

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E
SANEAMENTO

PAULA ALEJANDRA LARA ROMERO

Sistema compacto para desinfecção de água potável com uso de ozônio para aplicação a escala domiciliar: construção, avaliação operacional, estudo do desempenho e viabilidade econômica

VERSÃO CORRIGIDA

SÃO CARLOS, SP

2022

PAULA ALEJANDRA LARA ROMERO

Sistema compacto para desinfecção de água potável com uso de ozônio para aplicação a escala domiciliar: construção, avaliação operacional, estudo do desempenho e viabilidade econômica

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientadora: Prof. Dra. Lyda Patrícia Sabogal Paz

São Carlos - SP

2022

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

L318s Lara Romero, Paula Alejandra
Sistema compacto para desinfecção de água potável com uso de ozônio para aplicação a escala domiciliar: concepção, construção, avaliação operacional, estudo do desempenho e viabilidade econômica / Paula Alejandra Lara Romero; orientadora Lyda Patricia Sabogal Paz. São Carlos, 2022.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2022.

1. Tratamento de água descentralizado. 2. Adequação operacional. 3. Inativação de microrganismos. 4. E. coli. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **PAULA ALEJANDRA LARA ROMERO**.

Título da dissertação: "Sistema compacto para desinfecção de água potável com uso de ozônio para aplicação a escala domiciliar: construção, avaliação operacional, estudo do desempenho e viabilidade econômica".

Data da defesa: 26/08/2022.

Comissão Julgadora

Resultado

Profa. Associada **Lyda Patricia Sabogal Paz**
(Orientadora)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

Aprovada

Dr. **Wilson Tadeu Lopes da Silva**
(Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/EMBRAPA)

Aprovado

Prof. Dr. **Alisson Carraro Borges**
(Universidade Federal de Viçosa/UFV)

Aprovada

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

RESUMO

ROMERO, P. A. L. (2022). **Sistema compacto para desinfecção de água potável com uso de ozônio para aplicação a escala domiciliar: construção, avaliação operacional, estudo do desempenho e viabilidade econômica.** Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

O elevado risco microbiológico ao qual estão expostas as comunidades rurais e a necessidade de universalização do acesso a água segura faz com que seja fundamental a procura por alternativas de tratamento de água mais eficientes e viáveis economicamente. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi conceber, construir, adequar operacionalmente e avaliar o desempenho e viabilidade econômica de um sistema compacto para desinfecção de água com ozônio para aplicação em escala domiciliar, utilizando um ozonizador de baixo custo. O sistema foi construído utilizando principalmente peças hidráulicas de PVC e equipamentos facilmente encontrados no mercado. Foram definidas condições de operação do sistema como vazão de bombeamento, vazão de ar injetada no sistema, volume a ser tratado e tempo de borbulhamento de ozônio. Nas condições de operação, o gerador de ozônio conseguiu produzir em média 0,98 mg/h de ozônio. Os parâmetros físico-químicos na água não apresentaram alterações com o tratamento, a exceção do pH, o qual aumentou na água após tratamento. As concentrações de óxidos de nitrogênio, como nitrito e nitrato, permaneceram abaixo dos valores máximos permitidos na Portaria GM/MS Nº 888 durante o tratamento. Com um tempo de borbulhamento de ozônio de 4 horas, foi atingida uma eficiência de inativação de *E. coli* acima de 3 log em 87,5% do tempo. Nenhuma das variáveis estudadas, com relação aos parâmetros físico-químicos da água bruta, influenciou a eficiência de inativação. Nas condições de operação, o sistema apresentou uma média de 59,31% de ozônio perdido no *off-gas*. O custo do sistema é mais elevado quando comparado com outras tecnologias de tratamento de água voltadas à aplicação domiciliar, como os filtros lentos domiciliares, por exemplo. De forma geral, o sistema apresentou potencial para ser aplicado em etapas de desinfecção, em complementação a uma estação piloto com mais etapas de tratamento.

Palavras-chave: tratamento de água descentralizado, adequação operacional, inativação de microrganismos, *E. coli*.

ABSTRACT

ROMERO, P. A. L. (2022). **Compact drinking water disinfection system using ozone for household-scale application: construction, operational evaluation, performance study and economic viability**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

The high microbiological risk to which rural communities are exposed and the need to universalize access to safe water makes the search for more efficient and economically viable water treatment alternatives essential. This study aimed to design, build, execute operational adaptations and evaluate the performance and economic viability of a compact system for water disinfection at household level application, using a low-cost ozone generator. The system was built using mainly PVC hydraulic pipes and fittings, and equipment easily found on the market. Operating conditions of the system were defined, such as pumping flow, flow of injected air into the system, volume to be treated, and ozone bubbling time. Under operating conditions, the ozone generator was able to produce an average of 0,98 mg/h of ozone. Most of the physicochemical parameters in the water did not change significantly with the treatment, except for the pH, which increased after treatment. The concentration of nitrogen oxides, such as nitrite and nitrate, remained significantly below the maximum values allowed in *Portaria GM/MS No. 888* during the treatment. With an ozone bubbling time of 4 hours, an *E. coli* inactivation efficiency above 3 log was achieved 87.5% of the time. None of the variables studied, regarding physicochemical parameters of raw water, significantly influenced the inactivation efficiency. Under operating conditions, the system presented an average of 59.31% of ozone lost in the off gas. System cost is higher when compared to other water treatment technologies aimed to be used at the household level (e.g., household-scale slow sand filters). The system presented potential to be applied for disinfection purposes, as a complementary process in a small water treatment station with more stages.

Keywords: decentralized water treatment, operational suitability, microbial inactivation, *E. coli*.

AGRADECIMENTOS

À professora Dra. Lyda Patricia Sabogal Paz pelo acolhimento, compreensão, orientação e suporte durante o desenvolvimento desta pesquisa.

Ao *The Global Challenges Research Fund (GCRF) UK Research and Innovation* (SAFEWATER; EPSRC Grant Reference EP/P032427/1), *The Royal Society* (ICA\R1\201373 - International Collaboration Awards 2020) pelo apoio à pesquisa e ao CNPq (Proc. nº 131451/2020-0) pela bolsa de mestrado concedida.

Ao pessoal do Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR) que ajudou direta ou indiretamente neste trabalho. Especialmente à técnica de laboratório, Maria Teresa, e aos colegas Milina Oliveira e Paulo Maciel, pelo acompanhamento no laboratório.

Ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento e aos meus professores agradeço a oportunidade e o aprendizado que me proporcionaram.

Ao Roberto Bergamo pela colaboração na construção e adequação do sistema de tratamento.

Aos meus pais, Carlos Arturo Lara Gracia e Johanna Rocio Romero Leal, pelo apoio e força incondicional. Por sempre terem acreditado em mim e me incentivarem a ser cada dia uma melhor pessoa e profissional.

Ao meu companheiro, Raul, por ser meu porto seguro nestes anos.

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1. Layout inicial e detalhamento do sistema	33
Figura 5.1. Vista frontal do sistema na configuração inicial.....	38
Figura 5.2. Detalhe das válvulas de retenção localizadas na saída do reservatório de água bruta (a) e na entrada do reservatório de água ozonizada (b).....	38
Figura 5.3. Detalhe da válvula de agulha para ajuste fino da vazão.....	39
Figura 5.4. Detalhe do difusor no interior do reservatório de água ozonizada	39
Figura 5.5. Vista frontal do sistema após modificações	41
Figura 5.6. Detalhe do compressor de ar acoplado à entrada de ar do gerador de ozônio.....	41
Figura 5.7. Vista lateral do sistema após modificações (detalhe do registro de esfera para controle de vazão).....	43
Figura 5.8. Equação geral de perda de carga no sistema.	44
Figura 5.9. Curva da bomba.	45
Figura 5.10. Ponto de operação no cenário de funcionamento com a válvula de agulha.	47
Figura 5.11. Ponto de operação no cenário de funcionamento sem a válvula de agulha.....	47
Figura 5.12. Diagrama de caixa comparativo: Temperatura da Água Bruta x Temperatura da Água Ozonizada.....	49
Figura 5.13. Diagrama de caixa comparativo: pH da Água Bruta x pH da Água Ozonizada..	51
Figura 5.14. Modelo de reação secundária do ozônio com a MOD	51
Figura 5.15. Diagrama de caixa comparativo: Alcalinidade total da Água Bruta x Alcalinidade total da Água Ozonizada	53
Figura 5.16. Diagrama de caixa comparativo: Condutividade elétrica da Água Bruta x Condutividade elétrica da Água Ozonizada	54
Figura 5.17. Diagrama de caixa comparativo: Turbidez da Água Bruta x Turbidez da Água Ozonizada.....	55
Figura 5.18. Diagrama de caixa comparativo: Cor Aparente da Água Bruta x Cor Aparente da Água Ozonizada.....	57

Figura 5.19. Diagrama de caixa comparativo: Concentração de nitrito na água bruta x Concentração de nitrito na água ozonizada	58
Figura 5.20. Diagrama de caixa comparativo: Concentração de Nitrato na Água Bruta x Concentração de Nitrato na Água Ozonizada	59
Figura 5.21. Diagrama de caixa comparativo: Carbono Orgânico Dissolvido na Água Bruta x Carbono Orgânico Dissolvido na Água Ozonizada.	60
Figura 5.22. Diagrama de caixa comparativo: Carbono Inorgânico na Água Bruta x Carbono Inorgânico na Água Ozonizada	61
Figura 5.23. Massa de ozônio no <i>off-gas</i> em função da temperatura da água bruta.....	64
Figura 5.24. Massa de ozônio no <i>off-gas</i> em função da temperatura da água ozonizada	64
Figura 5.25. Massa de ozônio consumido em função da concentração de carbono orgânico dissolvido (COD).....	65
Figura 5.26. Eficiência de inativação de <i>E. coli</i>	66
Figura 5.27. Frequência de ocorrência em faixas de distribuição da eficiência de inativação de <i>E. coli</i> no tratamento	66
Figura 5.38. Eficiência de inativação em função da temperatura da água bruta.....	68
Figura 5.39. Eficiência de inativação em função da concentração de carbono orgânico total (DOC).....	68
Figura 5.40. Eficiência de inativação em função da concentração de carbono inorgânico (IC)	69
Figura 5.41. Bolhas de ar menores (a) comparadas às bolhas de ar maiores (b) no reservatório de água ozonizada, de acordo com o aumento da coluna da água.....	70
Figura 5.42. Tecido com elevada porosidade (a) e instalação no difusor (b) no reservatório de água ozonizada.....	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1. Métodos, equipamentos e limites de quantificação das análises	35
Tabela 5.1. Relação entre vazão de sucção de ar e vazão de água bombeada	40
Tabela 5.2. Vazão de ar inserida pelo compressor nas diferentes velocidades ⁽¹⁾	42
Tabela 5.3. Vazão de ar injetado no sistema, referente ao funcionamento com a vazão máxima de água e velocidade alta do compressor	42
Tabela 5.4. Vazão de ar injetado no sistema, referente ao funcionamento com a vazão máxima de água e velocidade média do compressor	42
Tabela 5.5. Testes de verificação de condições de operação após modificações no sistema...	43
Tabela 5.6. Testes de verificação de condições de operação após modificações no sistema...	45
Tabela 5.7. Produção de ozônio.....	48
Tabela 5.8. Estimativa da concentração de ozônio em diferentes tempos de borbulhamento .	48
Tabela 5.9. Valores de temperatura obtidos por batelada na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão	49
Tabela 5.10. Valores de pH obtidos por batelada na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão	50
Tabela 5.11. Valores de alcalinidade obtidos por batelada na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão.....	52
Tabela 5.12. Valores de condutividade elétrica obtidos por batelada na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão	54
Tabela 5.13. Valores de turbidez obtidos por batelada na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão.....	55
Tabela 5.14. Valores de cor aparente obtidos por batelada na água bruta e ozonizada.....	56
Tabela 5.15. Valores de concentração de nitrito, obtidos por batelada, na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão.....	57
Tabela 5.16. Valores de concentração de nitrato, obtidos por batelada, na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão.....	58

