

## EMPREGO DO RLF-BFC PARA A POTABILIZAÇÃO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO PÚBLICO EM ÁREA DESASSISTIDA POR COMPANHIA DE TRATAMENTO DE ÁGUA

### **Alcione Aparecida de Almeida Alves**<sup>(1)</sup>

Engenheira Ambiental pelo Centro Universitário Dinâmica das Cataratas (UDC), Mestre em Engenharia Química pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) e Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

### **Júlia Villela Toledo Ferreira**<sup>(2)</sup>

Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), mestranda no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)

### **Renata Welter Martins**<sup>(3)</sup>

Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS)

### **Milena Santiago Chiquim**<sup>(4)</sup>

Engenheira Química pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai (URI), mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS)

### **Aline Raquel Müller Tones**<sup>(5)</sup>

Engenheira Ambiental pela Faculdade União das Américas (UNIAMERICA), Mestre em Tecnologias Ambientais Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Medianeira (UTFPR) e Doutora em Engenharia Química pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE)

**Endereço**<sup>(1)</sup>: Rua Jacob Reinaldo Haupenthal, 1580, São Pedro, Cerro Largo, Rio Grande do Sul, Brasil. CEP: 97900-000- Tel: +55 (55) 8102-2834- - e-mail: alcione.almeida@uffs.edu.br.

## RESUMO

O abastecimento e a potabilização de água em áreas rurais são deficitários no Brasil, havendo, quando existente, somente o processo de desinfecção, o qual não é considerado eficaz para tornar a água potável dependendo da fonte. Assim sendo, fazem-se necessários estudos utilizando novas tecnologias com soluções alternativas no tratamento de água em áreas desassistidas. O objetivo deste estudo consistiu em avaliar a construção de um Reator de leito fixo bi-fluxo contínuo (RLF-BFC) empregado para fins de potabilização de água para abastecimento em áreas desassistidas, bem como analisar a qualidade da água pré e pós-tratamento. A eficiência do RLF-BF foi avaliada por meio de amostras de água bruta (AB), tratada por filtração (ATF) e água tratada por filtração e adsorção (ATF-A), sendo analisados os parâmetros: cor aparente, pH, turbidez, absorvância ( $\lambda - 254$  nm) e condutividade elétrica. Com base nos VMP nas legislações vigentes, constatou-se a eficiência de remoção em relação aos parâmetros analisados na amostragem água tratada por filtração e adsorção (ATF-A): absorvância  $\lambda - 254$  nm (22,4 %), condutividade elétrica (6,8 %), cor aparente (94,6%), pH (7,2 a 8,9) e turbidez (63,22 %). Dessa forma a operacionalização do RLF-BFC é capaz de contribuir para a potabilização de água para consumo humano.

**PALAVRAS-CHAVE:** água de consumo humano, reator de leito fixo, meio rural.

## INTRODUÇÃO

O Brasil é privilegiado pela abundância de recursos hídricos, entretanto não isenta o país de passar por crises hídricas relacionadas ao uso inadequado da água e ao abastecimento ineficiente (SCANTIMBURGO, 2013). Os recursos hídricos sustentam não apenas a subsistência humana, mas também o crescimento econômico, sua distribuição desigual e incompatível com a demanda em algumas regiões é um dos maiores desafios (SUN *et al.*, 2023).

Conforme estudo realizado por Rebouças (2006), no Brasil as principais fontes poluidoras das águas subterrâneas estão fortemente atreladas ao crescimento desordenado da população que tem acarretado o lançamento de esgotos domésticos e industriais em corpos hídricos, descarte de resíduos sólidos, e a intensiva utilização de agrotóxico nas áreas rurais.

De acordo com Bernardes (2009), a contaminação das águas subterrâneas é uma preocupação em relação à qualidade da água, visto que, por ser um recurso menos visível que a água superficial, dificulta a identificação de fontes pontuais e difusas de contaminação.

O Sistema convencional de abastecimento e potabilização de água tem sido comumente aplicados em áreas urbanas, negligenciando as áreas rurais devido a existência de habitações espaçadas e distantes entre si, que

dificultam a conjectura de sistemas de saneamento convencionais. Assim sendo, se faz necessário um sistema de potabilização de água no meio rural que permita a distribuição de água potável a esta população. Especialmente quando a fonte de abastecimento não tem sido considerada como livre de poluição e/ou contaminação (PERES *et al.*, 2020).

Nas localidades rurais, o modo pelo qual a distribuição populacional é disposta atrelada a fatores político-econômicos e a disponibilidade hídrica do local minimiza a empregabilidade do sistema de tratamento convencional por Estações de Tratamento de Água (ETA). Nestas localidades o abastecimento de água costuma ser composto por soluções individuais, soluções alternativas e, inabitualmente, sistemas de redes de abastecimento, entretanto esses sistemas costumam ser precários, sem nenhum tipo de controle ou projeto de dimensionamento. Evidencia-se a importância do diagnóstico da qualidade da água no meio rural, bem como aplicação de sistemas capazes de suprir as necessidades de abastecimento e potabilização de água (SCHENA, 2021).

Segundo Departamento de Engenharia de Saúde Pública da Funasa, 17,2% dos residentes rurais possuem atendimento precário quanto ao abastecimento de água e 18,2% não possuem abastecimento de água de 64,6% dos domicílios atendidos, ou seja, apenas 29,2% possuem acesso ao abastecimento de água, logo a qualidade da água é praticamente desconsiderada (IBGE, 2010).

A precariedade da oferta de água potável na área rural faz com que seja de extrema importância estudos e soluções alternativas de tratamento de água. Além disso, é necessário que a tecnologia empregada

considere os padrões de potabilidade atendendo as normas preconizadas na Portaria de Consolidação Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde (MS) (BRASIL, 2021).

