foi de mais de 722 mil toneladas de peixes, crescimento de 5,4% em relação ao ano de 2017, sendo Minas Gerais o 7º maior produtor de peixes no país, com 33.150 toneladas (PeixeBR, 2019).

Destaca-se a produção de peixes ornamentais no país, considerada hoje uma das atividades mais lucrativas da piscicultura e que está em plena expansão nas últimas décadas em todo o mundo, apesar de ser bastante recente no Brasil, surgindo na década de 70 (Santos et al., 2013). O país é o 13º maior exportador de peixes ornamentais (Embrapa, 2018), e tem um grande potencial de se tornar importante fonte de mão de obra e de renda para a população do meio rural e urbano. Dentre as regiões brasileiras, a região sudeste corresponde a 53,4% do número de estabelecimentos agropecuários nacionais, e dentre os estados, o de Minas Gerais, correspondente à 36%, com destaque especial à região de Patrocínio do Muriaé, Zona da Mata, posicionando-se como o núcleo do maior polo de produção do Brasil (Cardoso et al., 2012; PeixeBR, 2019).

Pelo fato deste setor exigir muita água necessária para produção dos peixes, acabam gerando também grande impacto para os recursos hídricos, tanto de forma física (aumento das pressões no solo e nas águas subterrâneas) quanto química (poluição devido ao seu efluente) podendo causar um uso excessivo da água além de competir com outros setores pelo recurso (Babu, Sankar & Sreenivasulu, 2013).

Com o intuito de diminuir o problema da escassez da água, o reúso vem sendo utilizado desde a Grécia Antiga, onde reaproveitavam-se efluentes domésticos na irrigação (Cetesb, 2020). O reúso da água na piscicultura apresenta vários benefícios como: poupar uma retirada desse recurso natural, reduzir o aporte de nutrientes necessários para a criação de peixes, e inibir o descarte de efluente nos corpos receptores restringindo sua contaminação (BRASIL, 2006; Embrapa, 2016).

Para reutilizar a água na produção de peixes, deve-se levar em conta a qualidade dela, já que os peixes estão no topo da cadeia trófica alimentar aquática e, portanto, reagem sensivelmente as alterações ambientais (Torres et al., 2017). Dentre os maiores problemas para a piscicultura estão, a possibilidade de ocasionar eutrofização devido à alta concentração de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio, aumento da matéria orgânica no meio e diminuição do oxigênio dissolvido que pode ocasionar inclusive mortalidade de espécies (Embrapa, 2016). Outra consequência é o alto crescimento de sólidos na água, que prejudicam várias espécies de peixes ao danificar suas nadadeiras, prejudicar a visão e locomoção e consequentemente a busca por parceiros, abrigo e alimento (Silva et al, 2013). Ainda, a partir do momento em que a qualidade da água é prejudicada, as espécies que estão ali presentes sofrem estresse e ficam mais susceptíveis a doenças (Embrapa, 2006).

Infelizmente, além da falta de interesse de piscicultores, o conhecimento acerca do potencial poluidor da água residuária gerada na piscicultura ainda é pouco difundido, levando muitos produtores a lançar os efluentes de forma incorreta no ambiente (Alves, 2015). A própria Política Nacional de Meio Ambiente, a Política Nacional de Recursos Hídricos e a Resolução nº 54 de 2005, que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, não oferecem informações a respeito de como proceder exatamente com o “reúso de água” (BRASIL, 1981; BRASIL, 1997; BRASIL, 2006).

Em relação aos critérios de qualidade da água para reúso, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) estabelece por meio da NBR 13969 (ABNT, 1997) a qualidade de acordo com seus usos pretendidos,

e de acordo com o licenciamento ambiental de parques aquícolas. A Resolução CONAMA n° 413 (BRASIL, 2009), que complementa a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), em seu anexo VI, descreve os parâmetros mínimos para a realização do Programa de Monitoramento Ambiental em empreendimentos aquícolas, porém, não é dado nenhum prazo para coleta desses parâmetros.

Portanto, para que a expansão da aquicultura se dê em bases ambientalmente sustentáveis, o desenvolvimento de sistemas mais eficientes, do ponto de vista de uso da água, e menores impactos ambientais, devem ser alvo de pesquisas, e uma espécie interessante para se estudar o reúso de água é o peixe *Betta splendens* (Regan, 1910), espécie que apresenta déficit de informação disponível sobre a qualidade de seu efluente.

Esta espécie, cuja criação tem se expandido na região da Zona da Mata Mineira (Cardoso et al., 2012), além de apresentar uma beleza e variedade de cores únicas, possui uma rusticidade característica, tendo um sistema acessório de respiração aérea que lhe permite sobreviver em pequenos aquários com baixo teor de oxigênio dissolvido. Além disso, suporta um ambiente com altos teores de nitrogênio e fósforo (Pattanasiri, Taparhudee & Suppakul, 2017; Couto et al., 2018).

Assim, este trabalho objetiva caracterizar os parâmetros físico-químicos do efluente de *Betta splendens*, advindos de três estágios de vida do peixe, avaliando o potencial de reúso do efluente na sua própria produção. Com isso fornece ferramentas para a recirculação da água, evitando seu descarte no ambiente e auxiliando os atuais e futuros produtores na gestão dos recursos hídricos e efluentes, gerando economias financeiras e socioambientais.

2. Material e Método

2.1 Caracterização da área de estudo e espécie alvo

A cidade de Patrocínio do Muriaé, localizada em Minas Gerais, pertence a Mesorregião da Zona da Mata, com 10.538 Km² de extensão e população aproximada de 5.298 hab. (IBGE, 2017). O estudo proposto se concentra na área rural de propriedade privada.

O peixe *Betta splendens* (Figura 1), também conhecido como peixe de briga siamês, é uma espécie de água doce, originária da bacia do Mekong, no sudeste da Ásia (Greaney, Mannion & Dzieweczynski, 2015; Saekhow et al., 2018), criado em diversos países tropicais, é uma das espécies mais populares no comércio internacional de peixes ornamentais (Thongprajukaew et al, 2011; Santos et al., 2013; Pattanasiri, Taparhudee & Suppakul, 2017; Couto et al., 2018).

Em função de possuir uma grande variedade de padrões de cores e nadadeiras e ser uma espécie muito rústica (apresentam uma respiração aérea acessória) (Nugroho et al., 2016; Couto et al., 2018), essa espécie é uma das mais requisitadas para a piscicultura ornamental, gerando uma elevada demanda no mercado (Santos et al., 2013).

Figura 1 – Fotos de peixes *Betta splendens*, (A) e (B).



Fonte: Autoria Própria (2020).

Sua criação tem se expandido na região da Zona da Mata Mineira, sendo a 6ª espécie mais produzida, representando significativa fonte de renda para os piscicultores, visto que quase 40% dos produtores da Zona da Mata se ocupam exclusivamente com essa produção agropecuária, e 73,9% dos produtores na cidade de Patrocínio do Muriaé têm na piscicultura sua única fonte de renda. Na cidade de Patrocínio de Muriaé, 82,6% dos peixes ornamentais produzidos são da espécie *Betta splendens* (Cardoso et al., 2012).

2.2 Caracterização do sistema de manejo empregado para o *Betta splendens*

A produção de *Betta splendens* no caso em estudo contém tanques de 3 m X 2,5 m, e tanques de 5 m X 5 m, todos com uma profundidade aproximada de 0,4 m. Os tanques são construídos de alvenaria de barro (argila ou terra), revestidos com lona preta, e ficam sob estufas de tendas brancas.

Os tanques são abastecidos com água de poço artesiano, e após aproximadamente um mês, independentemente do tipo do tanque, é realizada a troca de água, na qual o efluente é descartado no açude mais próximo.

Os tanques são divididos em 3 tipos, de acordo com os estágios de vida do peixe:

- Tanque P, contendo alevinos (filhotes) de fêmeas e machos;
- Tanque M, para a segunda fase de vida dos peixes, correspondente a aproximadamente 1 a 2 meses de vida, contendo igualmente fêmeas e machos;
- Tanque G, para engorda, onde as fêmeas ficam livres nos tanques e os machos ficam confinados em garrafas PET de 2 L, correspondendo a fase de 2 a 3 meses de vida, onde posteriormente serão comercializados.

Após reprodução dos peixes em banheira separada, espera-se a oclusão dos ovos e mais sete dias para que os alevinos tenham capacidade de se locomover bem. Nesse intervalo de sete dias prepara-se a água nos tanques que irão receber os alevinos.

Para preparação da água para introdução dos peixes, em todos os três estágios mencionados acima, coloca-se esterco bovino seco na água dos tanques e aguarda por 7 dias para fermentação, semelhante ao trabalho de Embrapa (2006), que utiliza esterco em pequenas quantidades, várias vezes por semana, para não sobrecarregar a concentração de oxigênio dos viveiros. Após, ocorre a introdução dos peixes nos tanques, com uma quantidade limitada de espécimes.

A ração usada para os peixes é dividida para os alevinos e para os peixes da segunda e terceira fases. Para os alevinos é usada Aquos Alevinos 55 ESP (44.5208)[®], e para os demais Aquos Biotruta Inicial 44[®].

2.3 Metodologia de coleta e análise de dados

As coletas foram realizadas no período de maio de 2019 a fevereiro de 2020, totalizando 4 amostragens, com frequência trimestral segundo o cronograma da Tabela 1. Os tanques amostrados eram aqueles em que seus efluentes seriam descartados no mesmo dia, ou seja, no dia da troca de água.

Tabela 1 – Data das coletas realizadas

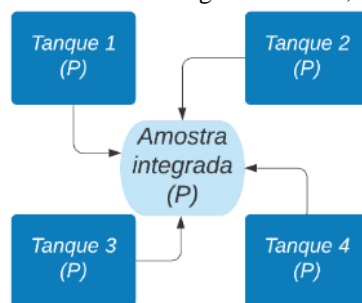
Coletas	Datas
Primeira	08/05/19
Segunda	05/08/19
Terceira	28/10/19
Quarta	12/02/20

A preservação e técnicas de amostragem e o planejamento de amostragem dos efluentes líquidos foram realizados segundo as NBRs 9897 e 9898 (ABNT, 1987a; ABNT, 1987b). Com relação à distribuição espacial das amostras, a Resolução CONAMA n°413 (BRASIL, 2009) estabelece condições apenas para empreendimentos localizados diretamente no corpo hídrico (tanques-rede).

Já de acordo com as recomendações da NBR 9897 e NBR 9898 (ABNT, 1987a; ABNT, 1987b), para amostragem em lagos e reservatórios de até 5 m de largura e 2 m de profundidade, é necessário apenas um ponto de amostragem ao longo da seção transversal do corpo hídrico, além disso, quando a variação da qualidade das águas não é significativa, pode-se considerar uma única amostra com um raio de até 3 m do ponto de amostragem.

Não há nenhuma orientação de coleta de dados por parte das resoluções CONAMA, e as recomendações encontradas da Embrapa (2014) são referentes à grandes reservatórios, sendo assim, como o estudo em questão trabalha com áreas muito pequenas, de 3 a 5 m de comprimento, totalizando áreas de no máximo 25 m², foi usado o método mais simples de amostragem para cada tipo de tanque (P, M ou G). Assim, realizou-se uma amostra integrada por quatro tanques, sendo que a coleta de água em cada tanque foi realizada apenas uma vez em seu centro (Figura 2) coletadas à profundidade de aproximadamente 20 cm do fundo. Realizaram-se as coletas a partir das bordas em direção ao centro dos viveiros como recomendado por Queiroz, Boeira e Silveira (2004).

Figura 2 – Esquema do método de amostragem utilizado, como exemplo o tanque P.



Fonte: Autoria Própria (2020).

Para medição da temperatura seguiu-se o recomendado por Silva et al. (2013), de que viveiros com até 1 m de profundidade deve-se medir a temperatura apenas no meio dos viveiros.

Os parâmetros analisados seguiram os métodos preconizados no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater conforme explicitado na Tabela 2 (APHA, 2017).