Tabela 5.17. Valores de concentração de carbono orgânico total, obtidos por batelada, na água bruta e ozonizada.	60
Tabela 5.18. Valores de concentração de carbono inorgânico, obtidos por batelada, na água bruta e ozonizada (com média e desvio padrão).....	61
Tabela 5.19. Balanço de massa de ozônio em cada batelada.	63
Tabela 5.20. Valores de coeficiente de correlação entre as variáveis e sua significância estatística (valor de p).	63
Tabela 5.21. Valores de concentração de <i>E. coli</i> na água bruta e ozonizada, obtidos por batelada.....	65
Tabela 5.22. Valores de coeficiente de correlação entre a eficiência de inativação e os parâmetros físico-químicos na água bruta e sua significância estatística (valor de p).	67
Tabela 5.23. Balanço de massa de ozônio em cada batelada.	71
Tabela 5.24. Custos do sistema discriminados por tipo e ano e valores totais atualizados para o ano 2022	71

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	15
2. OBJETIVOS.....	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
3.1. Desafios relacionados à desinfecção convencional com cloro.....	18
3.1.1. Aumento do risco microbiológico nas águas e presença microrganismos resistentes à desinfecção com cloro	18
3.1.2. Subprodutos na desinfecção com cloro.....	20
3.2. Tratamento de água em escala domiciliar.....	21
3.2.1. Contexto sanitário da população rural	21
3.2.2. Tecnologias e processos tradicionais no tratamento de água domiciliar	22
3.2.3. Tecnologias emergentes para o tratamento de água em nível domiciliar	23
3.3. Ozonização	24
3.3.1. Aplicações	25
3.3.2. Eficiência de inativação de microrganismos.....	26
3.3.3. Subprodutos gerados na desinfecção	29
3.3.4. Uso do ozônio em sistemas descentralizados.....	31
4. MATERIAIS E MÉTODOS	32
4.1. Montagem e pré-operação do sistema.....	32
4.2. Determinação da produção de ozônio.....	34
4.3. Estudo do Injetor Venturi.....	34
4.4. Água de estudo	34
4.5. Coleta e análise de amostras.....	34
4.5.1. Análise de <i>E. coli</i>	36
4.6. Consumo de ozônio no tratamento	36

4.7.	Análise de dados	37
4.8.	Avaliação de custos	37
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
5.1.	Montagem, pré-operação e ajustes do sistema	38
5.2.	Produção de ozônio.....	47
5.3.	Condições de operação.....	49
5.4.	Análise de qualidade da água	49
5.4.1.	Parâmetros físico-químicos	49
5.5.	Balanço de massa do ozônio no tratamento	62
5.6.	Eficiência de inativação	65
5.7.	Modificação do difusor no reservatório de água ozonizada.....	69
5.8.	Avaliação de custos	71
6.	CONCLUSÕES	74
7.	SUGESTÕES PARA ESTUDOS POSTERIORES.....	75
	REFERÊNCIAS	76
	ANEXO I.....	89

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O acesso à água segura e ao saneamento básico foram reconhecidos como direitos humano pela assembleia geral das Nações Unidas em 2010 (ROAF; DE ALBUQUERQUE; HELLER, 2018; UNGA, 2010). Apesar de serem indispensáveis para a manutenção de uma vida saudável, centenas de milhões de pessoas ainda não usufruem deste direito fundamental. Dentre a população mundial que não tem acesso a serviços básicos, como água potável e saneamento, a maior parte reside em áreas rurais (UNICEF; WHO, 2019).

No Brasil, apenas 34,5% das residências localizadas em áreas rurais tem acesso à rede de abastecimento de água (IBGE, 2015). A maioria da população rural capta água de poços ou nascentes que estão sujeitos à contaminação fecal devido ao déficit do serviço de esgotamento sanitário nestas áreas e ao uso expressivo de fossas rudimentares (FUNASA, 2017).

O consumo de água contaminada com microrganismos presentes no esgoto pressupõe um risco elevado à saúde em virtude da exposição humana a doenças infecciosas veiculadas pela água. No mundo, 1,5 milhão de pessoas morrem pelos efeitos da diarreia e estima-se que 58% destas mortes estão relacionadas ao consumo de água insegura e à falta de higiene e saneamento adequados (PRÜSS-ÜSTÜN et al., 2008).

Entre as infecções causadas por parasitas em via de transmissão hídrica, algumas das mais prevalentes são a giardíase e a criptosporidiose (GORCEA; NECULICIOIU; JUNIE, 2020). Por serem zoonoses, os parasitas que provocam tais infecções são encontrados em esgotos sanitários, dejetos de animais e efluentes de atividades agropecuárias. Assim, espera-se uma ocorrência maior destas doenças em países em desenvolvimento e em áreas rurais, onde a contaminação dos recursos hídricos, pela disposição inadequada de resíduos e efluentes, é mais comum (HELLER et al., 2004).

Uma forma de garantir água segura à população é por meio da implementação de um sistema de múltiplas barreiras capaz de prevenir ou reduzir a contaminação da água, desde a captação até o consumidor. No tratamento de água para consumo, o processo de desinfecção é considerado uma barreira importante para microrganismos patogênicos. Neste processo, geralmente, são utilizados agentes químicos, como o cloro, para inativar os microrganismos. Apesar de ser o método mais utilizado, a desinfecção com cloro tem limitações contra alguns patógenos, como protozoários (principalmente *Cryptosporidium*) e vírus resistentes, além de formar subprodutos tóxicos, como os trihalometanos, quando os precursores orgânicos

(substâncias húmicas) não são removidos em etapas anteriores do tratamento (DURMISHI et al., 2015; WHO, 2017).

O ozônio é um forte oxidante, utilizado nos processos de desinfecção de água para abastecimento, que tem se mostrado eficiente na inativação de microrganismos resistentes à desinfecção convencional (VON GUNTEN, 2003). Porém, os custos relacionados à instalação e manutenção da tecnologia fazem com que a desinfecção por ozônio seja pouco competitiva frente às alternativas disponíveis para tratamento de água domiciliar (USEPA, 1999; WHO, 2017).

Diante da necessidade de universalização do acesso a água segura, destaca-se a importância de fazer com que, tecnologias eficientes no aspecto técnico, também sejam viáveis economicamente de forma a ampliar sua escala de uso. Neste contexto, nesta pesquisa foi construído um sistema compacto de desinfecção de água com uso de ozônio, para uso em escala domiciliar, e o seu desempenho e viabilidade econômica foram avaliados.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi desenvolver e avaliar a eficiência e viabilidade econômica de um sistema compacto para desinfecção de água, para aplicação em nível domiciliar, com uso de ozonizador comercial de baixo custo, e operado com água de manancial subterrâneo.

Especificamente, os objetivos foram:

- (i) Desenhar, montar, pré-operar e adequar o sistema de tratamento para correto funcionamento;
- (ii) Determinar a produção efetiva de ozônio do gerador nas condições de operação do sistema;
- (iii) Avaliar a eficiência do ozônio na inativação de *E. coli* no sistema;
- (iv) Avaliar o desempenho geral do sistema na remoção de parâmetros físico-químicos e;
- (v) Avaliar o custo da desinfecção por ozonização para aplicação domiciliar.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Desafios relacionados à desinfecção convencional com cloro

A desinfecção química por cloro é a mais utilizada no tratamento de água, tanto em estações de tratamento para abastecimento comunitário como a nível domiciliar (SKINNER, 2001). Existem algumas preocupações com relação ao uso de cloro como desinfetante, tais como a formação de subprodutos tóxicos na presença de matéria orgânica, a alteração das características organolépticas da água e a resistência de alguns microrganismos patógenos ao desinfetante.

3.1.1. Aumento do risco microbiológico nas águas e presença microrganismos resistentes à desinfecção com cloro

O aumento da população e urbanização, a industrialização e a expansão e intensificação da agricultura têm levado à degradação da qualidade da água nos corpos hídricos. A poluição difusa advinda do escoamento superficial (*runoff*) em terras agrícolas e o manejo inapropriado de esgotos domésticos e industriais são as principais fontes de poluentes e patógenos nas águas (WWAP/UN-WATER, 2018). Em países em desenvolvimento, a disposição inadequada de esgotos representa o principal risco à saúde pública, pois a maioria de esgotos gerados é descartada nos corpos hídricos sem nenhum tratamento, possibilitando assim a transmissão de doenças de veiculação hídrica (PICHEL; VIVAR; FUENTES, 2019).

Além da crescente poluição dos corpos hídricos, a presença de microrganismos resistentes à desinfecção representa uma preocupação adicional, pois estes podem sobreviver e ser encontrados ativos inclusive na água tratada. Entre os microrganismos patógenos menos suscetíveis à inativação com cloro estão os vírus entéricos, os esporos de bactérias e os (oo)cistos de protozoários (WHO, 2004, 2017).