Uma das alternativas é a filtração direta, a qual tem sido empregada em sistemas de potabilização de água e apresenta vantagens que permitem sua aplicação em áreas rurais, tais como o menor número de unidades de tratamento envolvidas, menor consumo de produtos químicos durante o processo de tratamento, operação e manutenção mais simples e menor produção de lodo se comparada à filtração lenta. Entretanto, como toda tecnologia possui limitações, esta apresenta adversidade no tratamento da água bruta com elevada turbidez e a ineficiência na remoção de micropoluentes (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Para a potabilização da água comumente o processo adsorptivo por CAG é aplicado após a filtração e neste sentido, foi desenvolvido por Alves (2018) um Reator de Leito Fixo Bi-fluxo como forma de potencializar as alternativas de tratamento em áreas rurais, as quais são desassistidas pelo sistema de potabilização convencional e por vezes, sem vigilância e monitoramento da água servida a população.

Sendo assim, com a intenção de atenuar os problemas supracitados, o estudo em questão propõe o emprego de Reator de Leito Fixo Bi-Fluxo Contínuo® (RLF-BFC) para a potabilização de água de abastecimento público em áreas desassistidas por companhia de tratamento de água, para fins de identificação de sua eficiência considerando o preconizado na Portaria de Consolidação nº 5/2017 do MS, bem como a Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde (MS).

## **OBJETIVO**

Avaliar o desempenho do RLF-BFC considerando os parâmetros físico-químicos: absorvância  $\lambda$ -254 nm, cor aparente, condutividade elétrica, pH e turbidez, conforme preconizado na Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde e as suas alterações na Portaria nº 888/2021 do MS, pré e pós-tratamento da água.

## **METODOLOGIA**

### **ÁREA E ÁGUA DE ESTUDO**

A água utilizada neste estudo é proveniente de uma região no Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, que tem abastecimento de água exclusivamente por águas subterrâneas, passando por tratamento simplificado. A região conta com captação de água com finalidade para consumo humano através 34 poços registrados (SILVEIRA, 2019).

A escolha da água de estudo foi determinada considerando alguns critérios, sendo eles: monitoramento prévio a este estudo, detectou a presença de micropoluentes, abaixo do VMP estabelecidos na Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde e suas alterações na Portaria nº 888/21 do MS, e possibilidade de implantação do RLF-BFC, visto que o local se apresenta em área desassistida companhia de abastecimento de água.

### **REATOR DE LEITO FIXO BI-FLUXO CONTÍNUO**

O RLF-BFC foi confeccionado, dimensionado e construído com finalidade de auxiliar e contribuir para potabilização de água de abastecimento público em meio rural, conforme descrito por Alves (2018).

O mesmo foi construído de material inox e considerou a ABNT NBR nº 12.216/1992, o qual direciona em relação as condicionantes para elaboração de projeto de ETA destinada à produção de água potável para abastecimento público. O sistema considera os aspectos construtivos e operacionais específicos para fins de remoção de poluentes e micropoluentes presentes na água destinada a consumo humano.

Para tanto, foi utilizado a Taxa de Aplicação Superficial máxima (TAS) de próximo a  $120 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e o RLF-BFC tem em característica processo de filtração e filtração/adsorção, sendo que os materiais filtrantes são os estabelecidos na ABNT NBR nº 12.216/1992 e o material adsorvente refere-se a carvão ativado granular (CAG).

O CAG utilizado no estudo foi do tipo comercial com origem do epicarpo do babaçu (*Orbignya phalerata*), e ativado fisicamente por vapor d'água, o qual seguiu as informações do fabricante. Posteriormente foi realizado a limpeza do mesmo segundo os procedimentos descritos pela norma D6586 (ASTM, 2008).

O leito adsorvente foi constituído por seixos rolados com tamanho efetivo entre 0,05m e 0,013 m, com altura de 0,13 m. Posteriormente alocado o adsorvente, sendo ele o CAG, com tamanho efetivo variando entre 0,075 mm e 2,26 mm, com uma espessura de 0,05 m e altura de 0,12 m. Tanto camada suporte, quanto a camada adsorvente distribuída em ordem decrescente no sentido ascendente.

Em relação ao leito filtrante, a camada suporte foi alocada ao fundo do leito com tamanho efetivo entre 0,05 m e 0,13 m, com altura foi de 0,25 m. O preparo da areia iniciou no peneiramento utilizando a peneira de análise granulométrica com abertura de 0,25 mm, seguido do procedimento de lavagem, passando por lavagem com hipoclorito de sódio 10%, água e por fim água ultrapura. A areia limpa foi seca em estufa a 110 °C durante 24h e armazenada em bandejas esterilizadas e tampadas até a sua utilização. Posteriormente a areia já limpa foi alocada com altura total da camada filtrante de 0,25 m. No interior de ambos os leitos foram alocadas fitas métricas para monitoramento da perda de carga.

### Operacionalização do RLF-BFC

Antes de ser iniciada a operação do reator foram realizados testes de vazão para que fosse possível manter durante todo o processo de filtração uma TAS de  $120 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ .

Foram coletadas três amostras a cada 20 minutos, sendo elas água bruta (AB), água tratada pelo leito filtrante (ATF) e a água tratada pelo leito adsorvente (ATF-A), além disso também foi aferidas a vazão de saída do reservatório de água e a perda de carga dos leitos.

O processo de operacionalização foi realizado por 440 minutos, em um total de 22 coletas de amostras. No entanto, testes preliminares foram realizados em termos de passagem de fluido para averiguação de possíveis vazamentos e sequencialmente realizaram-se os testes operacionais.

### PROCEDIMENTO ANALÍTICO

Os parâmetros físico-químicos foram analisados em triplicata e a água de estudo foi analisada sequencialmente a coleta pré e pós-tratamento pelo RLF-BFC. A avaliação considerou os parâmetros descritos na Tabela 1.

**Tabela 1 – Metodologia de análises físico-químicas**

Parâmetro Analisado	Método	Equipamento
Absorbância ( $\lambda$ -254 nm)	5910 B (APHA <sup>(1)</sup> , 2012)	Espectrofotômetros UV-Visíveis
Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	2510 B APHA, 2005	Sonda multiparâmetro YSI professional plus
Cor Aparente (uH)	2120 B APHA, 2005	Calorímetro Del Lab® DLA-COR
pH	4500 B APHA, 2005	pHmetro Hanna, HI 2221
Turbidez (UT)	2130 B APHA, 2005	Turbidímetro PoliControl AP 2000

Fonte: Autores (2023).