Em campo mediram-se os valores de oxigênio dissolvido e temperatura da água. Não foi possível realizar a análise de transparência da água, por meio de Disco de Secchi devido à baixa profundidade do viveiro. Os demais parâmetros (Tabela 2) foram analisados no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) da UFJF. O parâmetro de demanda bioquímica de oxigênio foi analisado apenas na última coleta (4^a coleta) a fim de se avaliar a fração biodegradável do efluente, visto que se encontraram valores elevados de demanda química de oxigênio nas coletas anteriores.

Tabela 2 – Parâmetros, número do método de acordo com APHA (2017) e equipamento utilizado para medição

Parâmetros	Número do método	Equipamento utilizado
Oxigênio Dissolvido (OD) (mg/L)	4500 G	oxímetro digital YSI 550 A
Temperatura (°C)	2550 B	termômetro digital
Demanda química de oxigênio (DQO) (mg/L)	5220 B	-
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (mg/L)	5210 B	-
Potencial hidrogeniônico (pH)	4500 B	medidor de pH de bancada mPA 210
Turbidez (mg/L)	2130 B	turbidímetro de bancada DLT-WV
Cor verdadeira (CV) (mg/L)	2120 B	colorímetro de bancada Aqua Color Cor IP67
Condutividade elétrica (CE) (µS/cm)	2510 B	condutivímetro de bancada CG 1800
Nitrogênio amoniacal total (NA) (mg/L)	4500 B e C	-

Nitrato (mg/L)	4110 B	-
Algas azuis, verdes e marrons (mg/L)	-	fluorômetro multicanal de clorofila
Fósforo total (mg/L)	4500 B e E	-
Sólidos suspensos (SS) (mg/L)	2540 D e E	-
Sólidos totais (ST) (mg/L)	2540 B	-
Sólidos dissolvidos (SD) (mg/L)	2540 C	-

Fonte: Adaptado de APHA (2017)

2.4 Análise da qualidade da água e estatística

A fim de se entender o comportamento das variáveis em relação ao tipo de tanque de peixes e em relação às coletas realizadas, foi feito gráficos relativos aos valores encontrados para determinado parâmetro. Realizaram-se comparações dos dados obtidos nesse trabalho aos valores permitidos para a classe 2 de corpos hídricos, referentes às resoluções CONAMA nº 357 e COPAM/CERH-MG nº 01 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008), que dispõem que os corpos d'água de classe 2 são aqueles destinados, dentre outras funções, à aquicultura e à atividade de pesca. Também se comparou os parâmetros de qualidade da água aos da resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011) que dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes.

Em seguida, buscou-se avaliar a existência de possíveis diferenças significativas, a 95% de confiança, entre os tanques dos estágios de vida do peixe (alevinos - P, peixes de médio porte - M, e peixes adultos - G), buscando entender a variabilidade dos valores encontrados. Para isso, verificou-se a aderência das distribuições à distribuição normal pelo teste qui-quadrado (Pearson, 1900). Com a constatação da não-normalidade de tais distribuições, aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952) e comparações múltiplas a 95% de confiança.

Procedeu-se ainda a realização da análise de correlação por meio do teste de Spearman (1904), com todos os parâmetros em análise, para melhor interpretar os resultados, e poder explicá-los. Para tal, foram criadas quatro matrizes de correlações, sendo uma matriz relativa aos parâmetros de todos os tanques, e outras três matrizes relacionadas aos valores dos parâmetros apenas do tanque P, M e G separadamente. As análises estatísticas supramencionadas foram realizadas com o auxílio do software STATISTICA 8 (Statsoft, 2007).

2.5 Reúso da água

Para avaliar a possibilidade de reúso do efluente de *Betta splendens* para sua própria produção, comparou-se os efluentes dos tanques (P, M e G), a fim de analisar a viabilidade dos tratamentos disponíveis. Além disso, compararam-se os valores com a legislação de lançamento de efluentes, CONAMA 430 (BRASIL, 2011), verificando a viabilidade de lançamento ou a necessidade de tratamento, nos casos em que não fosse possível o reúso.

Os dados também foram confrontados com a qualidade da água necessária na piscicultura de acordo com Boyd e Tucker (1998), Silva et al. (2013), Embrapa (2016) e Kubitza (2016). Para essa análise considerou-se os valores médios de cada parâmetro para se obter a eficiência de remoção necessária.

Com base nos resultados indicaram-se possibilidades de reúso da água ou lançamento do efluente e também de possíveis tratamentos dos mesmos, caso fosse necessário.

3. Resultado e Discussão

3.1 Correlações entre os parâmetros

Observou-se a partir da análise de correlação (Figura 3) que os parâmetros de sólidos dissolvidos, sólidos totais e condutividade elétrica estão correlacionados entre si, pelo fato de, no efluente em estudo, a maior parte dos sólidos totais ser composta por sólidos dissolvidos e a condutividade ser causada pela presença de

partículas sólidas dissolvidas na água e carregadas eletricamente. Verificou-se também que uma parcela dos sólidos dissolvidos e, conseqüentemente, sólidos totais está relacionada ao fósforo. A condutividade elétrica também apresentou correlação negativa com o parâmetro de temperatura (-0,76), o que explica seus altos valores encontrados na segunda coleta.

Algas azuis, verdes e marrons apresentaram correlação entre si, apesar de que entre as algas marrons e azuis não foi observada correlação significativa (0,52). Além disso, observou-se correlação significativa entre algas e o parâmetro de demanda química de oxigênio, com valores de 0,71, 0,85 e 0,86, e entre algas e turbidez (0,4, 0,75 e 0,8) respectivamente para as algas azuis, verdes e marrons (Figura 3).

Pelo fato de a demanda química de oxigênio também apresentar correlação significativa com o parâmetro de turbidez (0,66), e correlação de 0,52 com sólidos suspensos, além de baixa correlação com sólidos dissolvidos (-0,32), induz-se que a matéria orgânica presente no meio seria, em sua maioria, particulada, ou seja, elevando os valores de turbidez.

Além disso induz-se que uma parte dessa DQO seja composta por algas. Assim, pelo fato de essa parcela levar ao aumento de oxigênio dissolvido, observou-se uma correlação positiva entre DQO e oxigênio dissolvido. O parâmetro de oxigênio dissolvido apresentou alta correlação com os parâmetros de algas azuis e verdes, sendo de 0,65 e 0,64 respectivamente, o que corrobora o fato de as algas serem fotossintéticas. Oxigênio dissolvido também teve correlação negativa com o nitrogênio amoniacal, possivelmente sendo um indicativo de que elevados valores induzem a uma maior nitrificação, conseqüentemente aumentando o consumo de OD.

Figura 3 – Correlação entre os parâmetros analisados para todos os tanques.

Parâmetros	Temperatura	OD	Turbidez	SS	SD	ST	CV	CE	NA	Nitrato	Fósforo	Algas Azuis	Algas Verdes	Algas Marrons	pH	DQO
Temperatura	1,00	0,03	-0,06	0,16	-0,56	-0,30	0,14	-0,76	0,05	-0,42	-0,01	0,20	0,12	-0,26	-0,15	0,01
OD	0,03	1,00	0,38	0,54	-0,50	-0,34	0,19	-0,37	-0,81	0,23	-0,38	0,65	0,64	0,52	0,80	0,75
Turbidez	-0,06	0,38	1,00	-0,08	-0,15	-0,20	0,20	-0,38	-0,18	-0,09	-0,42	0,41	0,75	0,79	0,16	0,66
SS	0,16	0,54	-0,08	1,00	-0,18	0,25	0,16	-0,15	-0,23	0,28	0,02	0,49	0,30	0,20	0,42	0,52
SD	-0,56	-0,50	-0,15	-0,18	1,00	0,80	0,02	0,76	0,20	-0,08	0,61	-0,24	-0,49	-0,08	-0,48	-0,32
ST	-0,30	-0,34	-0,20	0,25	0,80	1,00	-0,13	0,65	0,25	0,11	0,60	-0,06	-0,41	-0,20	-0,27	-0,26
CV	0,14	0,19	0,20	0,16	0,02	-0,13	1,00	-0,10	-0,06	0,11	0,37	-0,01	0,31	0,41	-0,07	0,48
CE	-0,76	-0,37	-0,38	-0,15	0,76	0,65	-0,10	1,00	0,23	0,43	0,48	-0,45	-0,58	-0,25	-0,14	-0,41
NA	0,05	-0,81	-0,18	-0,23	0,20	0,25	-0,06	0,23	1,00	0,04	0,25	-0,52	-0,26	-0,27	-0,68	-0,39
Nitrato	-0,42	0,23	-0,09	0,28	-0,08	0,11	0,11	0,43	0,04	1,00	0,00	-0,31	0,04	-0,04	0,55	0,06
Fósforo	-0,01	-0,38	-0,42	0,02	0,61	0,60	0,37	0,48	0,25	0,00	1,00	-0,12	-0,34	-0,26	-0,48	-0,27
Algas Azuis	0,20	0,65	0,41	0,49	-0,24	-0,06	-0,01	-0,45	-0,52	-0,31	-0,12	1,00	0,63	0,52	0,28	0,71
Algas Verdes	0,12	0,64	0,75	0,30	-0,49	-0,41	0,31	-0,58	-0,26	0,04	-0,34	0,63	1,00	0,84	0,37	0,85
Algas Marrons	-0,26	0,52	0,79	0,20	-0,08	-0,20	0,41	-0,25	-0,27	-0,04	-0,26	0,52	0,84	1,00	0,21	0,86
pH	-0,15	0,80	0,16	0,42	-0,48	-0,27	-0,07	-0,14	-0,68	0,55	-0,48	0,28	0,37	0,21	1,00	0,37
DQO	0,01	0,75	0,66	0,52	-0,32	-0,26	0,48	-0,41	-0,39	0,06	-0,27	0,71	0,85	0,86	0,37	1,00

* OD: Oxigênio Dissolvido; SS: Sólidos Suspensos; SD: Sólidos Dissolvidos; ST: Sólidos Totais; CV: Cor Verdadeira; CE: Condutividade Elétrica; NA: Nitrogênio Amoniacal; DQO: Demanda Química de Oxigênio.

Números em vermelho apresentam correlação de Spearman significativa, a 95% de confiança.

Fonte: Autoria Própria (2020).

3.2 Temperatura e Oxigênio Dissolvido

Para o cultivo de peixes a temperatura é um dos aspectos essenciais de se ter controle, isso porque eles são animais pecilotérmicos, ou seja, sua temperatura corporal e seu metabolismo são influenciados pela temperatura do meio em que estão inseridos (Embrapa, 2016), e todas as atividades fisiológicas dos peixes (respiração, digestão, excreção, alimentação, movimentos) estão profundamente ligadas à temperatura da água. O choque térmico é muito prejudicial aos peixes, principalmente na fase de ovos, larvas e alevinos, podendo haver problemas com variações bruscas de mais ou menos 5°C (Silva et al., 2013).

A elevação da temperatura demanda aumento da taxa das reações físicas, químicas e biológicas, sendo que a velocidade das reações dobram ou triplicam para cada 10°C de aumento na temperatura, ou seja, maior

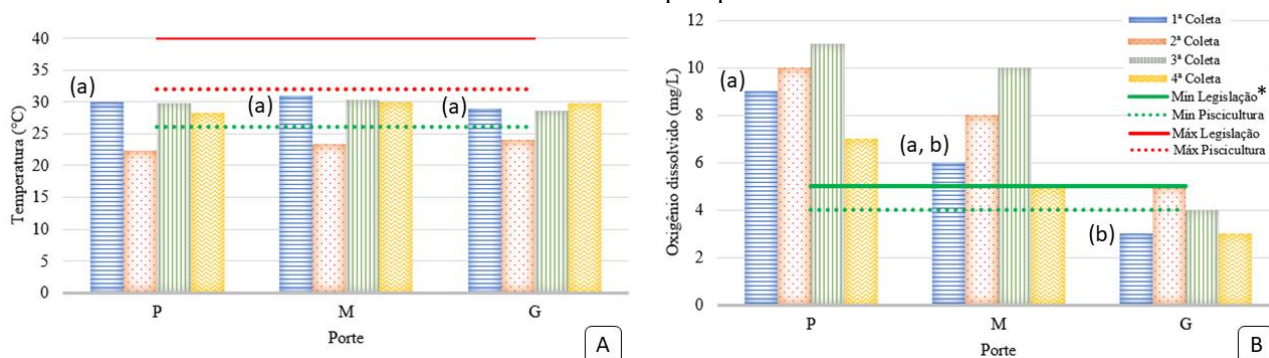
a atividade dos peixes, e a intensificação da decomposição da matéria orgânica (Silva et al., 2013), aumentando a demanda bioquímica de oxigênio do ambiente aquático (Sperling, 2018).