Bactérias formadoras de esporos como *Bacillus* e *Clostridium*, apresentam uma elevada resistência ao cloro quando disseminadas por esporos (WHO, 2004). Na forma de esporos, as suas células vegetativas se encontram encapsuladas em uma camada grossa de proteína que possui uma estrutura e composição química que a faz altamente resistente a fatores externos (BERGER et al., 2018; ZENG et al., 2020). Algumas espécies destes microrganismos, como o *Bacillus cereus* e *Clostridium perfringens* podem causar doenças gastrointestinais, porém estão mais associadas ao consumo de comida contaminada (DING et al., 2019; LABBÉ; JUNEJA, 2013). Mesmo não estando diretamente relacionado com doenças de veiculação hídrica,

Clostridium perfringens é utilizado como indicador de contaminação fecal e da eficiência de desinfecção no tratamento de água (WHO, 2017).

A inativação de esporos de bactérias usualmente requer dosagens de cloro e tempos de contato elevados. Venczel e colaboradores (1997) investigaram a inativação de esporos de *Clostridium perfringens* em água livre de demanda de oxidante a pH 7 e 25°C. Com uma dosagem de cloro livre de 5 mg/L e um tempo de contato de 4 h os autores observaram uma inativação de apenas 1,5 log (97%). Por outro lado, Forsyth e colaboradores (2013) observaram que foram necessários valores de CT (concentração residual de cloro vezes tempo de contato) superiores a 600 mg min L⁻¹ para atingir 2 log de inativação de esporos de *B. subtilis* utilizando cloro livre a pH 8 e 10°C. Já Mamane, Bohrerova e Linden (2009) observaram que, a pH próximo de 7 e temperatura entre 19-22°C, foram necessários 240 mg min L⁻¹ para atingir 3 log de inativação de esporos *B. subtilis* com cloro livre, indicando uma possível influência da temperatura na inativação de esporos.

Por outro lado, os (oo)cistos de protozoários tem se tornado um alvo de interesse para o setor de saúde pública devido aos surtos de infecções causadas por estes microrganismos ocorridos nas últimas décadas, inclusive em países desenvolvidos (HELLER et al., 2004). Desde 1950, foram registrados cerca de 325 surtos de doenças parasitárias veiculadas pela água causadas por protozoários, a maioria destes registros foram documentados na América do Norte e na Europa, onde se tem sistemas de vigilância ambiental e clínica consolidados (KARANIS; KOURENTI; SMITH, 2007).

A contaminação hídrica com protozoários patogênicos é responsável por aproximadamente 1,7 bilhões de casos de diarreia no mundo, mais de 800 mil mortes por ano e representa a segunda principal causa de morte em crianças menores de 5 anos. Entre as infecções causadas por parasitas em via de transmissão hídrica, algumas das mais prevalentes são a giardíase e a criptosporidiose (GORCEA; NECULICIOIU; JUNIE, 2020).

Giardia duodenalis e *Cryptosporidium parvum* são protozoários patogênicos transmitidos pela água que requerem maior atenção, pois as suas características e ciclo de vida aumentam a probabilidade de transmissão pela água. *Giardia* e *Cryptosporidium* são parasitas monóxenos que completam seu ciclo de vida em um único hospedeiro e este, por sua vez, excreta nas suas fezes um grande número destes organismos nos estágios transmissivos infecciosos (cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*) (KARANIS; KOURENTI; SMITH, 2007). *Giardia* e *Cryptosporidium* são protozoários com potencial zoonótico, isto quer

dizer que a transmissão de animal a humano pode ocorrer, aumentando os focos de infecção, as possibilidades de contaminação ambiental (esgotos sanitários e efluentes de atividades agropecuárias) e conseqüentemente a transmissão por via hídrica (COTRUVO et al., 2004; HELLER et al., 2004; KARANIS; KOURENTI; SMITH, 2007). Por fim, os estágios infecciosos destes protozoários, os (oo)cistos, tem uma baixa dose infectante, são resistentes às condições ambientais, são suficientemente pequenos para atravessar as barreiras físicas do tratamento de água e são menos sensíveis aos desinfetantes comumente utilizados nas estações de tratamento (COTRUVO et al., 2004; KARANIS; KOURENTI; SMITH, 2007).

Com relação à inativação com cloro como desinfetante, os cistos de *Giardia* são altamente resistentes, sendo necessários tempos de contato muito prolongados (maiores que 1 hora) e concentrações residuais elevadas (2-3 mg/L) para sua inativação. No caso de oocistos de *Cryptosporidium*, os desinfetantes a base de cloro são, em geral, ineficientes na inativação (WHO, 2004). Assim, estes organismos podem sobreviver ao tratamento de água convencional e provocar surtos de infecções parasitárias. Nos Estados Unidos, no período de 1990-2012, foram documentados mais de 400 mil casos de surtos causados por *Giardia* e *Cryptosporidium*, associados ao consumo de água de abastecimento, cuja principal causa era a deficiência no tratamento (OMAROVA et al., 2018).

Apesar da maioria de casos serem reportados em regiões desenvolvidas, a maior incidência de infecções parasitárias e a maior probabilidade de ocorrência de surtos pertence a países em desenvolvimento, onde os padrões de saneamento e higiene são baixos (BALDURSSON; KARANIS, 2011). No Brasil, estudos realizados no estado de São Paulo relataram a presença de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. em amostras de água superficial, onde elevadas densidades destes organismos estavam associadas a contaminação fecal (HACHICH et al., 2004; NETO et al., 2010).

3.1.2. Subprodutos na desinfecção com cloro

O principal grupo de subprodutos da desinfecção com cloro é o de trihalometanos (THM), o qual é conformado por compostos orgânicos sintéticos gerados na reação do ácido hipocloroso com a matéria orgânica presente na água (DURMISHI et al., 2015; GALLARD; VON GUNTEN, 2002). Os trihalometanos são considerados compostos tóxicos, pois podem ser prejudiciais à saúde. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) definiu um padrão máximo de trihalometanos totais – TTHM (clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano e bromofórmio) em água potável, pois estes podem

causar problemas no fígado, nos rins, no sistema nervoso central e aumentar os riscos de câncer (USEPA, 2010). A matéria orgânica presente na água, principalmente os compostos húmicos, são importantes precursores da formação de trihalometanos. Desta forma, águas superficiais, não tratadas antes do processo de desinfecção, podem apresentar os compostos tóxicos citados (DURMISHI et al., 2015).

Devido ao crescente risco de poluição dos recursos hídricos, à presença de microrganismos resistentes ao cloro e à necessidade de mitigação de formação de subprodutos, a procura por processos de desinfecção alternativos ao cloro utilizando tecnologias mais robustas e eficientes, como ozônio e radiação UV, tem aumentado tanto para aplicação em estações de tratamento como em sistemas descentralizados.

3.2. Tratamento de água em escala domiciliar

3.2.1. Contexto sanitário da população rural

Segundo a Organização Mundial da Saúde (UNICEF; WHO, 2019), mais de 700 milhões de pessoas não tem acesso a fontes de água segura para consumo. Deste total, 8 de cada 10 pessoas residem em áreas rurais. No Brasil, o cenário não é diferente, pois o déficit de cobertura de serviços de saneamento básico na área rural é elevado, o que representa aproximadamente 30 milhões de pessoas sem acesso adequado à água potável, esgotamento sanitário e coleta de resíduos sólidos (FUNASA, 2017). A dispersão das moradias, a concentração de grandes terrenos e a ausência de políticas públicas adequadas podem explicar a situação precária do saneamento básico nas áreas rurais.

Nas áreas rurais do Brasil, 65,5% das famílias (em termos de residência) captam e consomem água de chafarizes e poços (protegidos ou não), em corpos de água superficial sem nenhum tratamento e em outras fontes inapropriadas para o consumo humano (FUNASA, 2011; IBGE, 2015; RESENDE; FERREIRA; FERNANDES, 2018). Além disso, em 61,3% das residências rurais também ocorre disposição inadequada de esgoto em fossas rudimentares, diretamente no solo ou nos mesmos cursos d'água (FERREIRA; LUZ; BUSS, 2016; IBGE, 2015). De forma a diminuir o risco microbiológico e evitar a transmissão de doenças, a água captada para consumo humano deve ser tratada.

3.2.2. Tecnologias e processos tradicionais no tratamento de água domiciliar

Em nível domiciliar, várias tecnologias e processos estão disponíveis para o tratamento de água, entre eles o tratamento térmico (fervura), a desinfecção solar (SODIS), a desinfecção por cloração, tratamentos químicos combinados (coagulação-floculação, sedimentação e desinfecção) e diversos métodos de filtração (STAUBER et al., 2006).

A fervura, ou tratamento térmico, é efetiva contra uma extensa variedade de microrganismos patogênicos e pode ser utilizada em qualquer tipo de água, mesmo com elevada turbidez e compostos dissolvidos (SOBSEY; WHO, 2002). Porém o custo de combustíveis, o risco de queimaduras e a possível degradação da qualidade do ar em ambientes internos (e as afecções respiratórias associadas), tem levado à procura de alternativas mais sustentáveis e seguras (UNICEF; CLANSEN, 2008).

A desinfecção solar é um método prático e econômico muito utilizado em áreas rurais e comunidades isoladas. O tratamento consiste em colocar água com baixa turbidez (<30 UNT) em garrafas PET comuns e expô-las ao sol por um período de, no mínimo, 6 h. Neste processo, o efeito em conjunto da radiação UV-A e da temperatura, conseguem inativar até 99,9% (3 log) de contaminação por vírus e bactérias na água (HOBBINS, 2004). Apesar de sua praticidade e baixo custo, o método em questão possui algumas limitações como o baixo volume que pode ser tratado, o comprometimento do tratamento em dias de baixa disponibilidade de luz solar e a necessidade de uma etapa prévia de clarificação da água caso esta apresente elevada turbidez (SOBSEY; WHO, 2002).

Outro método amplamente utilizado, em escala comunitária e residencial, é a filtração. Os filtros rápidos, que removem as partículas por ação física do meio filtrante, têm um bom desempenho na remoção de turbidez (90-99%), mas não apresentam a mesma eficácia contra microrganismos, especialmente vírus (SOBSEY; WHO, 2002). Por outro lado, existem os filtros lentos que, à diferença dos filtros rápidos, removem partículas e microrganismos pela ação de uma camada biológica no topo do filtro. Os filtros lentos conseguem atingir até 99% (2 log) de eficiência de remoção de bactérias quando construídos e operados corretamente, porém a retenção de vírus é realizada de maneira limitada (HIJNEN et al., 2004). A versão adaptada do filtro lento, mais adequada para uso domiciliar, é denominada de biofiltro em areia ou filtro lento domiciliar. Tal filtro é mais compacto e pode trabalhar tanto em regime intermitente como contínuo (MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020; STAUBER et al., 2006).