Realizou-se a determinação da qualidade da água em termos da potabilidade utilizando os VMP de acordo com os valores previamente definidos na Portaria de Consolidação nº 5/2017 do MS e as suas alterações na Portaria nº 888/21 do MS.

### RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### Absorbância ( $\lambda$ – 254 nm)

Os resultados referentes ao parâmetro absorbância ( $\lambda$  – 254 nm) nas amostras de água AB, ATF e ATF-A coletadas do RLF-BFC estão descritas na Tabela 2 e Figura 1.

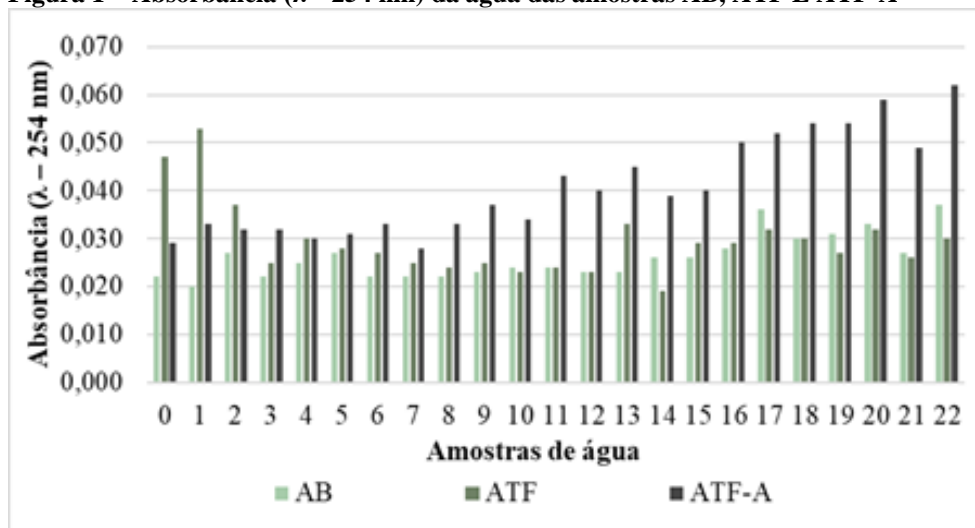
**Tabela 2 – Absorbância da AB, ATF e ATF-A do RLF-BFC**

Tempo	Absorbância ( $\lambda$ – 254 nm)					
	AB	Desvio padrão	ATF	Desvio padrão	ATF-A	Desvio padrão
0	0,022	$\leq 0,01$	0,047	$\leq 0,01$	0,029	$\leq 0,01$
1	0,02	$\leq 0,01$	0,053	$\leq 0,01$	0,033	$\leq 0,01$

2	0,027	≤0,01	0,037	≤0,01	0,032	≤0,01
3	0,022	≤0,01	0,025	≤0,01	0,032	≤0,01
4	0,025	≤0,01	0,03	≤0,01	0,03	≤0,01
5	0,027	≤0,01	0,028	≤0,01	0,031	≤0,01
6	0,022	≤0,01	0,027	≤0,01	0,033	≤0,01
7	0,022	≤0,01	0,025	≤0,01	0,028	≤0,01
8	0,022	≤0,01	0,024	≤0,01	0,033	≤0,01
9	0,023	≤0,01	0,025	≤0,01	0,037	≤0,01
10	0,024	≤0,01	0,023	≤0,01	0,034	≤0,01
11	0,024	≤0,01	0,024	≤0,01	0,043	≤0,01
12	0,023	≤0,01	0,023	≤0,01	0,04	≤0,01
13	0,023	≤0,01	0,033	≤0,01	0,045	≤0,01
14	0,026	≤0,01	0,019	≤0,01	0,039	≤0,01
15	0,026	≤0,01	0,029	≤0,01	0,04	≤0,01
16	0,028	≤0,01	0,029	≤0,01	0,05	≤0,01
17	0,036	≤0,01	0,032	≤0,01	0,052	≤0,01
18	0,03	≤0,01	0,03	≤0,01	0,054	≤0,01
19	0,031	≤0,01	0,027	≤0,01	0,054	≤0,01
20	0,033	≤0,01	0,032	≤0,01	0,06	≤0,01
21	0,027	≤0,01	0,026	≤0,01	0,049	≤0,01
22	0,037	≤0,01	0,03	≤0,01	0,064	≤0,01

Fonte: Autores (2023). Nota: Água bruta (AB); água tratada por filtração (ATF); água tratada por filtração e adsorção (ATF-A).

**Figura 1 – Absorbância ( $\lambda - 254 \text{ nm}$ ) da água das amostras AB, ATF E ATF-A**



Fonte: Autores (2023).

Os resultados de absorbância ( $\lambda - 254 \text{ nm}$ ) variaram ao longo dos pontos amostrais, entre 0,019 a 0,062 u.a. Em relação a AB as amostras atingiram a mínima 0,020 u.a na amostra 1 e máxima na amostragem 22.

A comparação entre as amostras de água da AB e ATF apresentou uma redução média de 8,07 % na absorbância ( $\lambda - 254 \text{ nm}$ ), tal resultado pode ter influência do leito filtrante (areia), ou seja, a matéria orgânica ficou retida no leito filtrante. Nas amostras AB para ATF-A não se obteve redução da absorbância ( $\lambda - 254 \text{ nm}$ ), o que pode ter sido causado pelo arraste de partículas de CAG, que podem ter influenciado no resultado.

As amostras ATF em comparação com ATF-A foi indicado uma redução média de 22,4 % da absorvância ( $\lambda = 254 \text{ nm}$ ), indicando que houve eficiência de remoção utilizando o CAG no leito adsorvente. Portando o RLF-BFC ao longo das amostragens ATF-A obteve 22,4 % de eficiência de remoção.