Ademais, a temperatura é inversamente proporcional à concentração de oxigênio dissolvido, elemento essencial para sobrevivência dos organismos vivos (Nozaki et al., 2014; Figur & Reis, 2017). Sendo assim, no verão (4ª coleta), quando a temperatura da água se eleva, pode gerar um consumo exagerado de oxigênio dissolvido e uma produção excessiva do gás carbônico livre, tanto pela diminuição da solubilização dos gases quanto pela intensificação dos processos de degradação (Embrapa, 2013), como é observado nos menores valores de oxigênio dissolvido ocorrido nos meses de outono e verão, em dias quentes (Figura 4A), evidenciado pela correlação entre temperatura e oxigênio dissolvido de -0,94 para o tanque G.

A temperatura ideal para peixes brasileiros são de 26°C a 32°C (Embrapa, 2016), para esse estudo apenas na segunda coleta as temperaturas não estavam de acordo com o recomendado (Figura 4A), estando porém próxima de valores da literatura para a espécie de *Betta splendens* (Thongprajukaew et al., 2011; Santos et al., 2013; Greaney Mannion e Dziewczynski, 2015; Nugroho et al., 2016; Forsatkar, Nematollahi e Brown, 2016; Pattanasiri, Taparhudee e Suppakul, 2017; Couto et al., 2018; Saekhow et al., 2018), com média de 28°C para todos os tanques, iguais entre si significativamente, com 95% de confiança.

Para a Resolução CONAMA nº 430 e COPAM/CERH-MG nº 01 (MINAS GERAIS, 2008; BRASIL, 2011), a temperatura do efluente, para ser lançado ao corpo receptor, deve ser inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura. Sendo assim, o efluente de piscicultura em estudo poderia ser lançado ao corpo receptor próximo.

Figura 4 – Gráficos dos parâmetros de temperatura (A) e Oxigênio dissolvido (B) contendo os valores para cada coleta realizada com os limites mínimo e máximo permitidos pela legislação e recomendações de concentrações mínimas e máximas para piscicultura.



* Letras (a) e (b) diferentes indicam que há diferenças estatisticamente significativas a 95% de confiança entre tanques (Kruskal & Wallis, 1952).

Legislação CONAMA 357/COPAM/CERH-MG nº 01 e CONAMA 430 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008; BRASIL, 2011).
Recomendações para piscicultura obtidas em Embrapa (2016), Kubitzka (2016) e Silva et al. (2013).

Fonte: Autoria Própria (2020).

O oxigênio dissolvido é um gás pouco solúvel em água e está associado à quantidade de oxigênio destinada à manutenção dos organismos aeróbios presentes no meio (Zorzini et al., 2011). É o gás mais importante para os peixes, sendo vital para sua sobrevivência e crescimento (Silva et al., 2013; Embrapa, 2016).

O valor mínimo necessário para enquadramento dos corpos hídricos de água doce na Classe 2 é, segundo a Resolução CONAMA 357 e COPAM/CERH-MG nº 01 (MINAS GERAIS, 2008; BRASIL, 2011), de 5 mg/L. De acordo com Kubitzka (2016) e Silva et al. (2013), o ideal é que viveiros contenham valores acima de 4 mg/L (Figura 4B), para apresentar boas condições para criação de organismos aquáticos. Em ambientes com oxigênio dissolvido abaixo desse valor os peixes ficam estressados e sua alimentação e crescimento ficam prejudicados (Embrapa, 2013).

Para a piscicultura em estudo apenas três valores estiveram abaixo de 5 mg/L e dois abaixo de 4 mg/L, todos para o tanque G, provavelmente devido ao porte dos peixes adultos ser maior neste tanque que os demais, evidenciado pela significativa diferença entre os tanques P e G ao nível de 95% de confiança (Figura 4B). Os valores foram semelhante aos encontrados por Couto et al. (2018) entre 4,0 e 4,8 mg/L, e ainda superiores aos valores de Nugroho et al. (2016), Thongprajukaew et al. (2011) e Saekhow et al. (2018) entre 3 e 4 mg/L, para a mesma espécie de *Betta* sp.. Pelo fato do *Betta splendens* apresentar um sistema respiratório aéreo, os valores encontrados não são considerados prejudiciais a esses peixes.

O restante dos tanques obtiveram valores variando de 5 a 11 mg/L (Figura 4B), sendo na média o valor de oxigênio de 6,75 mg/L, concordando com os valores de Santos et al. (2013), de 7,3 a 8,1 mg/L, Forstkar et al. (2014), de média de 7,6 mg/L e Pattanasiri, Taparhudee e Suppakul (2017) de $6,65 \pm 0,02$ mg/L.

Apesar de serem dois parâmetros muito importantes para piscicultura, apenas 31,25% dos produtores entrevistados por Cardoso et al. (2012) na Zona da Mata Mineira, fazem algum acompanhamento de temperatura e apenas 3,75% realizam medição de oxigênio dissolvido na piscicultura de peixes ornamentais.

3.3 Turbidez e Sólidos Suspensos

Os valores de turbidez apresentaram-se mais altos para o tanque P em relação ao tanque M e G, sendo o valor de turbidez cerca de seis vezes maior nos tanques de alevinos. Fato confirmado pela diferença significativa entre os tanques (Figura 5A).

Posto que para o tanque P usa-se uma ração diferenciada, própria para alevinos, pode-se atribuir a diferença observada na turbidez da água à ração utilizada para a criação dos peixes. A ração para os alevinos contém, normalmente fragmentos menores (finamente moídos, devido ao tamanho da boca do animal), que são contabilizados como sólidos suspensos, e consequentemente influenciam a turbidez, já que a turbidez da água é devida à presença de sólidos em suspensão (Sperling, 2018).

Apesar disso, os valores de turbidez (Figura 5A) e sólidos em suspensão (Figura 5B) encontrados estão abaixo do permitido na CONAMA 357/COPAM/CERH-MG nº 01 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008), sendo o maior valor encontrado para turbidez (49,3 UNT) menos da metade do permitido (100 UNT para Classe 2, destinadas, dentre outras coisas, à aquicultura).

O monitoramento da turbidez é importante em ambientes aquáticos porque ela representa o grau de interferência da passagem da luz através da água (Sperling, 2018), ou seja, uma água muito turva pode dificultar ou até mesmo impedir a fotossíntese (FUNASA, 2013; Alves, Martins & Jesus, 2019), causando baixa produtividade primária no meio, prejudicando a alimentação dos organismos ali presentes, como os peixes.

Apesar disso, a alta turbidez pode ser causada pela grande proliferação de algas (Embrapa, 2006). Ademais, águas muito turvas dificultam a visualização da ração, o que afeta ainda mais o crescimento do animal (Embrapa, 2016).

Por outro lado, a água de um viveiro também não pode ser muito transparente, pois isso significa que faltam alimentos naturais para o desenvolvimento dos peixes, além de ser um ambiente favorável ao crescimento de algas filamentosas, e plantas aquáticas no fundo do viveiro, podendo resultar em problemas relacionados à baixa concentração de oxigênio dissolvido (Embrapa, 2016). De acordo com Boyd e Tucker (1998), para viveiros de aquicultura, um valor de 25 a 50 UNT é o mais comumente encontrado, apesar de não se conhecerem exatamente limites desejáveis para esse parâmetro.

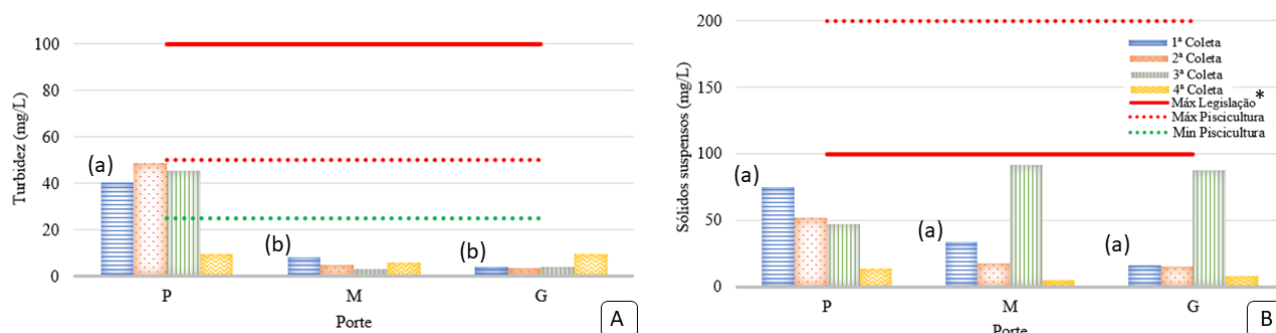
Os valores encontrados neste trabalho para o tanque P, estiveram em média dentro deste limite (Figura 5A), porém para os tanques M e G, os valores encontrados foram bem inferiores, com valores máximos de 10 UNT. No trabalho de Pilarski et al. (2004), os valores de turbidez se deram principalmente devido ao desenvolvimento do fitoplâncton e zooplâncton, e para os viveiros estudados, os valores permaneceram também baixos, inclusive abaixo de 40 UNT.

Percebe-se também valores baixos na última coleta para o tanque P, chegando a valores próximos de turbidez dos tanques M e G, podendo a causa ser, por exemplo, devido a uma melhor dosagem da ração, já que

os parâmetros de quantidade e frequência da alimentação, se não manejados corretamente reduzem a digestibilidade de nutrientes pelos peixes. Isto pode fazer com que resulte em sobra de ração ou em aumento de fezes, prejudicando a qualidade da água (Santos et al., 2014).

Os sólidos suspensos (Figura 5B) são essenciais para monitoramento devido à sua relação com a turbidez, salinidade, condutividade elétrica e parâmetros microbiológicos (SABESP, 1999; Alves, Martins & Jesus, 2019). Em relação aos peixes, valores acima de 200 mg/L podem ser prejudiciais ao desenvolvimento zootécnico, pois as pequenas partículas agredem as brânquias e provocam lesões que afetam a respiração (Silva et al, 2013). Todavia, nenhuma amostra chegou a essa concentração.

Figura 5 – Gráficos dos parâmetros de turbidez (A) e sólidos suspensos (B) contendo os valores para cada coleta realizada com os máximos permitidos pela legislação e recomendações de concentrações mínimas e máximas para piscicultura.



* Letras (a) e (b) diferentes indicam que há diferenças estatisticamente significativas a 95% de confiança entre tanques (Kruskal & Wallis, 1952).

Legislação CONAMA 357/COPAM/CERH-MG nº 01 e CONAMA 430 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008; BRASIL, 2011). Recomendações para piscicultura obtidas em Silva et al. (2013) e Boyd e Tucker (1998).

Fonte: Autoria Própria (2020).

Para sólidos suspensos apenas uma amostra (menos de 5% dos casos) esteve acima do permitido (101 mg/L, sendo permitido 100 mg/L) (MINAS GERAIS, 2008). Além disso, percebe-se uma leve diferença entre os valores de sólidos suspensos, cerca de 150% maior para os valores dos tanques P em relação aos M e G, apesar de não ter sido detectada diferença significativa entre os três (Figura 5B).