Os sistemas combinados de coagulação-floculação, sedimentação e desinfecção são utilizados para o tratamento de águas com elevada turbidez. Produtos químicos, como sais de alumínio (ou de ferro) e alúmen, são adicionados para promover a sedimentação de partículas (UNICEF; CLANSEN, 2008). Após sedimentação, a água clarificada passa pelo processo de desinfecção para completar o tratamento ou podem ser utilizadas misturas comerciais prontas para floculação e desinfecção simultâneas, como a mistura em pó PUR® *Water Purifier* da P&G que contém coagulantes e um composto de cloro de liberação lenta, as quais apresentam elevada eficiência na remoção e inativação de microrganismos (SOUTER et al., 2003).

Apesar destes processos serem simples e amplamente utilizados, a sua capacidade e produção é reduzida e a sua eficiência de inativação de microrganismos pode ser comprometida dependendo da qualidade da água.

3.2.3. Tecnologias emergentes para o tratamento de água em nível domiciliar

Com a finalidade de aumentar a eficiência de tratamento de água para consumo humano, principalmente na questão de inativação de microrganismos resistentes (esporos de bactérias, vírus entéricos e protozoários) e da prevenção de geração de subprodutos, várias tecnologias têm surgido no contexto do tratamento de água a grande escala (em estações de tratamento) e algumas destas têm sido aplicadas à escala domiciliar. Entre elas encontram-se os filtros de carvão ativado, desinfecção por radiação UV e sistemas híbridos de desinfecção solar.

Os filtros de carvão ativado têm sido aprimorados com revestimento (*pre-coating*) de prata que funciona como agente bacteriostático e reduz a proliferação de bactérias no meio filtrante. Misturas de carvão ativado com agentes químicos para a retenção de microrganismos também têm sido avaliadas. Por exemplo, filtros de carvão ativado com precipitados de alumínio ou ferro tem se mostrado eficientes na redução de microrganismos, porém, não é recomendado o uso destes sem tratamento adicional, como a desinfecção química ou radiação UV, a fim de garantir uma adequada desinfecção de água (PETER-VARBANETS et al., 2009; SOBSEY; WHO, 2002).

O uso de lâmpadas UV para desinfecção tem ganho especial atenção devido a elevada capacidade de inativação de microrganismos resistentes a desinfecção com cloro, como a *Giardia* e *Cryptosporidium*. A desinfecção por radiação UV em escala domiciliar tem sido aplicada em sistemas alternativos do tipo batelada, que consistem na irradiação de uma lâmina fina de água com lâmpadas UV submersas ou suspensas sobre a lâmina. As lâmpadas submersas

devem ser cobertas por uma luva protetora de quartzo. Para aplicação domiciliar, as lâmpadas preferencialmente utilizadas são as de baixa pressão, pois consomem menos energia e operam a menor temperatura (SOBSEY; WHO, 2002).

Entretanto, a aplicação de sistemas com desinfecção por radiação UV a nível domiciliar possui algumas limitações. A presença de material particulado, elevada turbidez e de determinados compostos dissolvidos pode interferir na transmitância de radiação UV na água e reduzir a eficiência de desinfecção. Além do anterior, há necessidade de limpeza periódica das lâmpadas, principalmente no caso de sistemas com lâmpadas submersas, e por terem vida útil finita, as lâmpadas devem ser trocadas regularmente (GADGIL, 1998). Nas últimas décadas, os diodos emissores de luz ultravioleta (UV-LED) têm emergido como uma alternativa promissora às lâmpadas UV tradicionais, pois não possuem mercúrio na sua composição, apresentam grande flexibilidade operacional e confiabilidade, consomem menos energia e têm uma vida útil maior, porém o seu custo faz com que a sua aplicação para desinfecção de água não seja viável ainda (IBRAHIM et al., 2014; PICHEL; VIVAR; FUENTES, 2019).

Com base no processo de desinfecção solar, um sistema híbrido para desinfecção de água e geração simultânea de energia foi proposto para uso em escala domiciliar. O sistema funciona através de dois mecanismos: uso do efeito fotovoltaico para geração de energia e uso do efeito térmico e de luz UV para desinfecção. Este sistema foi testado em laboratório e sua eficiência de desinfecção é superior àquela obtida pelo processo de desinfecção solar convencional (SODIS) (PICHEL; VIVAR; FUENTES, 2019; VIVAR et al., 2010).

Assim, evidencia-se a tendência de melhorar os sistemas de tratamento de água a nível domiciliar de forma a aumentar a sua eficiência, utilizando tecnologias mais robustas à medida que estas vão se tornando acessíveis para este tipo de aplicação.

3.3. Ozonização

O ozônio é um poderoso oxidante que é empregado tanto nos processos de tratamento de água potável como no tratamento de águas residuais para a remoção de microrganismos e poluentes orgânicos e inorgânicos (RODRÍGUEZ et al., 2008). A forma mais comum de geração de gás ozônio (O_3) é mediante o método de descarga por efeito corona. Neste processo, uma corrente de ar ou oxigênio puro passa por um campo elétrico de alta tensão, fazendo com que o oxigênio presente no gás seja dissociado formando espécies radicalares. Tais moléculas

são responsáveis pela formação de ozônio por meio do fenômeno de recombinação com outras moléculas de oxigênio (KUNZ et al., 1999; WHO, 2017).

3.3.1. Aplicações

O ozônio é utilizado em diversas aplicações, desde a agricultura até a medicina. Por exemplo, na área química ele é usado para a produção de aldeídos e cetonas, na área industrial para a síntese e modificação de polímeros, na agricultura para o controle de fungos no armazenamento de grãos e como herbicida nas plantações. O ozônio também tem sido aplicado para o controle de patógenos nos processos de conservação e embalagem de alimentos, na esterilização de instrumentos e equipamento médico, assim como em usos terapêuticos na medicina (tratamento de feridas e lesões) (GOTTSCHALK; LIBRA; SAUPE, 2010).

No tratamento de água, o ozônio é utilizado principalmente para a oxidação de compostos inorgânicos e orgânicos e em desinfecção primária (GUNTEN, 2003). A sua aplicação pode ser realizada em diversas etapas do tratamento dependendo do objetivo de uso. Quando utilizado como oxidante, no processo de pré-ozonização (aplicação no estágio inicial do tratamento, antes dos processos de coagulação e floculação), o ozônio auxilia na remoção de ferro e manganês, na degradação de micropoluentes e precursores de subprodutos da desinfecção, no controle do gosto e odor e na melhoria do processo de remoção de partículas (microfloculação) (CAMEL; BERMOND, 1998; GOTTSCHALK; LIBRA; SAUPE, 2010).

Com relação à remoção de micropoluentes, Hua, Bennett e Letcher (2006) detectaram reduções maiores que 65% na concentração de fármacos como carbamazepina e cafeína e de herbicidas, como a atrazina, quando utilizado ozônio antes do processo de coagulação-floculação. Broséus e colaboradores (2009) também comprovaram a eficiência de remoção de micropoluentes orgânicos como cafeína, fármacos e disruptores endócrinos com valores de exposição de ozônio (valores CT) usualmente aplicados no tratamento de água ($CT \approx 2 \text{ mg min/L}$). Por sua vez, Gorito e colaboradores (2021) testaram a remoção de 21 micropoluentes orgânicos no tratamento de água superficial com dosagens de ozônio de 3 mg/L e 10 minutos de tempo de contato. Neste caso, a maioria de micropoluentes foram removidos em 85%, com exceção do ácido perfluorooctanessulfônico, que foi removido em porcentagens menores que 50%.

A desinfecção primária com ozônio é realizada como etapa complementar ao processo de desinfecção secundária, geralmente realizado com cloro, com o intuito de aumentar a

eficiência no processo de desinfecção e reduzir a formação de subprodutos. Driedger, Rennecker e Mariñas (2000) verificaram a existência de sinergia entre o ozônio e o cloro livre dada a redução nos valores de CT necessários para atingir 2 log de inativação de *Cryptosporidium parvum*, do que se fosse utilizado cloro livre como único agente de desinfecção. Cho, Kim e Yoon (2006) observaram um efeito sinérgico de 75% a 85% no uso de ozônio como pré-tratamento na inativação de esporos de *Bacillus subtilis* com cloro livre como desinfetante secundário. Guay, Rodriguez e Sérodes (2005) constataram que o uso de ozônio como etapa anterior à desinfecção por cloração diminui a concentração de trihalometanos e ácidos haloacéticos, principalmente quando são usadas cloraminas na desinfecção secundária. Hua e Reckhow (2007) realizaram pré-ozonização em águas naturais e detectaram uma redução na formação de trihalometanos, ácidos haloacéticos e haletos orgânicos totais para a maioria de águas tratadas com pós-cloração.

3.3.2. Eficiência de inativação de microrganismos

O ozônio é conhecido por ser um desinfetante eficiente para a inativação de diferentes tipos de microrganismos, entre eles vírus, bactérias e protozoários, inclusive aqueles resistentes ao cloro. De forma geral, a inativação de vírus e bactérias requer dosagens e tempos de contato menores quando comparados àqueles necessários para a inativação de esporos e (oo)cistos.

Em experimentos em laboratório, Wolf, Von Gunten e Kohn (2018) estudaram a inativação de vírus entéricos (CVF, CVEnv1, CVEnv2, HAdV e Echovirus 11) e bacteriófagos (MS2, Q β , T4 e Φ 174) com ozônio. Em geral, o ozônio é muito eficiente na inativação destes microrganismos, inclusive a baixas doses (CT > 0,48 mg seg/L). Torii, Itamochi e Katayama (2020) estudaram a inativação de vírus transmitidos pela água (colifagos MS2, fr, GA, Q β e ϕ X-174, CVB3, CVB5 e poliovirus tipo 1) com ozônio. Para atingir 4 log de inativação foram necessários valores de CT que variaram entre 0,018 e 0,31 mg seg /L. Lénès e colaboradores (2010) estudaram a inativação de vírus do tipo influenza (H5N1 e H1N1), pelo ozônio, e constataram que níveis de ozônio residuais entre 0,4 e 0,5 mg/L e tempos de contato de 10 min eram suficientes para atingir 4 log de inativação destes vírus.

Com relação a bactérias, a inativação de *E. coli* com ozônio segue uma cinética de pseudo-primeira ordem que pode ser descrita pelo modelo de Chick-Watson (Equação 3.1) (HUNT; MARIÑAS, 1997, 1999; SMEETS et al., 2006).