A Portaria nº 888/2021 do MS não considera a absorvância como um parâmetro de potabilidade, entretanto ela relaciona a presença de matéria orgânica presente nos corpos d'água, podendo ser um indicador de poluição, ou uma indicação de material particulado na matriz analisada (VON SPERLING, 1996), sendo visível nos resultados acerca do aumento da absorvância durante o tempo de operação do RFL-BFC.

### Condutividade elétrica ( $\mu\text{s cm}^{-1}$ )

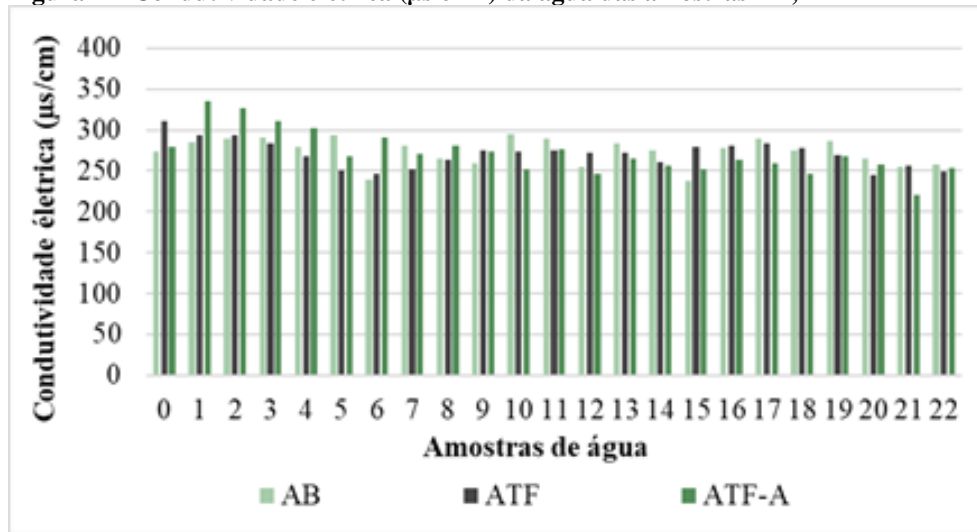
Os resultados referentes ao parâmetro condutividade elétrica ( $\mu\text{s cm}^{-1}$ ) nas amostras de água AB, ATF e ATF-A coletadas do RLF-BFC estão descritos na Tabela 3 e Figura 2.

**Tabela 3 – Condutividade elétrica da AB, ATF e ATF-A do RLF-BFC**

Tempo	Condutividade elétrica ( $\mu\text{s cm}^{-1}$ )					
	AB	Desvio padrão	ATF	Desvio padrão	ATF-A	Desvio padrão
0	272,9	$\leq 0,01$	310,8	$\leq 0,01$	279,3	$\leq 0,01$
1	285	$\leq 0,01$	293	$\leq 0,01$	335,3	$\leq 0,01$
2	290	$\leq 0,01$	293,2	$\leq 0,01$	327	$\leq 0,01$
3	291,5	$\leq 0,01$	283	$\leq 0,01$	310,4	$\leq 0,01$
4	280	$\leq 0,01$	267,4	$\leq 0,01$	301,7	$\leq 0,01$
5	293,5	$\leq 0,01$	250,1	$\leq 0,01$	267,6	$\leq 0,01$
6	239,7	$\leq 0,01$	245,9	$\leq 0,01$	290,6	$\leq 0,01$
7	281,3	$\leq 0,01$	252,1	$\leq 0,01$	270,1	$\leq 0,01$
8	265,2	$\leq 0,01$	263,8	$\leq 0,01$	280,5	$\leq 0,01$
9	258,7	$\leq 0,01$	274,8	$\leq 0,01$	274,2	$\leq 0,01$
10	295,5	$\leq 0,01$	273,3	$\leq 0,01$	252,6	$\leq 0,01$
11	289,8	$\leq 0,01$	274,5	$\leq 0,01$	276,9	$\leq 0,01$
12	254,9	$\leq 0,01$	271,8	$\leq 0,01$	245,9	$\leq 0,01$
13	283,2	$\leq 0,01$	272,3	$\leq 0,01$	265,7	$\leq 0,01$
14	275,7	$\leq 0,01$	260,5	$\leq 0,01$	256,9	$\leq 0,01$
15	237,1	$\leq 0,01$	279,6	$\leq 0,01$	252	$\leq 0,01$
16	278,6	$\leq 0,01$	280,1	$\leq 0,01$	262,9	$\leq 0,01$
17	289,2	$\leq 0,01$	283,7	$\leq 0,01$	259,1	$\leq 0,01$
18	274,4	$\leq 0,01$	278,5	$\leq 0,01$	245,9	$\leq 0,01$
19	286,3	$\leq 0,01$	269,1	$\leq 0,01$	267,9	$\leq 0,01$
20	264,7	$\leq 0,01$	245,2	$\leq 0,01$	258,4	$\leq 0,01$
21	255	$\leq 0,01$	256,3	$\leq 0,01$	220,7	$\leq 0,01$
22	257,5	$\leq 0,01$	249,2	$\leq 0,01$	253,3	$\leq 0,01$

Fonte: Autores (2023). Nota: Água bruta (AB); água tratada por filtração (ATF); água tratada por filtração e adsorção (ATF-A).

**Figura 2 – Condutividade elétrica ( $\mu\text{s cm}^{-1}$ ) da água das amostras AB, ATF E ATF-A**



Fonte: Autores (2023).

Os resultados de condutividade elétrica das amostras de água ao longo das 22 coletas variaram de  $220,7 \mu\text{s cm}^{-1}$  a  $335,3 \mu\text{s cm}^{-1}$ . Segundo Rajendran e Mansiya (2015) para as águas subterrâneas, em geral a condutividade elétrica varia entre  $650 \mu\text{s cm}^{-1}$  e  $1200 \mu\text{s cm}^{-1}$  o que tem relação com a quantidade de íons dissolvidos na água, ou seja, quando maior a quantidade de íons presentes na água, maior será sua condutividade, não representando risco a saúde humana.