3.4 Sólidos Dissolvidos, Sólidos Totais, Cor Verdadeira e Condutividade Elétrica

Segundo a Resolução CONAMA 357/COPAM/CERH-MG nº 01 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008) o valor máximo permitido para sólidos dissolvidos em um corpo hídrico de água doce na Classe 2 é de 500 mg/L, e para piscicultura espera-se um valor entre 50 a 500 mg/L (Boyd & Tucker, 1998).

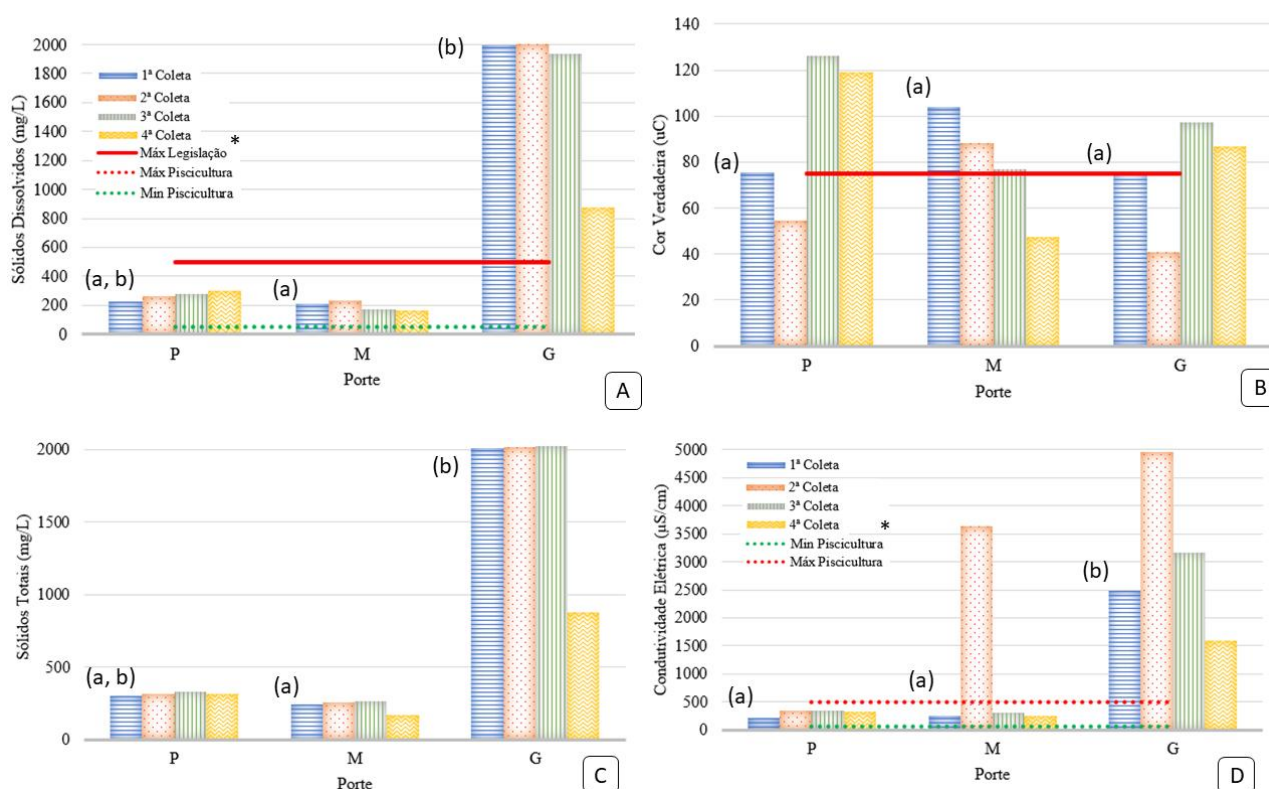
Todos os valores encontrados para os tanques P e M ficaram dentro deste limite para sólidos dissolvidos, porém para o tanque G todos os valores ultrapassaram, chegando a 2000 mg/L, ou seja, 400% superior ao limite, devendo ser um dos parâmetros prioritários no tratamento desse tipo de efluente (Figura 6A). O mesmo ocorreu com os valores de sólidos totais (Figura 6C), que nos tanques P e M obtiveram valores de até 328 mg/L, mas que no tanque G chegaram à valores até 2027 mg/L, cerca de, em média 6,37 vezes mais alto. Para estes, as normas não citam limites para lançamento de efluentes, nem para enquadramento de corpos hídricos (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008; BRASIL, 2011).

No estudo de Torres et al. (2017), para peixes de várias espécies, os valores estiveram entre 378 a 497 mg/L, levemente superiores aos valores encontrados para este estudo nos tanques P e M.

Deve-se atentar à cor verdadeira (Figura 6B), parâmetro provocado por sólidos dissolvidos no meio (apresentam correlação de 0,8 para o tanque M), sendo obtida após centrifugação ou filtração (Sperling, 2018). Em 83% dos casos, as amostras apresentaram valores acima do permitido, limite de 75 mg Pt/L em águas de

classe 2 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008). Para a piscicultura não se costuma quantificar a cor da água, porém sabe-se que a água que apresenta uma cor esverdeada é a mais indicada, pois demonstra a existência de elementos básicos para a manutenção da vida aquática. As colorações azuladas ou azul esverdeadas indicam também boa produtividade. Já, águas cristalinas indicam, basicamente, uma baixa produtividade do viveiro, pois dessa forma os peixes não encontram o alimento (Embrapa, 2016). Além do mais, o habitat natural da espécie de *Betta splendens* são em águas mais escuras, em charcos (poças de água estagnadas e com lama) (Santos et al., 2013).

Figura 6 – Gráficos dos parâmetros de sólidos dissolvidos (A), cor verdadeira (B), sólidos totais (C) e condutividade elétrica (D) contendo os valores para cada coleta realizada com os limites máximos permitidos pela legislação e recomendações de concentrações mínimas e máximas para piscicultura.



* Letras (a) e (b) diferentes indicam que há diferenças estatisticamente significativas a 95% de confiança entre tanques (Kruskal & Wallis, 1952).

Legislação CONAMA 357/COPAM/CERH-MG nº 01 e CONAMA 430 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008; BRASIL, 2011).
 Recomendações para piscicultura obtidas em Silva et al. (2013) e Boyd e Tucker (1998).

Fonte: Autoria Própria (2020).

Outro parâmetro correlacionado à cor verdadeira e aos sólidos dissolvidos é a condutividade elétrica, causada pela presença de íons, partículas carregadas eletricamente dissolvidas na água. Na piscicultura, ela fornece importantes informações sobre a qualidade do tanque, ajudando a detectar fontes poluidoras no sistema. De acordo com o estudo de Silva et al. (2013) os valores esperados para cultivos estão na faixa de 60 a 500 µS/cm, porém, para a piscicultura em estudo, assim como para sólidos dissolvidos, todos os valores do tanque G estiveram acima desses valores recomendados, chegando a valores de 5000 µS/cm, cerca de 10 vezes maior que o máximo recomendado (Figura 6D).

Estes valores elevados podem indicar grau de decomposição alto, estando associada ao aumento da matéria orgânica na água (correlação de Spearman com a DQO = 0,6 para o tanque G), ou indicar presença

elevada de amônia (correlação de Spearman com a amônia = 0,8 para o tanque M), ambas provenientes das excretas dos peixes e resto de ração não consumida, contribuindo para o acúmulo de íons no ambiente de cultivo (Itauassú et al. 2004).

Recomenda-se a redução da quantidade de ração para os peixes do tanque G, todavia de forma a não prejudicar a produtividade dos peixes, a fim de reduzir as sobras no tanque que prejudicam a qualidade da água.

Para peixes da espécie *Betta splendens*, no estudo realizado por Couto et al. (2018), encontrou-se valores de condutividade de 235 a 307 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto que para estudo de Thongprajukaew et al. (2011), de aproximadamente $400 \pm 10 \mu\text{S}/\text{cm}$, ambos condizentes com os principais valores encontrados para os tanques P e M, ou seja, em média valores de $286,37 \pm 55 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Os piores valores de condutividade são respectivos à segunda coleta (os 8 maiores), que ocorreu no mês de inverno, apresentando as menores temperaturas da água, evidenciado pela existência de correlação significativa entre esses dois parâmetros.

3.5 Nitrogênio amoniacal e nitrato

Outro interferente na concentração de oxigênio dissolvido no meio é o nitrogênio, já que o processo de conversão da amônia a nitrito e posteriormente a nitrato consome oxigênio dissolvido do meio, podendo afetar a vida aquática. Além disso o nitrogênio é um nutriente essencial ao crescimento de algas e quando em elevadas concentrações pode causar eutrofização do meio aquático (Sperling, 2018).

A amônia livre é diretamente tóxica aos peixes, apesar de ser o principal resíduo nitrogenado excretado por eles. Sua excreção ocorre via brânquias por meio das membranas respiratórias, se difundindo facilmente diretamente para água, o que causa danos ao epitélio branquial e, como consequência, dificulta as trocas gasosas entre o animal e a água, desestabilizando o sistema de osmorregulação (Torres et al., 2017). Apesar disso, apenas 8,75% dos produtores de peixes ornamentais da Zona da Mata Mineira entrevistados no trabalho de Cardoso et al. (2012) monitoram concentrações da amônia na água.

No caso em estudo, essa substância apresentou seus maiores valores para o tanque G, para as 3ª e 4ª coletas, chegando a valores acima de 4 mg/L (Figura 7A), ultrapassando em uma vez (8,3%) o limite de 3,7 mg/L de acordo com a norma (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008), porém não ultrapassando o limite de lançamento de efluentes de 20 mg/L (BRASIL, 2011), semelhante aos valores encontrados por Pilarski et al. (2004) para carpas, em que a maioria das amostras analisadas apresentaram concentrações mínimas de zero e máximas de 4,3 mg/L de amônia, e Saekhow et al. (2018), para a espécie de *Betta sp.*, com valores de 1,56 a 4,01 mg/L.

Esses valores altos de amônia no meio podem decorrer das excretas dos peixes, como dito anteriormente, oriunda da decomposição da matéria orgânica, da ração não consumida dos peixes ou mesmo pela adição de adubo na água dos viveiros, em forma de fertilizantes ou rações, para que as concentrações sejam mantidas altas o suficiente para o crescimento abundante do fitoplâncton e, conseqüentemente, para obtenção de maior produtividade (Embrapa, 2016; Alves, 2015).

Em relação aos níveis de amônia que é tóxica aos peixes, pode-se constatar no estudo de Santos et al. (2014), que quanto maior a frequência da alimentação maiores foram os valores encontrados, provavelmente devido à maior quantidade de alimento e de excretas dos peixes na água, entretanto, essas variações da qualidade da água não interferiu sobre o desenvolvimento do animal. Todavia, considerando o tanque G, a amônia deve ser um parâmetro de atenção em um possível tratamento do efluente visando o reúso.

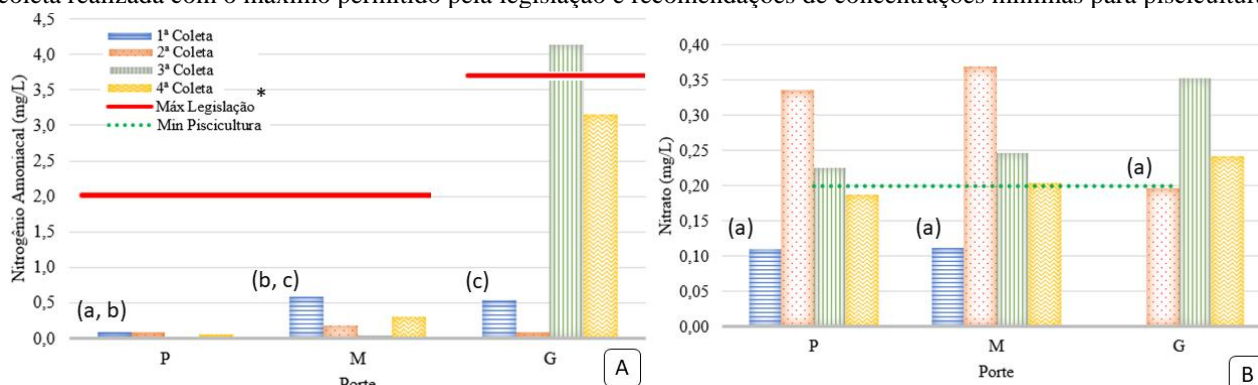
O restante dos valores encontrou-se entre 0 a 0,58 mg/L (Figura 7A) semelhante aos valores encontrados por Silva et al., (2013) entre 0,1 a 0,3 mg/L para tambaquis, de Torres et al. (2017) entre 0,23 e 0,3 mg/L para peixes de várias espécies, e para *Betta sp.* em Santos et al. (2013) entre 0,05 a 0,09 mg/L e Couto et al. (2018) de 0,7 mg/L a 1,5 mg/L. De acordo com Boyd e Tucker (1998), para viveiros de aquicultura, espera-se valores menores que 0,1 mg/L para amônia (NH_3).