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-k_e Ct} \quad (\text{Equação 3.1})$$

Onde N_0 e N_t são as concentrações de microrganismos no tempo 0 e no tempo t , respectivamente, k_e a constante de inativação, C a concentração residual de ozônio e t o tempo.

Em estudos realizados em uma estação de tratamento de água, Smeets e colaboradores (2006) observaram que para atingir entre 2 e 3 log de inativação de *E. coli*, é preciso de um valor de CT_{10} entre 0,4 e 1,0 mg min/L (T_{10} é o tempo necessário para 10% do volume passar pelo reator). Valores menores de CT foram encontrados na literatura (0,001 – 0,05 mg min/L) em estudos realizados em laboratório utilizando solução tampão livre de demanda de oxidante (HUNT; MARIÑAS, 1997, 1999; ZHOU; SMITH, 1994), por isto, o autor destaca a importância de realizar ensaios em sistemas a escala piloto pois a eficiência de inativação diminui em função da demanda de ozônio exercida pelos compostos na água e pela hidráulica do sistema.

O ozônio também apresenta uma elevada eficiência de inativação de esporos de fungos. A cinética de inativação de fungos pelo ozônio apresenta uma fase inicial rápida de inativação, seguida de uma segunda fase mais lenta que pode ser representada pelo modelo Chick-Watson. Em experimentos com solução tampão, foram necessários valores CT de 5,63, 2,36, e 0,51 mg min/L para atingir 2 log (99%) de inativação de esporos de *A. niger*, *T. harzianum*, e *P. polonicum*. Porém, quando utilizadas matrizes reais de água (água superficial e água subterrânea) a eficiência de desinfecção diminuiu entre 50,7-91,2%, isto ocorre pelos diversos compostos presentes na água que esgotam o ozônio. As águas subterrâneas podem apresentar elevada demanda de ozônio pois apresentam diversos íons (Fe^{2+} e Mn^{2+}) que são passíveis de oxidação pelo ozônio (WEN et al., 2020).

Driedger e colaboradores (2001) e Larson e Mariñas (2003) estudaram a inativação de esporos *B. subtilis* com ozônio em ensaios feitos em laboratório. Segundo os autores, as curvas de inativação de esporos de *B. subtilis* com ozônio se caracterizaram por apresentar uma fase lag com pouca ou nenhuma inativação, seguida por uma transição com aumento gradual da taxa de inativação e, finalmente, uma fase de inativação que segue uma cinética de pseudo-primeira ordem (modelo Chick-Watson). A fase lag diminui e a taxa de inativação aumenta com o aumento da temperatura. Nos resultados de Larson e Mariñas (2003), a uma temperatura de 30°C foi preciso de um valor de CT próximo a 6 mg min/L para atingir 3 log de inativação,

enquanto, a 20°C, foi preciso um valor de 8 mg min/L. Já Driedger e colaboradores (2001) observaram que a uma temperatura de 30°C foi necessário um valor de CT de 3 mg min/L para obter 3 log de inativação de esporos de *B. subtilis* enquanto, a 20°C, foi preciso de um valor de CT de 6 mg min/L. Larson e Mariñas (2003) atribuíram a divergência nos valores de exposição necessários para a mesma ordem de inativação nas diferenças das cepas de esporos de *B. subtilis* utilizadas.

Choi e colaboradores (2007) estudaram a influência do posicionamento da etapa de ozonização na desinfecção de esporos de *B. subtilis* em uma estação de tratamento de água. Quando o ozônio era aplicado diretamente à água bruta (antes da etapa de filtração) aproximadamente 40% do ozônio dosado era consumido pela demanda instantânea e foi necessário um valor de exposição (CT) de 2,5 mg min/L para atingir 2 log de inativação.

Assim como a inativação esporos de *B. subtilis*, a cinética de inativação de (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* com ozônio também apresenta uma fase *lag* inicial, seguida de uma fase de inativação que pode ser representada por um modelo de pseudo-primeira ordem (modelo Chick-Watson). Além disso, a inativação dos (oo)cistos também é influenciada pela temperatura, quanto maior a temperatura mais rápida a inativação (BETANCOURT; ROSE, 2004; CLARK et al., 2002). A partir de um modelo feito considerando vários estudos de inativação de oocistos de *Cryptosporidium* em diversas matrizes, Clark e colaboradores (2002) estimaram um valor de CT de 3,9 mg min/L para atingir 2 log de inativação. Ran e Li (2013) observaram que, com dosagens de 3 mg O₃/L e tempo de contato de 7 min, é possível obter 3,0 log (99,9%) de inativação de (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* em água deionizada. Os autores também observaram que o aumento de turbidez e matéria orgânica na água afetam a inativação, e maiores tempos de contato são necessários para atingir o mesmo nível de inativação. Após revisão de vários estudos, Betancourt e Rose (2004) constataram que em climas temperados, com baixas doses de ozônio (0,3 - 2 mg/L) e tempos de contato curtos (1 - 10 min) é possível atingir até 2 log de inativação de (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium*. Os valores observados por Betancourt e Rose (2004) e Ran e Li (2013), são menores que aqueles obtidos por Clark e colaboradores (2002), pois os estudos considerados foram realizados com matrizes com baixa demanda de ozônio (solução tampão e água tratada).

Em estudos realizados durante 16 meses em uma estação de tratamento de água no Brasil, Kondo Nakada, Urbano Dos Santos e Guimarães (2020) observaram que cistos não viáveis de *Giardia* eram encontrados mais frequentemente (80%) na água tratada com ozônio do que na água tratada com cloro (68%). Assim, o ozônio, inclusive a valores de CT mais baixos

(0,3 a 11,4 mg min/L), apresentou uma maior eficiência na inativação de cistos de *Giardia* do que o cloro a CT mais elevados (27,9 a 127,1 mg min/L).

A maioria de ensaios realizados para avaliação da inativação de microrganismos são feitos utilizando solução tampão livre de demanda de oxidante como matriz. Os ensaios realizados com soluções livres de demanda de oxidante não são bons cenários comparativos para estimar a inativação de microrganismos em sistemas reais (DOW et al., 2006), por isto destaca-se a necessidade de realizar os estudos de inativação com matrizes reais.

3.3.3. Subprodutos gerados na desinfecção

A pré-ozonização geralmente é utilizada no tratamento de água para reduzir a formação de subprodutos na pós-cloração. Em ensaios feitos com água de manancial superficial, Hua e Reckhow (2013) observaram que a pré-ozonização reduz a formação trihalometanos e ácidos trihaloaceticos entre 20 e 50% em águas com valores médios a altos de absorbância específica de ultravioleta ($SUVA > 2 \text{ L/mg m}$), porém a formação de subprodutos contendo bromo aumenta. Em ensaios com água superficial, De Vera e colaboradores (2015) observaram que a ozonização da água antes da cloração, promove uma redução de 24 a 37% na formação de trihalometanos totais, ácidos haloaceticos, haloacetonitrilas, e trihaloacetamidas, porém também foi observado um aumento na formação de trihalonitrometanos totais, hidrato de cloral e halocetonas. Segundo os autores, este efeito é menos notável quando as condições do processo favorecem a reação por ozônio molecular e não por radicais OH (e.g. pH próximo a 6).

Subprodutos da desinfecção halogenados são gerados se existe uma etapa de cloração após ozonização. Quando não é realizada pós-cloração, o subproduto de maior preocupação é o bromato. O íon brometo (Br^-), quando presente na água, pode ser oxidado pelo ozônio e formar bromato (BrO_3^-), que é um subproduto carcinogênico (RICHARDSON et al., 2007). Processos naturais (intrusão de água salgada, água de formações geológicas especiais que contêm bromo) e atividades antropogênicas (efluentes de mineração e produção de químicos) podem contribuir no aumento dos níveis de brometo nas águas naturais. A concentração de brometo nas águas pode variar de 10 – 1000 $\mu\text{g/L}$, uma baixa concentração de brometo ($<20 \mu\text{g/L}$) não pressupõe risco no tratamento de ozônio, porém concentrações acima de 50 $\mu\text{g/L}$ podem levar a excesso de formação de bromato nas águas durante a ozonização (VON GUNTEN, 2003). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) estabeleceu a concentração limite de bromato em 10 $\mu\text{g/L}$ na água para consumo humano (USEPA, 1998).

Em estudos realizados em uma estação de tratamento em Virginia, Estados Unidos, Bonacquisti (2006) detectou bromato na água tratada somente quando a maior dosagem de ozônio (6,4 mg/L) foi utilizada, e em águas contendo uma concentração inicial de brometo elevada (300 µg/L). Nesse caso, a concentração de bromato na água tratada atingiu uma concentração de 11 µg/L, superando o limite máximo de concentração estabelecido pela USEPA, pelo qual o autor indica manter o pH baixo (a 6,0) e a concentração inicial de brometo abaixo de 300 µg/L durante o tratamento.

Para mitigar a formação de bromato durante a ozonização, diferentes métodos de redução de bromato têm sido investigados. A redução do pH é um método químico para minimizar a formação de bromato. A pH baixo (próximo a 6) o equilíbrio HOBr/OBr^- se desloca para HOBr (somente a espécie OBr^- pode ser oxidada a bromato – BrO_3^-) e a exposição do ozônio relativa à formação de radicais OH aumenta (a formação de radicais OH diminui com a redução do pH). Assim, uma menor proporção da espécie OBr^- e uma menor exposição global a oxidantes (ozônio e radicais OH) levam a uma menor formação de bromato (PINKERNELL; VON GUNTEN, 2001; VON GUNTEN, 2003). Aljundi (2011) verificou a influência do aumento do pH no aumento da concentração de bromato após ozonização, quando o pH era aumentado de 6 a 9 foi observado um aumento de até 600% na formação de bromato.

Até o presente, os métodos baseados na absorção física têm demonstrado uma melhor eficiência do que os métodos químicos. Alguns métodos de absorção física são os filtros granulares de carvão ativado (GAC) e os filtros biológicos de carvão ativado (BAC) (JAHAN; LI; PAGILLA, 2021). Em estudos em uma ETA em Zhejiang (China), Lin e colaboradores (2020) concluíram que o desempenho do processo combinado O_3 -BAC foi mais eficiente do que só a ozonização no controle de formação de subprodutos. Em estudos de laboratório com água superficial, De Vera e colaboradores (2016) também concluíram que processos combinados de ozonização e biofiltração (antracito e BAC) são uma alternativa eficiente para a mitigação de formação de subprodutos da desinfecção.

A otimização da hidráulica de reatores também é uma alternativa para a redução da formação de subprodutos pois uma maior eficiência hidráulica permite uma menor dosagem de ozônio e, conseqüentemente, uma menor formação de bromato (YANG et al., 2017, 2019).