Nas amostras de AB obteve-se resultados mais elevados do que nas amostras ATF-A. E, durante a operação do RLF-BFC a amostra AB em comparação a ATF apresentou redução média de 6% da condutividade elétrica, indicando que, possivelmente o leito filtrante não foi capaz de reter totalmente substâncias dissolvidas. Nas amostras AB em comparação ATF-A houve uma redução média de 7,04 % e na amostra ATF obteve-se uma redução média de 7 % da condutividade elétrica se comparado a ATF-A.

Identificou-se uma redução próxima a 7 % de condutividade elétrica em ambas amostragens ATF e ATF-A. Ou seja, houve uma eficiência de 7 % com o emprego do RLF-BFC na remoção de íons dissolvidos na água bruta.

Estes resultados confirmam com resultados descritos por Alves (2017) em estudo que avaliou a condutividade elétrica utilizando água de abastecimento público, onde demonstram que os sólidos dissolvidos na água tratada por tratamento de desinfecção, foram parcialmente retidos por meio da adsorção em leito fixo de CAG.

A Portaria de Consolidação nº 5/2017 do MS, alterada pela portaria nº 888/2021 não estabelece VMP para variável condutividade elétrica. Desta forma, a variável em questão não pode ser comparada com valores de referência.

### Cor Aparente ( $\mu\text{H}$ )

Os resultados referentes ao parâmetro cor aparente ( $\mu\text{H}$ ) nas amostras de água AB, ATF e ATF-A coletadas do RLF-BFC estão descritos na Tabela 4 e Figura 3.

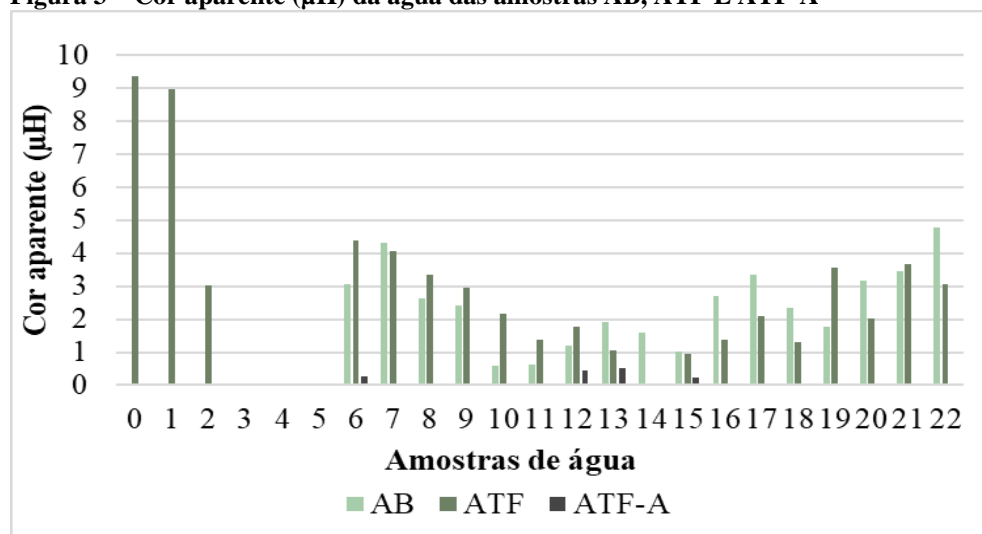
**Tabela 4 – Cor aparente da AB, ATF e ATF-A do RLF-BFC**

Tempo	Cor aparente ( $\mu\text{H}$ )					
	Desvio padrão	AB	Desvio padrão	ATF	Desvio padrão	ATF-A
<b>AB</b>						
0	0	$\leq 0,01$	9,367	0,115	0	$\leq 0,01$
1	0	$\leq 0,01$	8,967	0,289	0	$\leq 0,01$
2	0	$\leq 0,01$	3,033	0,961	0	$\leq 0,01$
3	0	$\leq 0,01$	0	0	0	$\leq 0,01$
4	0	$\leq 0,01$	0	0	0	$\leq 0,01$

5	0	≤0,01	0	0	0	≤0,01
6	3,067	0,306	4,4	0,4	0,267	0,252
7	4,3	1,217	4,067	0,058	0	≤0,01
8	2,633	1,274	3,333	0,153	0	≤0,01
9	2,42	0,243	2,967	0,252	0	≤0,01
10	0,6	0,173	2,167	0,321	0	≤0,01
11	0,633	0,115	1,367	0,513	0	≤0,01
12	1,2	0,265	1,763	0,579	0,433	0,451
13	1,9	0,2	1,067	0,115	0,5	0,346
14	1,6	1,127	0	0	0	≤0,01
15	1,033	0,416	0,933	0,231	0,233	0,404
16	2,7	0,3	1,367	0,451	0	≤0,01
17	3,333	0,493	2,1	0,3	0	≤0,01
18	2,333	0,493	1,3	0,436	0	≤0,01
19	1,767	0,306	3,567	0,379	0	≤0,01
20	3,167	0,306	2,033	0,153	0	≤0,01
21	3,467	0,808	3,667	0,231	0	≤0,01
22	4,767	0,611	3,067	0,115	0	≤0,01

Fonte: Autores (2023). Nota: Água bruta (AB); água tratada por filtração (ATF); água tratada por filtração e adsorção (ATF-A).

**Figura 3 – Cor aparente (µH) da água das amostras AB, ATF E ATF-A**



Fonte: Autores (2023).

Os valores de cor aparente das amostras apresentaram resultados que variaram de 0 a 9,4 uH. Onde o maior valor de cor aparente foi na amostra ATF 0.