Para a outra forma de nitrogênio, o nitrato, a Resolução CONAMA 357/COPAM/CERH-MG n° 01 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008) estabelece o teor máximo de 10,0 mg/L, para a Classe 2, além de que para águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 1,27 mg/L para ambientes lênticos (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008). De acordo com Boyd e Tucker (1998), para viveiros de aquicultura, um valor de 0,2 a 10 mg/L é o esperado para nitrato. Nesse caso os dados desse estudo estão bem abaixo do máximo permitido para corpos d'água, sendo encontrados valores de 0 a 0,37 mg/L (Figura 7B), enquanto que o trabalho realizado por Thongprajukaew et al. (2011) encontrou valores ainda menores, de até 0,045 mg/L.

O nitrato não é tóxico e é usado como nutriente pelos fitoplanctons (Embrapa, 2016). Para esse parâmetro também não houve muita variação dos valores para cada tanque, não havendo diferença significativa entre eles, não sendo um parâmetro prioritário em caso de um novo monitoramento.

Sendo assim, devido aos baixos valores encontrados de nitrato em comparação com os valores de amônia, verifica-se uma baixa taxa de nitrificação, confirmando que de fato a redução nos valores de oxigênio dissolvido para o tanque G, principalmente, possivelmente são provenientes da degradação da matéria orgânica, e não do consumo de oxigênio para transformação da amônia a nitrito e nitrato.

Figura 7 – Gráficos dos parâmetros de nitrogênio amoniacal (A) e nitrato (B) - contendo os valores para cada coleta realizada com o máximo permitido pela legislação e recomendações de concentrações mínimas para piscicultura.



* Letras (a), (b) e (c) diferentes indicam que há diferenças estatisticamente significativas a 95% de confiança entre tanques (Kruskal & Wallis, 1952).

Legislação CONAMA 357/COPAM/CERH-MG n° 01 e CONAMA 430 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008; BRASIL, 2011) Recomendações para piscicultura obtidas em Boyd e Tucker (1998).

A linha representando o máximo permitido em legislação está em dois patamares pelo fato de, com um pH maior que 7,5, como é o caso dos tanques P e M, o máximo permitido é de 2 mg/L, e com um pH menor que 7,5, como é o caso do tanque G, em algumas ocasiões, o limite para amônia é de 3,7 mg/L.

Fonte: Aatoria Própria (2020).

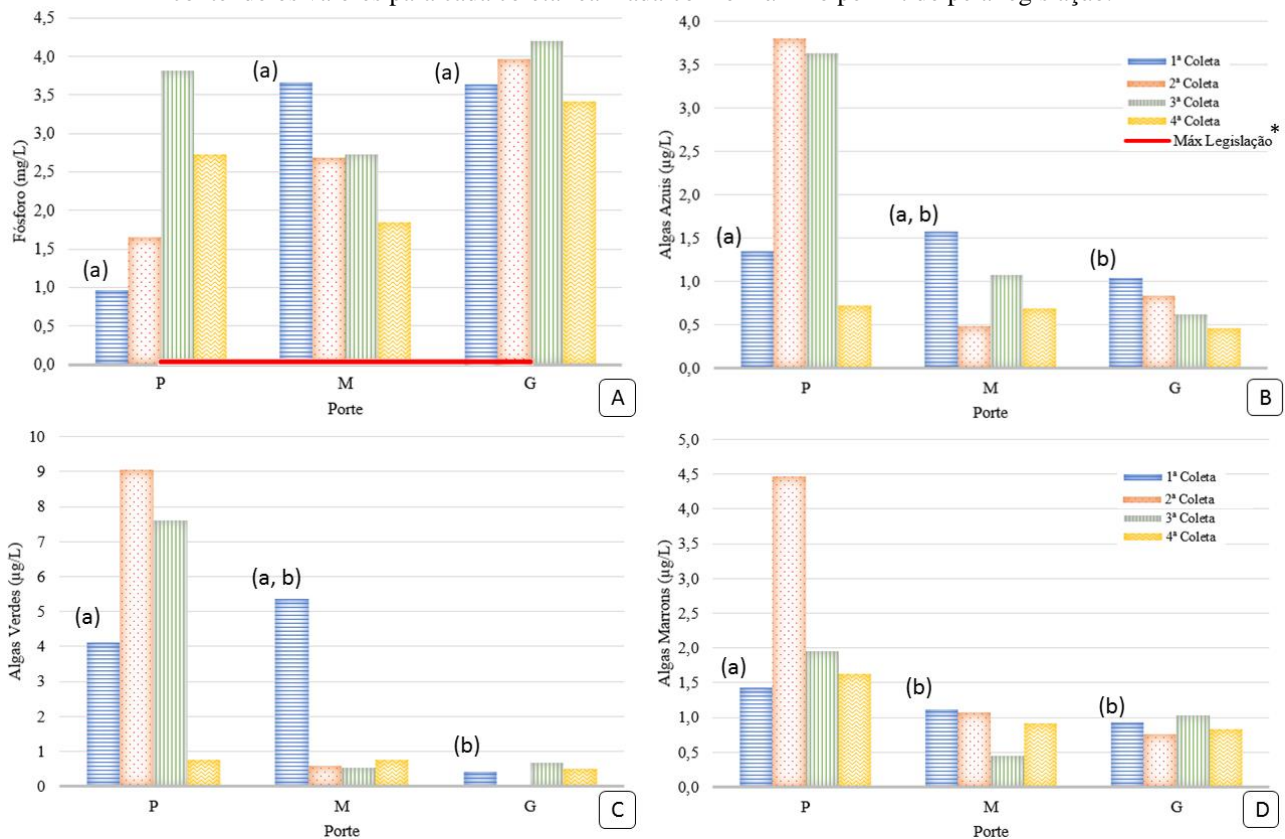
3.6 Fósforo total, algas azuis, verdes e marrons

Os valores encontrados para fósforo foram muito altos para todos os tanques, chegando a 4,2 mg/L (Figura 8A), ou seja, 140 vezes maior que o valor permitido para ambientes lênticos de classe 2 (0,03 mg/L) (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008). Outros autores reportaram valores menores, como Feiden et al. (2015), em estudo com peixes da região de Paraná, encontrou valores de 0,002 a 0,029 mg/L para criação de peixe em tanques rede e Thongprajukaew et al. (2011), em estudo com *Betta* sp. encontrando valores de 0,028 ± 0,002 mg/L. De acordo com Boyd e Tucker (1998), para viveiros de aquicultura, tem-se um valor esperado máximo de 0,5 mg/L, sendo assim, nenhuma coleta obteve valores dentro desta faixa. Do mesmo modo, os tanques não apresentaram diferença significativa entre eles, para esse parâmetro (Figura 8A).

Esses valores são preocupantes, pois dentre os parâmetros de qualidade da água é o que apresenta maior dificuldade de retirada em sistemas de tratamento (Embrapa, 2016). Informações apresentadas na literatura relatam que somente 25 a 30% do nitrogênio e fósforo fornecido nas dietas alimentares e fertilizantes será aproveitado para a formação da biomassa dos peixes (Embrapa, 2016). Além disso, é o nutriente limitante para o crescimento de algas, e quando em elevadas concentrações pode causar eutrofização do meio aquático (Sperling, 2018).

Frequentemente encontra-se grande proliferação de algas azuis e verdes em viveiros de aquicultura. Os valores encontrados para algas azuis, verdes e marrons foram mais altas para o tanque P em relação ao tanque M e G, como percebe-se pela diferença significativa entre os tanques P e G em todos os casos, sendo o P cerca de 214% acima do G para azuis, 452% para verdes e 107% para as marrons (Figura 8B, 8C e 8D).

Figura 8 – Gráficos dos parâmetros de fósforo (A), algas azuis (B), algas verdes (C) e algas marrons (D) contendo os valores para cada coleta realizada com o máximo permitido pela legislação.



*Letras (a) e (b) diferentes indicam que há diferenças estatisticamente significativas a 95% de confiança entre tanques (Kruskal & Wallis, 1952).

Legislação CONAMA 357/COPAM/CERH-MG nº 01 e CONAMA 430 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008; BRASIL, 2011).

Fonte: Autoria Própria (2020).

As algas azuis, ou cianobactérias são microrganismos procarióticos autotróficos ancestrais, também denominados como cianofíceas capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo) (apresentam coeficiente de correlação de 0,8 para o tanque P para nitrato e 0,8 para o tanque M para fósforo). Algumas das espécies planctônicas quando presentes em grande número podem formar florações superficiais que causam redução das concentrações de oxigênio e podem produzir odores, espuma densa de cor verde azulada na superfície e até mesmo toxinas com efeitos adversos a saúde, levando à morte muitos organismos aquáticos (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008;

Panosso et al., 2007). Para o estudo encontrou-se valores variando de 0,36 a 4,09 µg/L, porém sendo a média de 1,36 µg/L (Figura 8B).

Por outro lado, algumas espécies de cianobactérias, como a *Spirulina platensis* promovem a recuperação do efluente, absorvendo os nutrientes presentes no meio e matéria orgânica, produzindo biomassa de fácil extração, devido ao seu tamanho e estrutura grandes, e podendo ser reutilizada para vários fins, como ração animal, produção de energia, produção de pigmentos, polissacarídeos, caroteno, esteróis, vitaminas e gorduras poliinsaturadas, entre outras (Mezzomo et al., 2010; Nogueira et al., 2018).

As algas verdes estão incluídas no reino das plantas produzindo clorofilas a e b (Rodrigues, 2008), da mesma forma apresentam alta correlação com nutrientes no meio aquático (coeficiente de correlação de 0,8 para o tanque P e G para nitrato) e estiveram em maior presença do que as azuis com valores chegando a 9,57 µg/L, porém tendo uma média aproximada de 2,53 µg/L (Figura 8C).

Algas marrons ou diatomáceas (coeficiente de correlação de 1 para o tanque P para nitrato), são importantes produtores primários em ambientes lóticos. As comunidades de diatomáceas podem ser detectadas nos substratos pela sua percepção de viscoso ou mucilaginoso ou pode ser visto como um fino filme marrom-dourado cobrindo substratos (Taylor, Harding, e Archibald, 2007). Quando surge, geralmente é devido à pouca luz, pouco oxigênio ou ao excesso de nutrientes, dessa forma, acredita-se que tenha surgido devido aos nutrientes no meio, excesso de fósforo e forte correlação com nitrato. Os valores encontrados foram próximos aos das algas azuis, com média de 1,38 µg/L, variando de valores de 0,42 a 4,81 µg/L (Figura 8D).

Os valores de algas azuis e verdes foram abaixo dos reportados na literatura para lago hipereutrofizado (Rosa et al., 2011). Percebe-se ainda que nos tanques não há uma predominância única de alga, havendo, portanto, uma variedade de comunidades planctônicas, típica de sistemas menos eutrofizados, como os ambientes aquáticos oligotróficos (Rosa et al., 2011; Reynolds, 2006).