3.3.4. Uso do ozônio em sistemas descentralizados

O uso de ozônio para o tratamento de água tem sido aplicado principalmente em estações de tratamento convencionais. Os estudos realizados aplicando ozônio como desinfetante em sistemas descentralizados ou domiciliares são poucos e recentes.

Zanacic, Stavrinides e Mcmartin (2016) estudaram o desempenho de duas pequenas ETAs de bio-filtração assistida por ozônio que foram construídas para melhorar o acesso a água segura da população de duas comunidades rurais na província de Saskatchewan, Canada. Os autores constataram que o desempenho dos sistemas é prejudicado por elevada alcalinidade e concentração de íons, elevada carga orgânica (carbono orgânico dissolvido - COD), e turbidez (principalmente a fração coloidal). A alcalinidade elevada interfere na reação do ozônio com o COD, impedindo a sua degradação a frações mais biodegradáveis. Logo, o autor recomenda dosar o ozônio de acordo com a concentração de COD e a presença de alcalinidade para conseguir oxidar a matéria orgânica adequadamente.

Dorevitch e colaboradores (2020a) testaram um gerador de ozônio com a tecnologia de microplasma, que possibilita um menor consumo de energia no funcionamento, em laboratório e como sistema *point-of-use* (sistemas que tratam água para consumo direto) em uma vila no oeste da Kenya. O sistema conseguiu atingir 2,3 log de inativação de *E. coli* e os consumidores não apresentaram sintomas de irritação das vias respiratórias e mucosas. Com a mesma tecnologia de ozonização, Dorevitch e colaboradores (2020b) criaram um sistema descentralizado de tratamento de água com capacidade de 1000L, composto por etapas de floculação, filtração e ozonização, com alimentação por energia solar. Este sistema conseguiu tratar águas extremamente turvas e com elevados níveis de contaminação fecal, atingindo até 4 log de inativação de *E. coli*.

De forma a prevenir a formação de subprodutos halogenados em sistemas *point-of-use*, pode-se optar por prescindir da pós-cloração, sempre e quando seja avaliado o recrescimento de microrganismos após a desinfecção secundária. Gorito e colaboradores (2021) constataram que, o ozônio aplicado a dosagens próximas de 3 mg/L durante 10 min, pode prevenir o recrescimento de bactérias (*E. coli*, enterococos e bactérias heterotróficas totais) por até 3 dias em armazenamento adequado.

Desta forma, constata-se que os avanços tecnológicos e científicos permitem que alternativas mais eficientes possam ser aplicadas ao tratamento de água, inclusive a escala domiciliar.

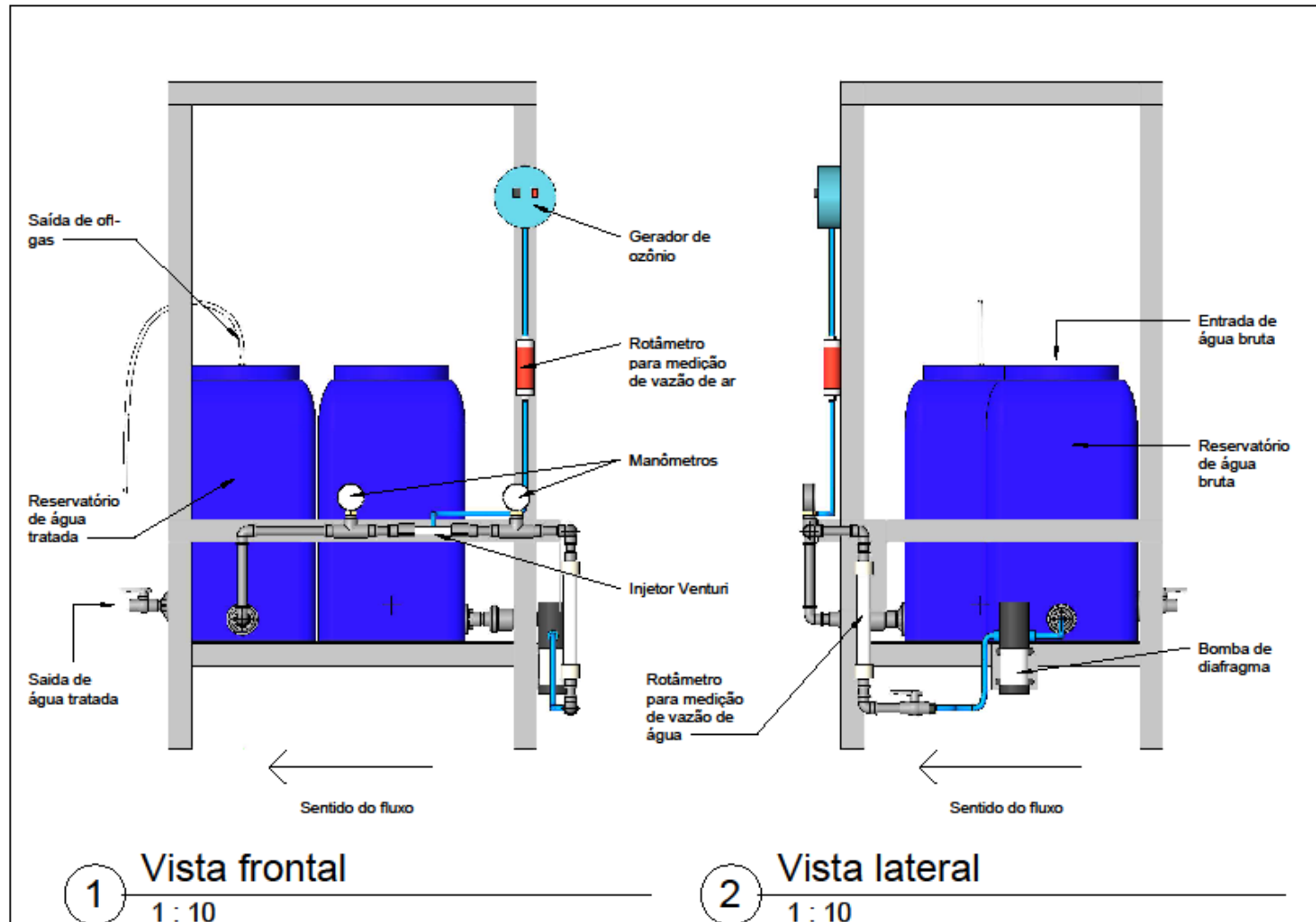
4. MATERIAIS E MÉTODOS

A montagem do sistema de tratamento de água e os ensaios de laboratório foram realizados no Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas - LATAR da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo -EESC/USP.

4.1. Montagem e pré-operação do sistema

O sistema de desinfecção inicialmente proposto era composto por dois reservatórios, um de água bruta e outro de água tratada, um gerador de ozônio (O₃Tech) para tratamento de pequenos volumes com aplicação por injetor Venturi, dois manômetros para controle de pressão na entrada e na saída do Venturi, rotâmetros para medição de vazão de água e vazão de ar injetado pelo Venturi e uma bomba de diafragma para o bombeamento de água. O volume alvo a ser tratado no sistema era de aproximadamente 40 L. A configuração e detalhamento do desenho inicial do sistema se encontra na Figura 4.1.

Figura 4.1. Layout inicial e detalhamento do sistema



Após montagem, foram realizados testes no sistema para verificação do funcionamento hidráulico e do Venturi. A partir disto, foram realizadas modificações no protótipo a fim de atingir as condições desejadas.

4.2. Determinação da produção de ozônio

A determinação de produção de ozônio pelo gerador foi realizada pelo método iodométrico utilizando frascos lavadores de gases e medição do fluxo de gás conforme indicado por Rakness (1996). Foi quantificada a produção de ozônio na condição de maior injeção de ar no sistema (120 NL/h) e foi considerada a produção total, aquela quantificada nos dois frascos lavadores de gases e a produção útil, aquela quantificada no primeiro frasco lavador de gás.

4.3. Estudo do Injetor Venturi

No estudo de funcionamento do Venturi do sistema, foi determinada a relação da variação da vazão de sucção de ar com a variação de vazão de água que passa pelo Venturi. As vazões de ar injetado e de água bombeada através Venturi, foram medidas com o uso de rotâmetros marca INDFLOW.

4.4. Água de estudo

Para cada batelada, foram extraídos cerca de 50 L de água bruta do poço subterrâneo localizado na EESC/USP. Após extração e armazenamento no reservatório de água bruta, a água foi inoculada com *E. coli* de forma a obter uma concentração aproximada de 1×10^6 NMP/100mL, como indicado pela OMS para avaliação do desempenho de tecnologias de pré-tratamento de água (WHO, 2014).

4.5. Coleta e análise de amostras

A coleta de amostras de água ozonizada para teste de *E. coli* e análises físico-químicas, foi realizada logo após finalização do tempo de funcionamento do sistema, nos tempos 0, 10 e 20 min. Nos testes de *E. coli*, foram utilizadas alíquotas de todas as amostras coletadas, enquanto, para as análises físico-químicas, foram utilizadas apenas alíquotas da amostra coletada aos 10 min. A coleta de água bruta foi realizada após início do funcionamento do

sistema. A medição da temperatura das amostras foi realizada *in-situ* imediatamente após a coleta.

Tanto nas amostras de água bruta, como nas de água ozonizada, foram realizadas as análises dos seguintes parâmetros físico-químicos: temperatura, turbidez, pH, cor aparente, alcalinidade, condutividade elétrica e carbono orgânico dissolvido (COD). Os métodos e equipamentos utilizados para a caracterização dos parâmetros estão descritos na Tabela XX.

Tabela 4.1. Métodos, equipamentos e limites de quantificação das análises

Parâmetro	Método	Equipamento	Precisão/Limite de quantificação
Temperatura	Medição direta	Termômetro de mercúrio	$\pm 0,1$ °C
pH	Método potenciométrico	Qualxtron e eletrodo Orion 8102BNUWP conectado a pHmetro DM20 Digimed®	$\pm 0,01$
Turbidez	Método EPA 180.1 – Determinação por nefelometria	Turbidímetro de bancada HACH 2100N®	0,001 UNT
Cor aparente	Método “Triestímulus” sem filtração de amostra	Colorímetro DM-COR Digimed	1,5 mg Pt.Co/L
Alcalinidade total	Método 2320B (<i>Standard Methods</i>) - Titulação potenciométrica com ácido sulfúrico até pH 4.30	pHmetro Digimed®	10 mg CaCO ₃ /L
Condutividade	Método da Condutância Específica medida por eletrólise	Condutivímetro DM-32 Digimed	0,01 μ S/cm
Carbono orgânico dissolvido – COD	Método do carbono orgânico não purgável (EN 1484)	TOC LCPN Shimadzu®	0,089 mg C/L
Nitrito	Método HACH 8507 – Método de diazotização	Espectrofotômetro HACH DR3900	0,002 mg NO ₂ /L
Nitrato	Método HACH 8039 – Método de redução de cádmio	Espectrofotômetro HACH DR3900	0,3 mg NO ₂ /L
Ozônio residual	Método HACH 8311 – Método Índigo	Espectrofotômetro HACH DR3900	0,01 mg O ₃ /L

Além das análises dos parâmetros físico-químicos, foram realizadas análises de parâmetros microbiológicos, como determinação de *E. coli*, conforme indicado no item 4.5.1.