Ao se comparar as amostras AB em relação ATF se identificou uma redução média de 44,45 % de cor aparente, indicando que o leito filtrante foi capaz de reter partículas dissolvidas na água, chegando a máxima remoção/eficiência (100 %) na amostra ATF 14.

Nas amostras de AB em comparação a ATF-A, a redução média foi de 89,2 %, destacando-se que, nas amostras 7, 8, 9, 10, 11, 14, 16, 18, 19, 20, 21, 22 apresentaram redução de 100%, indicando assim uma possível adsorção de material coloidal no CAG do leito adsorvente.

Nas amostras ATF em comparação a ATF-A, houve uma redução média de 94,6 % de cor aparente e nas amostras ATF-A 7, 8, 9, 10, 11, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22 houve remoção de 100 % em relação a remoção da cor aparente. Assim sendo, o emprego do RLF-BFC alcançou uma eficiência de remoção de cor aparente de 94,6 %.



Atualmente no Brasil o VMP para o padrão de potabilidade da Portaria nº 05/2017 do MS relacionada a cor aparente é de 15 uH, sendo assim os resultados obtidos ficaram dentro do permitido pela legislação.

A cor aparente está relacionada a matéria orgânica e outros compostos dissolvidos na água, mesmo se tratando de um parâmetro auxiliar, o parâmetro quando fora do VMP pode indicar um problema em alguma etapa do tratamento ou do processo empregado, além do mais é um fator ruim quando analisado o aspecto estético da água a ser consumida pela população (SOUZA, 2022).

### Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os resultados referentes ao parâmetro potencial hidrogeniônico (pH) nas amostras de água AB, ATF e ATF-A coletadas do RLF-BFC estão descritos na Tabela 5 e Figura 4.

**Tabela 5 – pH da AB, ATF e ATF-A do RLF-BFC**

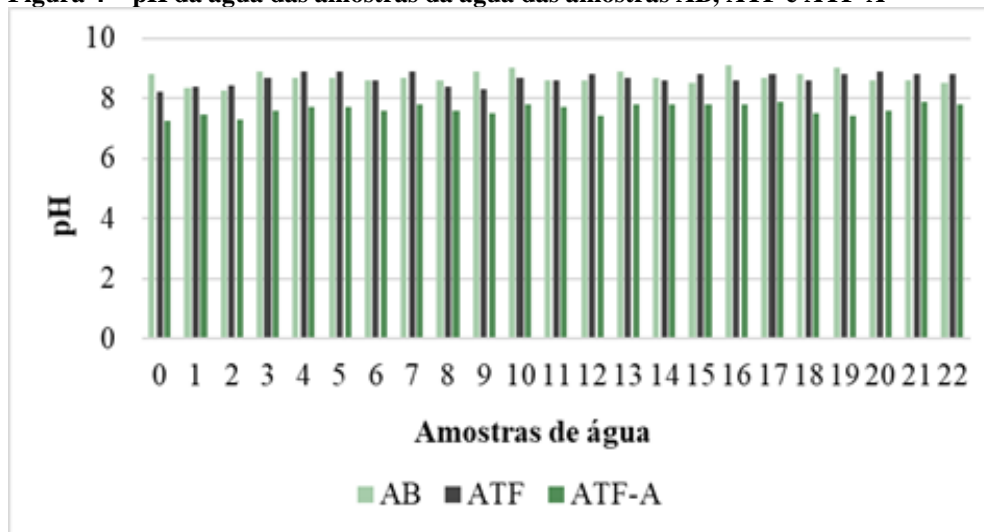
Tempo	Potencial hidrogeniônico (pH)					
	AB	Desvio padrão	ATF	Desvio padrão	ATF-A	Desvio padrão
0	8,83	≤0,01	8,22	≤0,01	7,26	≤0,01
1	8,34	≤0,01	8,4	≤0,01	7,45	≤0,01
2	8,25	≤0,01	8,42	≤0,01	7,31	≤0,01
3	8,9	≤0,01	8,7	≤0,01	7,6	≤0,01
4	8,7	≤0,01	8,9	≤0,01	7,7	≤0,01
5	8,7	≤0,01	8,9	≤0,01	7,7	≤0,01
6	8,6	≤0,01	8,6	≤0,01	7,6	≤0,01
7	8,7	≤0,01	8,9	≤0,01	7,8	≤0,01
8	8,6	≤0,01	8,4	≤0,01	7,6	≤0,01
9	8,9	≤0,01	8,3	≤0,01	7,5	≤0,01
10	9	≤0,01	8,7	≤0,01	7,8	≤0,01
11	8,6	≤0,01	8,6	≤0,01	7,7	≤0,01
12	8,6	≤0,01	8,8	≤0,01	7,4	≤0,01
13	8,9	≤0,01	8,7	≤0,01	7,8	≤0,01
14	8,7	≤0,01	8,6	≤0,01	7,8	≤0,01
15	8,5	≤0,01	8,8	≤0,01	7,8	≤0,01
16	9,1	≤0,01	8,6	≤0,01	7,8	≤0,01
17	8,7	≤0,01	8,8	≤0,01	7,9	≤0,01
18	8,8	≤0,01	8,6	≤0,01	7,5	≤0,01
19	9	≤0,01	8,8	≤0,01	7,4	≤0,01
20	8,6	≤0,01	8,9	≤0,01	7,6	≤0,01
21	8,6	≤0,01	8,8	≤0,01	7,9	≤0,01
22	8,5	≤0,01	8,8	≤0,01	7,8	≤0,01

Fonte: Autores (2023). Nota: Água bruta (AB); água tratada por filtração (ATF); água tratada por filtração e adsorção (ATF-A).

Os valores de pH das amostras de água apresentaram resultados que variaram entre 7,26 e 9,1, mantendo-se em condições alcalinas. Em que, nas amostras AB e ATF os valores se mantiveram em média com pH de 8,6 em toda a operação. As amostras de ATF-A variaram entre pH de 7,6 e 7,9. Portanto, nas amostragens de ATF-A foi possível observar que o pH variou ao longo da operação, com tendência a neutralidade.