3.7 pH e matéria orgânica

De acordo com Kubitza (2016) os valores de pH entre 7,0 e 8,0 são considerados ótimos para a piscicultura, entretanto os peixes sobrevivem e crescem em água com valores entre 6,0 e 9,0. Já de acordo com Embrapa (2016) se o pH sair da faixa entre 6,5 e 8, seu crescimento poderá ser afetado e caso ele chegue à valores abaixo de 4,5 ou acima de 10, pode ocorrer mortalidades.

Ademais, mudanças de pH de mais de 2 unidades no mesmo dia são prejudiciais ao desenvolvimento e saúde dos peixes, causando por exemplo lesões nas brânquias (Embrapa, 2013; Silva et al., 2013), porém não se conseguiu avaliar essas mudanças diárias nesse estudo.

Para o enquadramento dos corpos hídricos de água doce na Classe 2, o pH deve variar entre 6 e 9, de acordo com o estabelecido pela CONAMA 357/COPAM/CERH-MG nº 01 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008), e para lançamento de efluentes entre 5 e 9 (BRASIL, 2011).

Não foram observados valores de pH abaixo dos limites recomendados para o efluente em estudo e para seu lançamento em corpos d'água, sendo o menor valor encontrado de 6,26. Porém todas as coletas foram realizadas na parte final do dia, sendo recomendado a futuros trabalhos, a medição nas horas do dia mais críticas, no caso pela manhã, quando o nível de dióxido de carbono é o mais alto e o pH do viveiro se torna o mais baixo, resultado da respiração que ocorreu durante a noite (Silva et al., 2013) e no horário de maior temperatura do dia que pode haver uma maior atividade fotossintética e consequentemente afetar o pH.

Os valores encontrados ficaram abaixo de 9,37, sendo que apenas 8,3% deles apresentaram valores acima de 9 (Figura 9A), estando porém próximo dos valores da literatura para a espécie de *Betta splendens* (Thongprajukaew et al., 2011; Santos et al., 2013; Forsatkar et al., 2014; Greaney, Mannion & Dziejewczynski, 2015; Nugroho et al., 2016; Pattanasiri, Taparhudee & Suppakul, 2017; Couto et al., 2018).

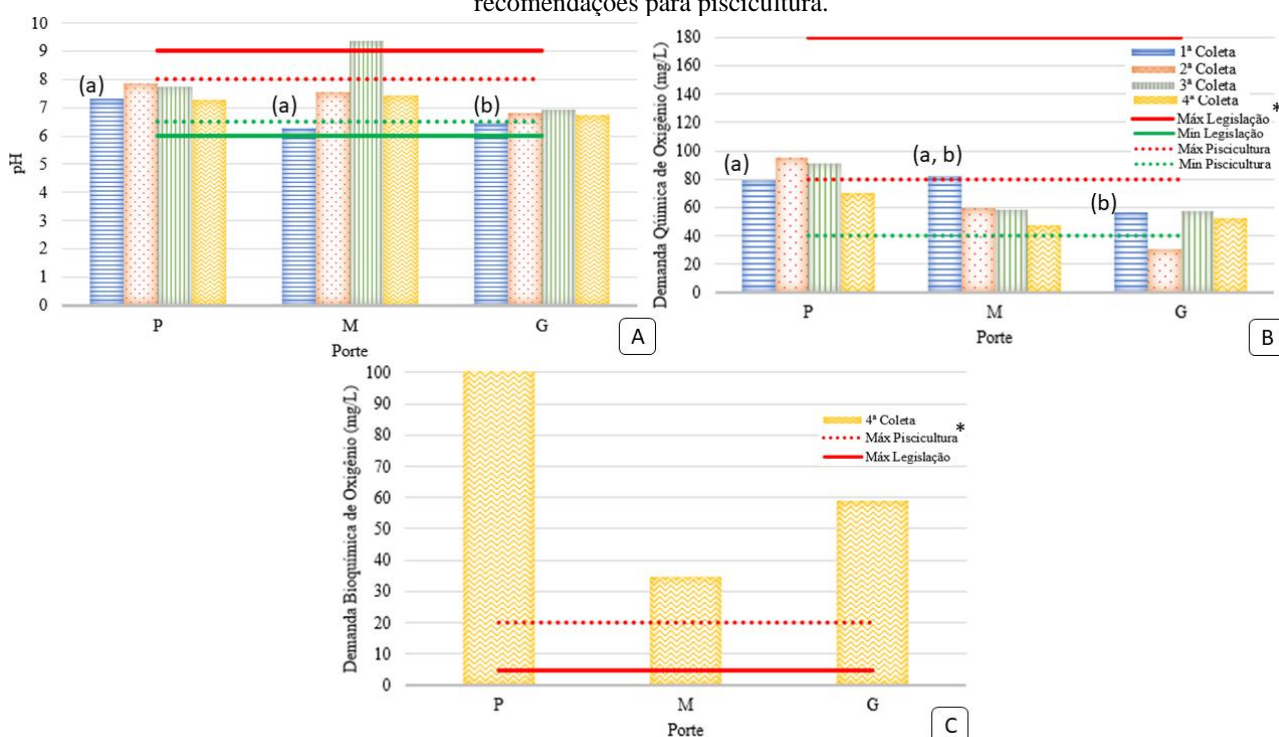
Infere-se que os valores de pH encontrados devam-se principalmente a fatores naturais como absorção de gases, oxidação de matéria orgânica e fotossíntese no meio aquático. O excesso de matéria orgânica contribui para a redução do pH na água devido à liberação de gás carbônico decorrente de compostos orgânicos ácidos e da decomposição, dando origem ao ácido carbônico em meio aquoso, enquanto que a presença de

organismos fotossintetizantes aumentam o pH, principalmente quando há altas concentrações de nitrogênio e fósforo na água, como é o caso do estudo (Sperling, 2018; Ribeiro et al., 2018).

Apesar da grande importância desse parâmetro para a produção piscicultora, sendo inclusive considerado o principal fator a ser monitorado segundo produtores de peixes ornamentais da Zona da Mata Mineira entrevistados no trabalho de Cardoso et al. (2012), apenas 48,75% deles monitoravam o pH.

A DQO para a piscicultura em estudo ficou abaixo de 100 mg/L (Figura 9B), sendo abaixo do valor máximo de lançamento (180 mg/L) de acordo com a Resolução COPAM/CERH-MG nº 01 (MINAS GERAIS, 2008), e apenas em 33% dos casos ficou abaixo de 40 mg/L ou acima de 80 mg/L, valores esperados por Boyd e Tucker (1998) para viveiros de aquicultura. Valores encontrados no estudo de Torres et al. (2017) foram, porém bem inferiores, entre 20,2 a 34,4 mg/L, enquanto que os valores encontrados para esse estudo foram em média próximos a 65,13 mg/L.

Figura 9 – Gráficos dos parâmetros de pH (A), demanda química de oxigênio (B) e demanda bioquímica de oxigênio (C) - contendo os valores para cada coleta realizada com os máximo e mínimo permitido pela legislação e recomendações para piscicultura.



*Letras (a) e (b) diferentes indicam que há diferenças estatisticamente significativas a 95% de confiança entre tanques (Kruskal & Wallis, 1952).

Legislação CONAMA 357/COPAM/CERH-MG nº 01 e CONAMA 430 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008; BRASIL, 2011). Recomendações para piscicultura obtidas em Silva et al. (2013), Kubitzka (2016), Embrapa (2016) e Boyd e Tucker (1998).

Fonte: Autoria Própria (2020).

Percebe-se um valor mais alto para o tanque P em relação ao tanque G, evidenciado pela diferença significativa entre eles (Figura 9B), o que pode levar a crer que a matéria orgânica presente no meio seria, em sua maioria, particulada, ou seja, relacionada aos sólidos suspensos, e a turbidez, ressaltada pela alta correlação entre DQO e turbidez e baixa correlação com sólidos dissolvidos (Figura 3). Ou seja, os valores altos de DQO para o tanque P devem ser pelo mesmo motivo dos valores altos de turbidez e sólidos suspensos, isto é, devido à ração utilizada para a criação dos peixes, posto que para os alevinos usa-se uma ração diferenciada, própria para filhotes, que contém, normalmente fragmentos menores.

Para valores de DBO, também se encontrou valores superiores aos da literatura (Figura 9C), em média de 65,2 mg/L, enquanto que no estudo de Torres et al. (2017) encontraram-se valores de 0,97 a 1,54 mg/L para tanques de piscicultura de várias espécies. De acordo com Boyd e Tucker (1998), para viveiros de aquicultura, tende a um valor máximo esperado de 20 mg/L, visto que não se conhece exatamente os limites desejáveis.

A relação DQO/DBO encontrada foi baixa, de até 1,39, sendo considerado um efluente bastante biodegradável.

3.8 Possibilidade de Reúso dos efluentes

Para avaliar a possibilidade para reúso do efluente de *Betta splendens* para sua própria produção, comparou-se os tanques (P, M e G). A Tabela 3 resume a situação frente aos padrões de lançamento de efluentes e da piscicultura dos parâmetros analisados.

Tabela 3 – Parâmetros e sua situação em relação ao permitido pela legislação e recomendado pela literatura no cultivo de piscicultura

Parâmetros	CONAMA 430 (BRASIL, 2011)			Piscicultura		
	P	M	G	P	M	G
Matéria orgânica (DQO)		-		Ok	Ok	Ok
Potencial Hidrogeniônico (pH)	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok
Temperatura	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok
Turbidez		-		Ok	Baixa	Baixa
Cor verdadeira		-			-	
Condutividade elétrica		-		Ok	Ok	Alta
Nitrogênio amoniacal total	Ok	Ok	Ok	Ok	Alto	Alto
Nitrato		-		Ok	Ok	Ok
Algas azuis, verdes e marrons		-			-	
Fósforo total		-		Alto	Alto	Alto
Sólidos suspensos		-		Ok	Ok	Ok
Sólidos dissolvidos		-		Ok	Ok	Alto
Sólidos totais		-			-	
Oxigênio Dissolvido		-		Ok	Ok	Baixo

Legislação CONAMA 430 (BRASIL, 2011)

Recomendações para piscicultura obtidas em Silva et al. (2013), Kubitza (2016), Embrapa (2016) e Boyd e Tucker (1998)

Avaliando o efluente do tanque P, o único parâmetro que se destaca para o não atendimento ao reúso é o fósforo total (Tabela 3), que apresentou valores superiores aos normalmente encontrados na literatura para pisciculturas (Boyd & Tucker, 1998; Thongprajukaew et al., 2011; Feiden et al., 2015). Porém, acredita-se que sua presença em água afete apenas na proliferação de algas, dado que é um dos nutrientes limitantes para seu crescimento (Embrapa, 2016; Sperling, 2018), e não cause alguma toxicidade à espécie *Betta splendens*. Dessa forma, torna-se viável a recirculação do efluente do tanque P para o tanque M sem tratamento (Figura 10).

Já o efluente do tanque M apresenta os parâmetros fósforo, turbidez e nitrogênio amoniacal (Tabela 3) em não conformidade para reúso (Boyd & Tucker, 1998), assim recomenda-se seu tratamento para viabilizar a recirculação desse efluente para o tanque G (Figura 10). Os valores baixos encontrados para turbidez não são considerados prejudiciais aos peixes da piscicultura em estudo, pois a baixa turbidez seria prejudicial apenas se os peixes *Betta sp.* se alimentassem unicamente de alimentos naturais, que têm um desenvolvimento prejudicado em águas muito transparentes (Embrapa, 2016).

O restante dos parâmetros como matéria orgânica, algas, sólidos suspensos, nitrato, temperatura e pH não são problema para o reúso da água (Tabela 3). A temperatura e o pH estão em conformidade com a

produção piscicultora, não sendo necessário alguma interferência. Porém, a fim de evitar o acúmulo de matéria orgânica, algas e sólidos suspensos, além de adequar os valores de amônia, recomenda-se um pré tratamento antes da recirculação do efluente do tanque M para o tanque G (Figura 10).