4.5.1. Análise de *E. coli*

A análise de coliformes nas amostras de água bruta e água tratada foi feita pelo método da membrana filtrante (APHA; AWWA; WEF, 2012). Para a execução da análise, todos os materiais foram devidamente esterilizados antes do seu uso e ambiente higienizado apropriadamente. Foram realizadas as respectivas diluições das amostras e filtradas em kit Kitassato utilizando membrana de nitrocelulose de 0,45 µm. Posteriormente as membranas foram colocadas em placa de Petri contendo 10 ml de meio *Chromocult® coliform agar* solidificado. As placas foram incubadas em posição invertida a 35± 0,5 °C durante 24h. Após incubação as colônias nas placas foram contadas, aquelas que apresentavam coloração azul/purpura foram contabilizadas como unidades formadoras de colônia (UFC) de *E. coli*.

Como estabelecido no “Manual Internacional da OMS para Avaliação de Tecnologias de Tratamento de Água para Uso Doméstico” (WHO, 2018), foi calculada a eficiência de inativação global de *E. coli* pela média geométrica de todas as réplicas, como indicado na Equação 4.1.

$$\text{Eficiência de inativação global (log)} = -\log_{10} \left(\frac{MG_{AO}}{MG_{AB}} \right) \quad (\text{Equação 4.1})$$

Onde,

MG_{AO} = Média geométrica das concentrações de *E. coli* na água ozonizada;

MG_{AB} = Média geométrica das concentrações de *E. coli* na água bruta.

4.6. Consumo de ozônio no tratamento

Para determinar o consumo de ozônio no tratamento foi realizado o balanço de massa de ozônio no sistema. A diferença entre a concentração de ozônio que entra no sistema (ozônio produzido pelo gerador) e o ozônio que sai do sistema (ozônio residual e off-gás) permitiu calcular a quantidade e ozônio que foi consumido no tratamento. A concentração de ozônio no off-gás foi estimada pelo método iodométrico, como indicado por Rakness (1996). O ozônio residual, após finalização do tempo de funcionamento do sistema, foi quantificado a partir do método HACH 8311 – Método Indigo, com o uso de ampolas *AccuVac®*. As análises de ozônio off-gás e residual foram realizadas *in-situ* imediatamente após a coleta de amostras.

4.7. Análise de dados

Para definir o tipo de teste estatístico a ser aplicado nos dados, foi realizado um teste de normalidade. A partir do teste de normalidade e, devido a que alguns dados obtidos nas análises não apresentaram distribuição normal, foi escolhido o teste de Wilcoxon para amostras pareadas (dados dependentes), como teste padrão, para determinar a existência de diferenças significativas entre os parâmetros medidos na água bruta e na água tratada. Da mesma forma, para os testes de correlação entre variáveis, foi escolhida a correlação de Spearman para dados não paramétricos. Para auxiliar na visualização da distribuição dos dados e na análise de medianas, que é mais indicado quando realizados testes não paramétricos (análise a partir de dados ranqueados), foram elaborados diagramas de caixa comparativos (gráficos *box-plot*).

Para a análise dos resultados dos testes, foi considerado um nível de confiança de 95% ($\alpha = 0,05$).

4.8. Avaliação de custos

Os custos do sistema foram quantificados e classificados por tipo (matérias, equipamentos e serviços) e por ano. Os custos referentes aos anos 2019, 2020 e 2021, são custos efetivos, isto é, são custos extraídos das notas fiscais dos produtos, enquanto, os custos referentes ao ano de 2022, são custos estimados, obtidos por pesquisa de valores na internet. Os custos totais por ano foram atualizados para o mês de abril de 2022, utilizando o Índice Geral de Preços - Mercado (IGP-M), e a somatória dos custos atualizados representa o custo total do sistema.

Foram realizadas duas estimativas de custo, a primeira considerou todos os equipamentos utilizados e representa o custo do sistema para fins de pesquisa, e a segunda, desconsidera alguns itens de alto custo, que não seriam necessários caso o sistema fosse aplicado para fins de tratamento de água, e representa o custo do sistema para fins de aplicação em campo. Além do anterior, a estimativa de custo para fins de aplicação em campo foi comparada com outros sistemas de tratamento domiciliar.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Montagem, pré-operação e ajustes do sistema

A montagem do sistema foi realizada no Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR) e para sua execução foram utilizados principalmente peças hidráulicas de PVC e equipamentos elétricos que são facilmente encontrados no mercado. Nas Figuras 5.1 a 5.4 é apresentado o sistema e alguns detalhes da configuração inicialmente proposta.

Figura 5.1. Vista frontal do sistema na configuração inicial



Figura 5.2. Detalhe das válvulas de retenção localizadas na saída do reservatório de água bruta (a) e na entrada do reservatório de água ozonizada (b)

a)



b)



Figura 5.3. Detalhe da válvula de agulha para ajuste fino da vazão



Figura 5.4. Detalhe do difusor no interior do reservatório de água ozonizada



Após montagem, foram realizados testes de operação para verificação do funcionamento do sistema. Inicialmente, o mecanismo do Venturi não funcionava (não gerava sucção de ar) devido à elevada perda de carga no sistema. Para diminuir a perda de carga, primeiramente, foi retirado o mecanismo das válvulas de retenção. A partir desta modificação, o mecanismo do Venturi começou a injetar ar no sistema. A relação da vazão de ar injetado com a vazão de água bombeada se encontra na Tabela 5.1.

Tabela 5.1. Relação entre vazão de sucção de ar e vazão de água bombeada

Vazão de água no sistema (L/h)	Faixa de vazão de sucção de ar ⁽¹⁾ (NL/h)
220⁽²⁾	125 - 130
150	30 - 40
100	20 - 30

(1) Faixa de vazão máxima obtida no momento inicial de funcionamento do sistema

(2) Vazão máxima de água bombeada pela bomba

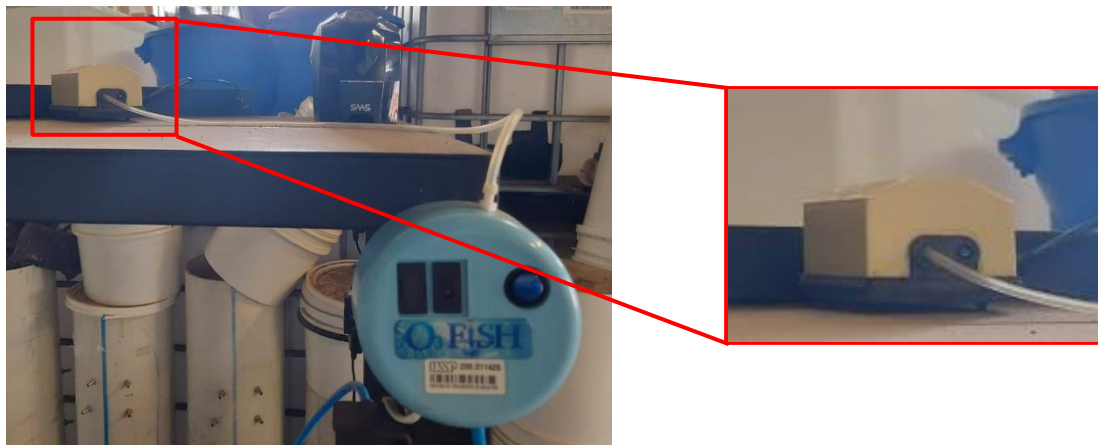
De acordo com os dados obtidos, a vazão máxima que bomba conseguiu recalcar foi de 220 L/h, apesar da sua capacidade máxima ser de 330 L/h. Desta forma, foi possível perceber que a carga hidráulica ainda era elevada, isto pela presença da válvula de agulha para o controle de vazão (Figura 5.3).

Apesar do Venturi conseguir injetar ar no sistema após retirada do mecanismo das válvulas, a vazão de ar diminuía com o passar do tempo até o Venturi parar de injetar ar no sistema. O Venturi parava de injetar ar quando o nível de água no reservatório de água ozonizada atingia o nível da tubulação do mesmo. Após esse tempo, a vazão de ar injetado zerava e a água começava a sair pela entrada de ar do Venturi. Deste modo, foi necessário elevar o nível da tubulação do Venturi para acima do nível de água máximo nos reservatórios. Também foi acoplado um compressor de ar na entrada do gerador de ozônio na tentativa de estabilizar a vazão de ar injetada e foram retirados os manômetros, pois a pressão no sistema era muito baixa e estava fora da escala de medição dos manômetros. Nas Figuras 5.5 a 5.6, é apresentado o sistema após modificações.

Figura 5.5. Vista frontal do sistema após modificações



Figura 5.6. Detalhe do compressor de ar acoplado à entrada de ar do gerador de ozônio



Inicialmente, foi realizado um estudo de vazão de ar injetado pelo compressor sem carga hidráulica. A vazão de ar que o compressor conseguia inserir no sistema, de acordo com as diferentes velocidades de operação do mesmo, está indicada na Tabela 5.2.

Tabela 5.2. Vazão de ar inserida pelo compressor nas diferentes velocidades ⁽¹⁾

Velocidade do compressor	Vazão de ar injetada (NL/h)
Alta	120
Média	60
Baixa	40

(1) Teste de funcionamento do compressor sem carga hidráulica

Após a verificação anterior, foi realizado o estudo de vazão de ar injetado, considerando a carga hidráulica (bombeamento de água e enchimento do reservatório) e as modificações realizadas, os resultados são exibidos nas Tabelas 5.3 e 5.4.