Os valores de pH das amostras de água apresentaram resultados que variaram entre 7,26 e 9,1, mantendo-se em condições alcalinas.

**Figura 4 – pH da água das amostras da água das amostras AB, ATF e ATF-A**



Fonte: Autores (2023).

Em que, nas amostras AB e ATF os valores se mantiveram em média com pH de 8,6 em toda a operação. As amostras de ATF-A variaram entre pH de 7,6 a 7,9. Portanto, nas amostragens de ATF-A foi possível observar que o pH variou ao longo da operação, com tendência a neutralidade.

Comparando as amostras de AB (pH 8,7) em relação a ATF (pH 8,6), houve uma variação média de 0,1 em relação ao pH, enquanto que, nas amostras AB para ATF-A se obteve uma variação de 8,6 a 7,6 do pH. Portanto, durante a operacionalização do RLF-BFC nas amostragens ATF-A o pH variou de 7,2 a 7,9, o que representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas presente na água de estudo.

De modo geral, todos os resultados encontrados estão dentro dos padrões recomendados pela Portaria nº 05/2017 do MS que estabelece o valor de pH entre 6 a 9. E, os valores corroboram aos estudos realizados por Silveira (2019), acerca de águas subterrâneas da região de estudo, em que o autor identificou valores de pH para a faixa alcalina.

### Turbidez (uT)

Os resultados referentes ao parâmetro turbidez (uT) nas amostras de água AB, ATF e ATF-Acoletadas do RLF-BFC estão descritas na Tabela 6 e Figura 5.

**Tabela 6 – Turbidez da AB, ATF e ATF-A do RLF-BFC**

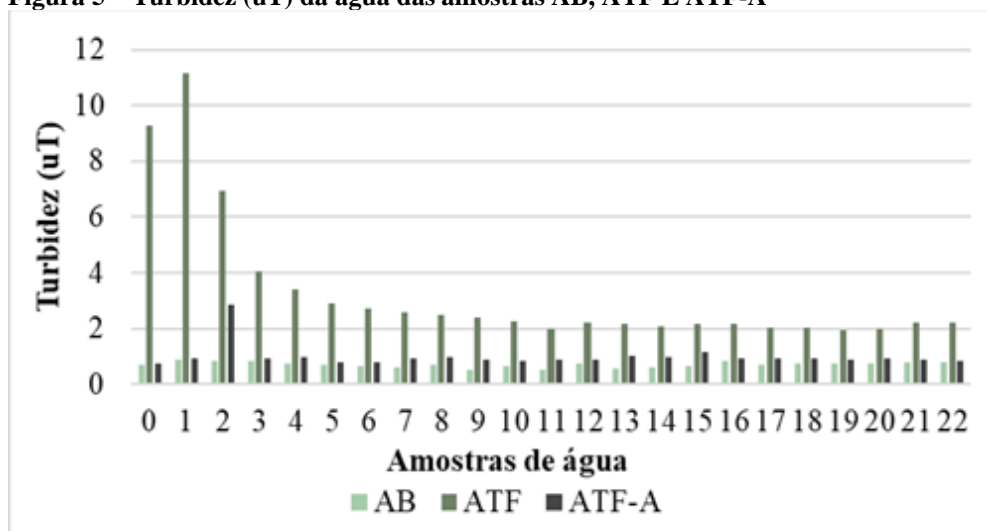
Tempo	Turbidez (uT)					
	AB	Desvio padrão	ATF	Desvio padrão	ATF-A	Desvio padrão
0	0,7	0,0265	9,26	0,165	0,733	0,055
1	0,88	0,1127	11,167	0,1	0,913	≤0,01
2	0,857	0,0252	6,933	0,286	2,86	≤0,01
3	0,857	0,0603	4,037	0,065	0,923	≤0,01
4	0,727	0,0839	3,413	0,126	0,963	0,049
5	0,697	0,0643	2,9	0,044	0,783	0,086
6	0,643	0,0321	2,72	0,159	0,787	0,078
7	0,613	≤0,01	2,587	0,096	0,907	≤0,01
8	0,687	0,0416	2,5	0,118	0,993	0,126
9	0,513	0,194	2,403	0,091	0,883	≤0,01
10	0,657	0,0666	2,263	0,103	0,847	0,14
11	0,517	0,0757	2	0,161	0,877	0,153
12	0,753	0,0577	2,21	0,053	0,877	0,032

13	0,577	0,0404	2,153	0,031	1	0,044
14	0,603	0,0577	2,067	0,055	0,953	0,05
15	0,657	0,0737	2,143	≤0,01	1,14	0,044
16	0,83	0,1253	2,177	≤0,01	0,907	≤0,01
17	0,717	≤0,01	2,033	≤0,01	0,927	0,012
18	0,747	0,0404	2,033	0,029	0,93	≤0,01
19	0,72	≤0,01	1,947	0,075	0,863	≤0,01
20	0,747	≤0,01	1,993	≤0,01	0,937	≤0,01
21	0,78	0,1039	2,227	0,15	0,9	≤0,01
22	0,807	≤0,01	2,227	≤0,01	0,857	≤0,01

Fonte: Autores (2023). Nota: Água bruta (AB); água tratada por filtração (ATF); água tratada por filtração e adsorção (ATF-A).

Os resultados de turbidez variaram de 0,513 uT a 11,167 uT, sendo que os VMP estabelecido pela Portaria nº 05/2017 do MS é de 5 uT, portanto foram ultrapassados nas amostragens da ATF no tempo 0, 1, 2, indicando de que provavelmente foi ocasionado pelo araste de areia do leito filtrante. Foi possível constatar que, quando comparado AB em relação a ATF, não ocorreu redução da turbidez, fato este que pode estar relacionado a não retenção por parte do leito filtrante em relação a parte das partículas sólidas suspensas na água, principalmente nas 3 primeiras amostragens.