Para tal, indica-se um tratamento com coagulação e floculação seguida de decantação e filtração. Esse tratamento tem sido bastante empregado em efluentes diversos, inclusive de piscicultura, para a remoção de sólidos em suspensão e partículas coloidais (até 89,6% de remoção), e consequentemente cor e turbidez (75 a 93% de remoção de cor verdadeira e valores superiores a 95% de remoção de turbidez), e ainda encontraram-se altas remoções de sólidos dissolvidos e muitos compostos orgânicos e inorgânicos, tais como: demanda química de oxigênio, com remoção de até 93,2%, 66,5% de remoção de sólidos dissolvidos, 91,9% de remoção de algas, remoção de 31,3% de fósforo total e remoção de 41,5% para nitrogênio total, 37,4% para nitrato e 67,2% para amônia (Hasar et al., 2009; Guo et al., 2010; Liu et al., 2012; Souza, Matsumoto & Ortiz, 2015; Nogueira et al., 2018).

Desta forma, este tratamento, com base nos dados da literatura, já seria eficiente, visto que, para o reúso, se necessita de no mínimo 45,5% de remoção de amônia para que os valores fiquem adequados para o uso na piscicultura. Em relação ao fósforo, apesar de ser necessário remoção acima de 81,7% para que os valores se aproximem dos mais comumente encontrados na literatura, os valores encontrados não são considerado prejudiciais aos peixes da piscicultura em estudo, pois, como dito anteriormente para o tanque P, sua presença na água afeta apenas na proliferação de algas (Embrapa, 2016; Sperling, 2018). Todavia, tais condições devem ser confirmadas com estudos de bancada e se possível em escala piloto, assim como a necessidade da etapa de filtração.

O processo de coagulação neutraliza as cargas elétricas das partículas em suspensão pela adição de um coagulante, e a floculação é o processo de união dessas partículas para formar agregados maiores por ação da sedimentação, a serem removidos no decantador. Existem vários coagulantes com sais de ferro ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), cloreto férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) e sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) e polímeros de cadeia longa (Souza, Matsumoto & Ortiz, 2015). Recomendam-se estudos para a escolha do coagulante, assim como das condições otimizadas do processo, visto que o erro na condução do tratamento pode resultar na ineficiência do mesmo (Guo et al., 2010).

Outra alternativa para remoção de nutrientes e algas seria o controle de fósforo para inibir o crescimento algal. Existem vários métodos para se retirar o fósforo em coluna d'água de viveiros, como a aplicação de fontes de ferro (cloreto férrico), alumínio (sulfato de alumínio) ou íons de cálcio (gesso, sulfato de cálcio), que precipitam como materiais insolúveis ou fosfatos. Estes compostos são comercialmente disponíveis no mercado. O alumínio é mais barato e fácil de encontrar (Embrapa, 2006). Recomenda-se, caso prefira essa tecnologia, uso de gesso, consequentemente elevando o pH do meio, servindo como tratamento para a amônia, e posteriormente, uso de sulfato de alumínio, para remover o restante de fósforo no meio e finalmente o ajuste do pH para adequação e reutilização da água no viveiro.

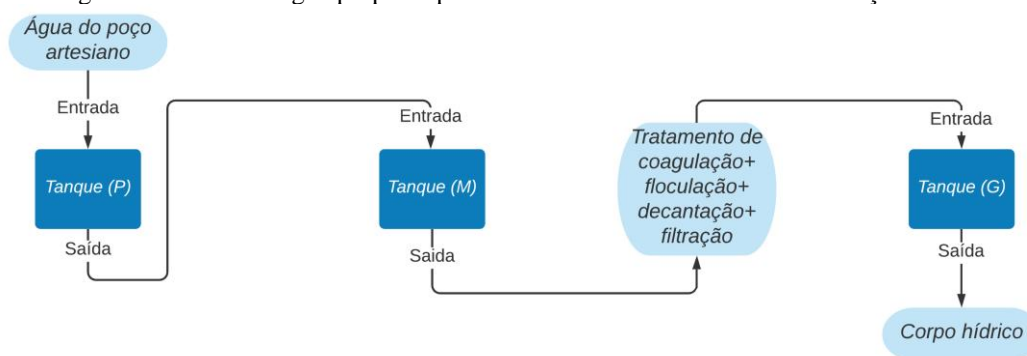
Em relação à amônia, que é tóxica aos peixes, outra alternativa de tratamento seria o de *stripping* da amônia, que consiste em volatilizar a amônia que é difundida no ar ambiente, com o acréscimo de pH. Caso se utilize dessa tecnologia, recomenda-se um acréscimo em até 4 unidades, por até 18 h, valores usuais na literatura (Bonmati & Flotats, 2003; Hasar et al., 2009; Guo et al., 2010), já que após esse período, e em temperatura ambiente, a remoção não é tão significativa, pelo fato de o pH começar a diminuir devido à recarbonação de cal pela absorção de CO_2 do ar ambiente (Bonmati & Flotats, 2003). O *stripping* da amônia é simples e mais barato que outros métodos físico-químicos disponíveis (Guo et al., 2010). A amônia volatilizada também pode ser absorvida do ar em uma solução ácida forte (geralmente ácido sulfúrico), gerando assim um sal de amônio, que pode ser cristalizado, ao invés de ser difundida no ar (Bonmati & Flotats, 2003). Este método de tratamento é considerado uma boa opção no tratamento de diversos efluentes (Bonmati & Flotats, 2003; Hasar et al., 2009; Guo et al., 2010), e proporciona um desempenho na faixa de 85 a 95% (Bonmati & Flotats, 2003; Guo et al., 2010). Para regulagem do pH, indica-se o uso do hidróxido de cálcio.

Para o tanque G, os parâmetros em não conformidade incluem fósforo, turbidez, nitrogênio amoniacal, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos e oxigênio dissolvido. Porém, para o tratamento dos sólidos

dissolvidos e da condutividade elétrica seria necessário algum tipo de tratamento avançado, que acarretaria em custos elevados, como troca iônica, adsorção, filtração por membranas, precipitação química, osmose inversa, oxidação química e eletroquímica, eletrocoagulação ou fotooxidação (Guo et al., 2010; Naime, 2014; CETESB, 2018). Dessa forma, recomenda-se o descarte desse efluente (Figura 10), visto que ele se enquadra nos parâmetros para lançamento da Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011).

Por fim, acrescenta-se ainda que a troca da água nos tanques deve ocorrer de forma a se retirar todo o efluente presente no tanque. Após tal ação, deve-se lavá-los com água para retirada de quaisquer sólidos, algas, entre outras substâncias presentes no fundo do viveiro. Por fim, é realizado o enchimento com a nova água ou efluente.

Figura 10 – Fluxograma de reúso de água proposto para o caso em estudo com a recomendação de tratamento sugerida.



Fonte: Autoria Própria (2020).

4. Conclusão

No geral, a caracterização dos efluentes mostrou que os parâmetros: oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, amônia, fósforo, sólidos dissolvidos e turbidez estão em desacordo com a qualidade da água exigida para a atividade de piscicultura. Os efluentes gerados pelos diferentes estágios de crescimento dos peixes, denominados P, M e G, foram estatisticamente diferentes para alguns parâmetros.

Conclui-se que turbidez, sólidos suspensos e demanda química de oxigênio são parâmetros correlatos e mais críticos para o tanque de alevinos (tanque P), devendo-se possivelmente à ração diferenciada empregada no sistema produtivo desses peixes. Apesar disso, estes parâmetros estão dentro do permitido pela Resolução COPAM/CERH-MG nº 01, e não são prejudiciais à criação de *Betta splendens*. Conclui-se também que a matéria orgânica no meio é majoritariamente particulada. Então, para evitar o acúmulo destes parâmetros recomenda-se se atentar à quantidade e a frequência da alimentação. Assim, recomenda-se o reúso do efluente do tanque P para o tanque M sem tratamento.

O tanque M apresentou valores elevados de nitrogênio amoniacal e fósforo. Afim de reutilizar o efluente do viveiro do tanque M, para o tanque G indica-se um tratamento com coagulação/floculação seguida de decantação e filtração que seria suficiente para remoção de tais parâmetros a níveis adequados para piscicultura. Todavia, recomenda-se a realização de ensaios para a confirmação da eficiência do tratamento indicado.

Para sólidos totais, dissolvidos, condutividade elétrica e cor verdadeira, também correlatos entre si, os valores mais altos correspondem ao tanque G, porém estando dessa vez acima do permitido na COPAM/CERH-MG nº 01 ou recomendado para produção de peixes. Entretanto, para seu tratamento seriam necessários processos complexos. Dessa forma recomenda-se a redução da quantidade de ração para os peixes do tanque G, a fim de reduzir as sobras no tanque que prejudicam a qualidade da água, porém não prejudicando a produtividade dos peixes. Posteriormente seria viável o descarte desse efluente no corpo hídrico, visto que ele se enquadra na legislação CONAMA 430 (BRASIL, 2011).

Assim conclui-se que é possível o reúso do efluente sem tratamento do tanque P para o M. O efluente do tanque M, após tratamento, poderia ser encaminhado ao tanque G, e o efluente desse seria descartado em corpo hídrico próximo.

5. Agradecimentos

Ao Grupo de Educação Tutorial de Engenharia Ambiental e Sanitária - GET-ESA pelo auxílio na realização do projeto e ao LAQUA - Laboratório de Qualidade Ambiental da UFJF para realização das análises.

6. Referências

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas (1987a). **NBR 9897: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro. 14p.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas (1987b). **NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro. 22p.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997). **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro. 60p.
- Alves, M. M. (2015). **Uso da semente de Moringa oleifera no tratamento físico-químico de água residuária de piscicultura**. Monografia, Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, PR, 67p., Brasil.
- Alves, L. S., Martins, L. A., Jesus, L. B. (2019). Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Camarajipe (Salvador – Brasil): diagnóstico dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e determinação do IQA. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, 6(1), 71-80.
- ANA - Agência Nacional de Águas (2019). **Estudo da ANA aponta perspectiva de aumento do uso de água no Brasil até 2030**. Brasília. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/noticias/estudo-da-ana-aponta-perspectiva-de-aumento-do-uso-de-agua-no-brasil-ate-2030>>. Acesso em: 09/03/2020.
- APHA. (2017). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater** (23a ed.). Washington, DC, EUA: APHA/AWWA/WEF - American Public Health Association; American Water Works Association And Water Environment Federation.ed LCM Pharmabooks. 1493 p.
- Babu, P. M., Sankar, G. J., & Sreenivasulu, V. (2013). Impacts of aquaculture on water resources utilization and land resources of Krishna district using with Remote Sensing and GIS techniques. **International Journal of Engineering Trends and Technology (IJETT)**, 4(7), 3201-3206.
- Bonmati, A., & Flotats, X. (2003). Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post- treatment to mesophilic anaerobic digestion. **Waste management**, 23, 261-272.
- Boyd, C. E., & Tucker, C. S. (1998). **Pond Aquaculture water quality management**. Boston: Kluwer Academic Publishers. 700p.
- BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências**. Diário Oficial da União, 31 de ago. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm >. Acessado em junho/2020. 1981.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, 08 de jan. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm >. Acessado em março/2020. 1997.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, que 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. Diário Oficial da União, 18 de mar. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459> >. Acessado em março/2020. 2005.

BRASIL. Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005, que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Diário Oficial da União, 09 de mar. Disponível em: < <http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2054.pdf> >. Acessado em março/2020. 2006.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 413 de 26 de julho de 2009, que dispõe sobre o licenciamento ambiental da aquicultura, e dá outras providências. Diário Oficial da União, 26 de jul. Disponível em: < http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2009/RES_CONAMA_N413_2009.pdf >. Acessado em março/2020. 2009.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União, 16 de maio. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646> >. Acessado em março/2020. 2011.

Cardoso, R. S., Lana, A. M. Q., Teixeira, E. A., Luz, R. K., & Faria, P. M. C. (2012). Caracterização socioeconômica da aquicultura ornamental na região da Zona da Mata Mineira. **Boletim Instituto Pesca**, 38(1), 89-96.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2020). **Águas Interiores**. São Paulo. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/informacoes-basicas/tpos-de-agua/reuso-de-agua/> >. Acesso em: 17/03/2020.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2018). **Fundamentos do controle de poluição das águas**. São Paulo: Escola Superior da Cetesb. 220p.