**Figura 5 – Turbidez (uT) da água das amostras AB, ATF E ATF-A**



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Nas amostras AB em comparação a ATF-A também não obteve remoção de turbidez, indicando uma possível interferência do CAG nas primeiras amostras de água, o que pode ter ocasionado o aumento da turbidez da ATF-A. No entanto, ao comparar os resultados das amostragens ATF comparadas a ATF-A houve uma redução média de 63,22 % da turbidez na água, ou seja, o CAG foi eficiente na redução do parâmetro em questão, além do mais demonstrou tendência em diminuir ao longo da operação do RLF-BFC indicando uma necessidade de continuidade do estudo para maiores períodos de operação do RLF-BF.

Tais resultados corroboram com o descrito por Alves (2017), em estudo que avaliou o mesmo parâmetro utilizando água de abastecimento público, confirmando que os resultados obtidos da turbidez onde o CAG foi responsável por determinar a turbidez da água tratada.

Zerwes *et al.* (2015), em estudo relacionado a qualidade da água de dois poços subterrâneos em zonas rurais do Vale do Taquari no Rio Grande do Sul, encontraram valores semelhantes em relação a AB, com valores de turbidez entre 0,02 e 11,69 uT. Segundo os autores, a determinação da turbidez da água é diretamente relacionada pela presença de material sólido em suspensão, o que resulta na transparência das amostras.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando o objetivo proposto e os resultados obtidos ao findar deste estudo pode-se constatar que o dimensionamento e instalação do RLF-BFC, se mostrou eficiente quando a empregabilidade com fins de potabilização de água por processo de filtração e adsorção. Além disto, a construção seguiu o descrito na ABNT NBR n° 12.216/1992, sendo possível o funcionamento dos processos de filtração e adsorção por gravidade;

A ATF-A para os parâmetros de pH, turbidez e cor aparente ficaram de acordo com o estipulado pela Portaria n° 05/2017 do MS. Enquanto que, os parâmetros não estabelecidos pela referida portaria apresentaram eficiências máximas de 22,4 % para a redução da absorbância ( $\lambda - 254 \text{ nm}$ ) e 6,8 % para a condutividade elétrica.

O RLF-BFC foi capaz de melhorar a qualidade da água de abastecimento rural quando comparado as amostragens AB para ATF-A, mesmo com a ocorrência de arraste da areia do leito filtrante, para os parâmetros de absorbância  $\lambda - 254 \text{ nm}$  (22,4 %), condutividade elétrica (6,8 %), cor aparente (89,2%) e pH (7,2 a 8,9).

Portanto, pode-se concluir preliminarmente que o emprego do RLF-BFC é capaz de contribuir para a potabilização de água de consumo humano. Por se tratar de uma nova configuração de reator para a potabilização de água, sugere-se para estudos futuros a operacionalização por mais tempo do RLF-BFC, a fim de determinar o tempo de operação até a colmatação do leito filtrante e a saturação e colmatação do leito adsorvente, bem como a realização de ensaios de retrolavagem e da aplicação de distintas TAS.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALVES, A. A. A. **Emprego da tecnologia de adsorção em leito fixo de carvão ativado granular para remoção de agrotóxicos carbamatos da água de abastecimento público**. Tese (Doutorado em Engenharia) –Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2017.
2. ALVES, A. *et al.* Performance of the fixed-bed of granular activated carbon for the removal of pesticides from water supply. **Environmental Technology**, v. 26, p. 1-11, 2018.
3. AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). (2008) ASTM D 6586-03: **Standard Practice for the Prediction of Contaminant Adsorption on GAC in Aqueous Systems Using Rapid Small-Scale Column Tests**. Filadélfia: ASTM International.
4. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - **ABNT NBR 12216/1992**: Projeto estação de tratamento de água para abastecimento público: procedimento. Rio de Janeiro, 1992. BRASIL
5. AWWA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22<sup>th</sup> ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 2012.
6. BERNARDES, A. M. **Uso e ocupação do solo e qualidade da água na bacia do córrego do Engenho, Viçosa, Minas Gerais**. 2009. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/Mg, 2009.
7. BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação N° 05, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2017.
8. BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria N° 888, de 4 de maio de 2021. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF 2021.
9. DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 2 ed. São Paulo: RIMA, 2005.
10. IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2010**. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.
11. RAJENDRAN e MANSIYA, C. Physico-chemical analysis of ground water samples of coastal areas of south Chennai in the post-Tsunami scenario. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, n. 121 p. 218–222, 2015.

12. PERES, R. M et al. Potential microbial transmission pathways in rural communities using multiple alternativewater sources in semi-arid Brazil. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**. Brasil. v.224, 2020.
13. REBOUÇAS, A. C. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras. 2006. Acesso em: 04 ago. 2022.
14. SCANTIMBURGO, A. L. **O Banco Mundial e a política nacional de recursos hídricos**. Cultura Acadêmica,2013.
15. SCHENA, Nain Bianchini. **DIAGNÓSTICO E SOLUÇÕES PARA O ABASTECIMENTO DE ÁGUA NA ZONA RURAL DO MUNICÍPIO DE BOQUEIRÃO DO LEÃO/RS**. 2021. 63 f. Monografia (Especialização) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Vale do Taquar, Lajeado, 2021.
16. SILVEIRA, L. M. **Estudo sobre a ocorrência de arsênio nas águas subterrâneas do sistema aquífero Serra Geral, no município de Cerro Largo – RS**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019.
17. SOUZA, F. F. G. *et al.* **Qualidade da Água do Sistema de Abastecimento numa Comunidade Rural emMunicípio de Pequeno Porte no Sudeste do Brasil**. Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology, v.26, n. 1, p. 59-64, 2022.
18. SUN, Siao *et al.* Water transfer infrastructure buffers water scarcity risks to supply chains. **Water Research**, [S.L.], v. 229, p. 119442, fev. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2022.119442>.
19. VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte, DESA-UFGM, 1996.
20. ZERWES, C. M. *et al.* Análise da qualidade da água de poços artesianos do município de Imigrante, Vale do Taquari/RS. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 37, n. 4, p.651-663, 2015.