Couto, M. V. S. do, Sousa, N. da C., Abe, H. A., Dias, J. A. R., Meneses, J. O., Paixão, P. E. G, Cunha, F. dos S., Raos, F. M., Maria, A. N., Carneiro, P. C. F., & Fujimoto, R. Y. (2018). Effects of live feed containing *Panagrellus redivivus* and water depth on growth of *Betta splendens* larvae. **Aquaculture Research**, 49(8), 2671-2675.

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2018). **Brasil é 13º na exportação de peixes ornamentais**. Brasil. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/37829679/brasil-e-13-na-exportacao-de-peixes-ornamentais>>. Acesso em: 03/04/2020.

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2016). **Monitoramento de qualidade de água das atividades aquícolas em reservatórios continentais brasileiros**. Palmas: Embrapa Pesca e Aquicultura. 72 p.

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2014). **Monitoramento de qualidade da água (Grandes reservatórios)**. Embrapa Pesca e Aquicultura. 8p.

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2013). **Aquicultura: manejo e aproveitamento de efluentes**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 39p.

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2006). Recomendações práticas para melhorar a qualidade da água e dos efluentes dos viveiros de aquicultura. **Circular Técnica**, p. 14.

FAO - The state of world fisheries and aquaculture (2018). Meeting The Sustainable developmento goals. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2018**. p. 210.

Feiden, I. F., Oliveira, J. D. S., Diemer, O., & Feiden, A. (2015). Qualidade da água, capacidade de suporte e melhor período para criação de peixes em tanques-rede no reservatório de Salto Caxias. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 20(4), 589-594.

Figur, C., & Reis, J. T. (2017). A influência do uso e cobertura da terra nos parâmetros da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Abaúna, em Getúlio Vargas, RS. **Ciência e Natura**, 39(2), 352-365.

Forsatkar, M. N., Nematollahi, M. A., & Brown, C. (2016). The toxicological effect of Ruta graveolens extract in Siamese fighting fish: a behavioral and histopathological approach. **Springer US: Ecotoxicology**, 25(4), 824-834.

Forsatkar, M. N., Nematollahi, M. A., Amiri, B. M., & Huang, W. B. (2014). Fluoxetine inhibits aggressive behaviour during parental care in male fighting fish (*Betta splendens*, Regan). **Springer US: Ecotoxicology**, 23(9), 1794-1802.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde (2013). **Manual Prático de Análise de Água** (4a ed.). Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 150p.

Greaney, N. E., Mannion, K. L., & Dzieweczynski, T. L. (2015). Signaling on Prozac: altered audience effects on male-male interactions after fluoxetine exposure in Siamese fighting fish. **Springer Berlin Heidelberg: Behav Ecol Sociobiol**, 64(12), 1925-1932.

Guo, J. S., Abbas, A. A., Chen, Y. P., Liu, Z., P., Fang, F., & Chen, P. (2010). Treatment of landfill leachate usng a combined stripping, fenton, SBR, and coagulation process. **Journal of Hazardous materials**, 178, 699-705.

Hasar, H. Unsal, S. A., Ipek, U., Karatas, S., Cinar, O, Yaman, C., & Kinaci, C. (2009). Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. **Journal of Hazardous maerials**, 171, 309-317.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017). **Patrocínio do Muriaé**. Minas Gerais. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/patrocínio-do-muriae/panorama> >. Acesso em: 17/03/2020.

Itauassú, D. R., Santos, G. R. S., Roubach, R., & Pereira-Filho, M. (2004). Desenvolvimento de tambaqui submetido a períodos de privação alimentar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 39(12), 1199-1203.

Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. **Journal of the American Statistical Association**, 47, 83–621, errata 48, 907-911.

Kubitza, F. (2016). Sistemas de Recirculação: sistemas fechados com tratamento e reúso de água. **Panorama da Aquicultura**, 16(95), 15-22.

Liu, X., Li, X. M., Yang, Q., Yue, X., Shen, T. T., Zheng, W., Luo, K., Sun, Y. H., & Zeng, G. M. (2012). Landfill leachate pretreatment by coagulation-flocculation process using iron-based coagulants: Optimization by response surface methodology. **Chemical Engineering Journal**, 200(202), 39-51.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008, que 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.** Diário Oficial do Estado de Minas Gerais, 05 de maio. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acessado em: março/2020. 2008.

MINAS GERAIS. **Normativa COPAM nº 217, de 06 de dezembro de 2017 que estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor, bem como os critérios locais a serem utilizados para definição das modalidades de licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais no Estado de Minas Gerais e dá outras providências.** Diário Oficial do Estado de Minas Gerais, 06 de dez. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=45558>>. Acessado em: março/2020. 2017.

Mezzomo, N., Saggiorato, A. G., Siebert, R., Tatsch, P. O., Lago, M. C., Hemkemeier, M., Costa, J. A. V., Bertolin, T. E., & Colla, L. M. (2010). Cultivation of microalgae *Spirulina platensis* (*Arthrospira platensis*) from biological treatment of swine wastewater. **Food Science and Technology**, 30(1), 173-178.

Naime, R. (2014). **Tratamentos de água.** Disponível em: <<https://www.ecodebate.com.br/2014/08/19/tratamentos-de-agua-artigo-de-roberto-naime/>>. Acesso em: 21/05/2020.

Nogueira, S. M. S., Souza Júnior, J., Maia, H. D., Saboya, P. S., & Farias, W. R. L. (2018). Use os *Spirulina platensis* in treatment of fish farming wastewater. **Revista Ciência Agronômica**, 49(4), 599-606.

Nozaki, C. T., Marcondes, M. A., Lopes, F. A., Santos, K. F., & Larizzatti, P. S. C. (2014). Comportamento temporal de oxigênio dissolvido e pH nos rios e córregos urbanos. **Atas de Saúde Ambiental – ASA**, 2(1), 29-44.

Nugroho, R. A., Manurung, H., Saraswati, D., Ladiescha, D., & Nur, F. M. (2016). The Effects of Terminalia catappa L. Leaves Extract on the Water Quality Properties, Survival and Blood Profile of Ornamental fish (*Betta sp*) Cultured. **Journal of Biology & Biology Education: Biosaintifika**, 8(2), 240-247.

Oliveira, C. S. P., Silva, J. C., Tavares, J. L. (2020). Análise de qualidade da água e percepção ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu (BHRP). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, 8(3), 13-26.

Panosso, R., Costa, I. A. S., de Souza, N. R., Attayde, J. L., Cunha, S. R. S., & Gomes, F. C. F. (2007). Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasilienses**, 11 (3), 433-449.

Pattanasiri, T., Taparhudee, W., & Suppakul, P. (2017). Anaesthetic efficacy of clove oil-coated LDPE bag on improving water quality and survival in the Siamese fighting fish, *Betta splendens*, during transportation. **Aquaculture International**, 25, 197-209.

Pearson, K. (1900). On the criterion, that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling. **Philosophical Magazine Series 5**, 50, 157-175.

PeixeBR. (2019). **Anuário PeixeBR da Piscicultura 2019**. Texto Comunicação Corporativa. p. 148.

Pilarski, F., Tomazelli Júnior, O., Casaca, J. M., Garcia, F. R. M., Tomazelli, I. B., & Santos, I. R. (2004). Consórcio suíno-peixe: aspectos ambientais e qualidade do pescado. **Revista Brasileira de Zootecnia**, 33(2), 267-276.

Queiroz, J. F. de Boeira, R. C., & Silveira, M. P. (2004). Coleta e preparação de amostras de sedimentos de viveiros de aquicultura. **Comunicado Técnico**, p. 5.

Reynolds, C. (2006). **Ecology of Phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 535 p.

Ribeiro, A. R., Santos, A. G., Neto, A. R. P., Oliveira, D. F. (2018). Estudo diagnóstico de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de águas subterrâneas em áreas distritais do município de Catu, recôncavo da Bahia. **Exatas Online**, 9, 25-38.

Rodrigues, L. L. R. (2008). **Biodiversidade das cianobactérias e algas das represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Ciências na Área de Botânica, de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 205p., Brasil.

Rosa, R., Becker, V., Ferreira, T. F., Cardoso, L. S., & Rocha, C. M. (2011, setembro). Controle de florações de cianobactérias através do uso de uma argila ionicamente modificada para restauração de sistemas aquáticos rasos subtropicais. **Anais do 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre, RS, Brasil, 12.

SABESP. (1999). Norma Técnica Interna SABESP NTS 013: sólidos. **Norma Técnica**. p. 12.

Saekhow, S., Thongprajukaew, K., Phromkunthong, W., & Sae-khoo, H. (2018). Minimal water volume for intensively producing male Siamese fighting fish (*Betta splendens* Regan, 1910). **Fish Physiol Biochem**, 44, 1075-1085.

Santos, D. M., Santos, E. L., Souza, A. P. L. de Temoteo, M. C., Cavalcanti, M. C. A., Silva, F. C. B., & Pontes, E. C. (2013). Uso de extrato aquoso da folha desidratada de amendoeira (*Terminalia catappa*) no cultivo de *Betta splendens*. **Publicações em Medicina Veterinária e Zootecnia**, 7(4), 15p.

Santos, E. L., Lira, R. C., Souza, C. A., Santos, I. V. V. S., Silva, F. C. B., & Albuquerque, I. C. M. (2014). Desempenho de *Betta splendens* Associados a Diferentes Frequências Alimentares. **Revista Científica de Produção Animal**, 16(1), 10-16.

Silva, A. D. R., Santos, R. B., Bruno, A. M. S. S., & Soares, E. C. (2013). Cultivo de tambaqui em canais de abastecimento sob diferentes densidades de peixes. **Acta Amazônia**, 43(4), 517-524.

Souza, T. G. L., Matsumoto, T., & Ortiz, I. A. S. (2015). Utilização de um floco-decantador de manta de lodo para tratamento de efluentes de piscicultura em tanque. **Interciência**, 40(9), 626-633.

Sperling, M. (2018). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos** (4a ed.). Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 472p.

Statsoft. Statistica (data analysis software system), versão 8.0. 2007.

Spearman, C. (1904). The proof and measurement of association between two things. **The American Journal of Psychology**, 15(1), 72–101.

Taylor, J. C. Harding, W. R., & Archibald, C. G. M. (2007). **An Illustrated Guide to Some Common Diatom Species from South Africa**, WRC Report TT. 225p.

Thongprajukaew, K., Kovitvadhi, U., Kovitvadhi, S., Somsueb, P., & Rungruangsak-Torrissen, K. (2011). Effects of different modified diets on growth, digestive enzyme activities and muscle compositions in juvenile Siamese fighting fish (*Betta splendens* Regan, 1910). **Aquicultura**, 322(323), 1-9.

Torres, I. A., Silva, T. M. F., Rodrigues, L. S., Silva, I. J., Costa, T. A., Soto-Blanco, B., & Melo, M. M. (2017). Avaliação físico-química de amostras de água, sedimento e mata ciliar de uma piscicultura localizada em área agroindustrial à margem do Ribeirão da Mata (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 22(4), 773-780.

Zorzin, F. M., Ogata, F. S., Mascarenhas, F. A. N., Orsine, J. V. C., Santanna, L. M., Ricardi, L. M., Assis, M. S., Bittencourt, M. L. S. A., Ramalho, W. M., & Carneiro, F. F. (2011). Análise da qualidade da água do Ribeirão Sobradinho – contaminação ambiental e qualidade de vida, Distrito Federal. **Tempus - Actas de Saúde Coletiva**, 5(4), 107-118.

Informações adicionais

Como referenciar este artigo: Vargas, I.S., Pereira, R.O. (2020). Caracterização de efluentes de piscicultura de peixes *Betta splendens* visando o reúso. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.8, n.4, p.122-146.



Direitos do Autor. A Revista Brasileira de Meio Ambiente utiliza a licença Creative Commons - CC Atribuição Não Comercial 4.0 CC-BY-NC (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0>).