Tabela 5.3. Vazão de ar injetado no sistema, referente ao funcionamento com a vazão máxima de água e velocidade alta do compressor

Vazão de água (L/h)	Vazão de sucção de ar (NL/h)	Tempo (min)		Volume acumulado (L)
		De	Até	
220	150 - 130	0	1,38	5,07
	130 - 110	1,38	3,17	11,61
	110 - 90	3,17	5,50	20,17
	90 - 80	5,50	8,25	30,25
	70 - 50	8,25	9,18	33,67
	50	9,18	9,82	35,99

Tabela 5.4. Vazão de ar injetado no sistema, referente ao funcionamento com a vazão máxima de água e velocidade média do compressor

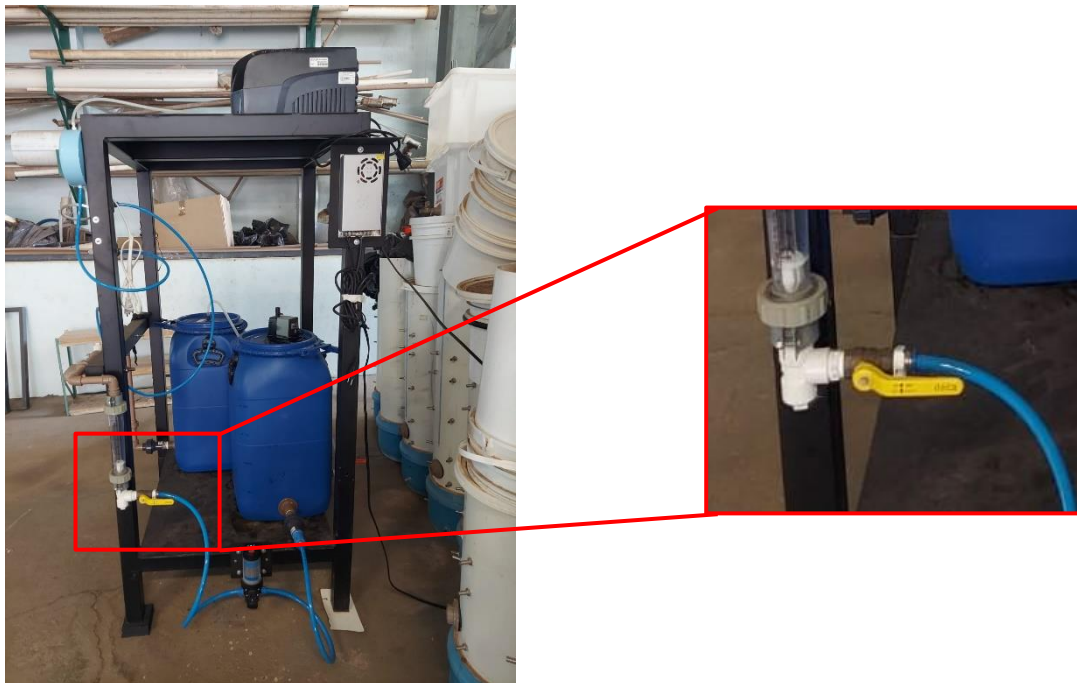
Vazão de água (L/h)	Vazão de sucção de ar (NL/h)	Tempo (min)		Volume acumulado (L)
		De	Até	
220	140 - 120	0	2,38	8,74
	120 - 100	2,38	3,65	13,38
	100 - 80	3,65	5,42	19,86
	80 - 60	5,42	6,00	22,00
	50 - 40	6,00	6,58	24,14
	40 - 30	6,58	7,17	26,28
	30 - 20	7,17	7,68	28,17

A partir dos dados obtidos, pode-se observar que, na velocidade média de operação do compressor, não foi possível atingir o volume de tratamento alvo (40 L) antes da injeção de ar

zerar ou ficar abaixo do limite de leitura do equipamento. Assim, foi decidido operar o compressor apenas na velocidade máxima.

Antes de dar continuidade nos ensaios e, a partir de observações qualitativas na operação do sistema (ruído e elevação da temperatura da bomba de recalque de água), foi retirada a válvula de agulha e trocada por um registro de esfera para preservar a vida útil da bomba de recalque de água (Figura 5.7). Além do anterior, dada a variação de vazão de ar injetado, escolheu-se operar o sistema com controle da válvula na linha de injeção de ar, de forma a manter a vazão de ar injetado o mais constante possível.

Figura 5.7. Vista lateral do sistema após modificações (detalhe do registro de esfera para controle de vazão)



Após as modificações, foram realizados testes de operação para verificação da vazão de recalque de água e da vazão de injeção de ar com nas novas condições, os resultados são exibidos na Tabela 5.5.

Tabela 5.5. Testes de verificação de condições de operação após modificações no sistema

Vazão de água (L/h)	Vazão de sucção de ar (NL/h)	Tempo (min)		Volume acumulado (L)
		De	Até	
290	100 - 90	0,00	8,03	38,83
290	100 - 90	0,00	8,02	38,75
290	100 - 90	0,00	8,05	38,91

Com a substituição da válvula de agulha pelo registro de esfera para controle de vazão, foi possível obter uma maior vazão de bombeamento e, com o controle de válvula na linha de injeção de ar, foi possível manter a vazão de ar injetada no sistema mais estável.

A partir dos ajustes realizados e após definição dos processos de operação do sistema, foi elaborado o documento “Manual de Operação do Sistema de Desinfecção por Ozônio para Fins de Pesquisa”, que se encontra no ANEXO I.

Além dos testes em campo, foi realizado o estudo de perda de carga do sistema. Para isto, foram estimadas as perdas de carga distribuídas e localizadas no sistema.

A equação geral de perda de carga no sistema é mostrada na Figura 5.8. Na Tabela 5.6, encontram-se discriminadas as peças e conexões e o comprimento equivalente adotado para a análise de perda de carga. Para o cálculo da perda de carga na mangueira pneumática, foi utilizado um fator de atrito (f) de 0,03, calculado a partir do número de Reynolds, como indicado por Guimarães Cardoso e colaboradores (2008) para tubos de polietileno de pequenos diâmetros. Os comprimentos equivalentes foram extraídos de Azevedo Neto e colaboradores (1998) e de Porto (1998).

Figura 5.8. Equação geral de perda de carga no sistema.

$$\Delta H = 0,0008695 * \frac{Q^{1,75}}{D^{4,75}} * Lt + 0,03 * \frac{L}{D} * \frac{v^2}{2g} + \left(\sum K_i \right) * \frac{v^2}{2g} + \frac{1}{Cd^2} * \frac{v^2}{2g} + Hg \max$$

Perda de carga na tubulação e do comprimento equivalente das conexões	Perda de carga na mangueira	Perda de carga nas singularidades (rotâmetro, válvula de agulha e Venturi)	Perda de carga nos orifícios do difusor	Desnível geométrico máximo

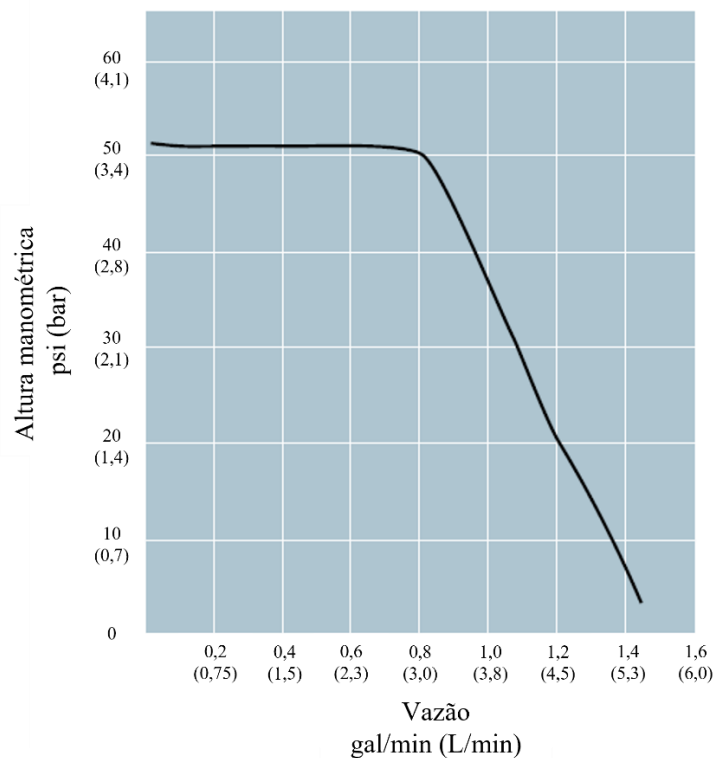
Fonte: Elaboração própria

Tabela 5.6. Testes de verificação de condições de operação após modificações no sistema

Peça	Quantidade	Comprimento equivalente (m)	Comprimento Equivalente Total por peça (m)
Luva de redução 20 - 25mm	1	0,30	0,30
Bucha de redução 20 - 25mm	2	0,30	0,60
Conexão pneumática	2	0,30	0,60
Cotovelo 90 raio curto	4	1,20	4,80
Registro de esfera	1	0,10	0,10
Tê de passagem direta	2	0,80	1,60
União	4	0,10	0,40
Cruzeta	1	1,01	1,01
Entrada de borda	1	0,50	0,50
L_{eq} Total			9,91

Adicionalmente, foi considerada a curva da bomba de acordo com a Figura 5.9.

Figura 5.9. Curva da bomba.



Adaptado de Xylem (2022).

A partir dos pontos de operação reais em duas situações de funcionamento do sistema (com e sem válvula de agulha) foi possível determinar o valor de perda de carga do rotâmetro e do injetor Venturi, em conjunto, e da válvula de agulha, por um sistema de equações. No

cenário de funcionamento com válvula de agulha, a bomba conseguiu bombear apenas 220 L/h, assim, de acordo com a curva da bomba, a perda total de carga no sistema deve ser de 27,00 mca. No cenário sem a válvula de agulha, a bomba conseguiu bombear 290 L/h e, de acordo com a curva da bomba, para esta vazão a perda de carga deve ser de 11,30 mca. Desta forma, o sistema de equações para determinar as perdas de carga do rotâmetro, do injetor Venturi e da válvula de agulha, foi estabelecido de acordo com as equações 5.1 e 5.2.

$$\Delta h_{\text{distribuída}} + \Delta h_{\text{localizada}} + \Delta h_{\text{venturi, rotâmetro e válvula}} = 27,00 \text{ mca} \quad (\text{Equação 5.1})$$

$$\Delta h_{\text{distribuída}} + \Delta h_{\text{localizada}} + \Delta h_{\text{venturi e rotâmetro}} = 11,30 \text{ mca} \quad (\text{Equação 5.2})$$

Onde,

$\Delta h_{\text{distribuída}}$ = perda de carga distribuída na tubulação (mca);

$\Delta h_{\text{localizada}}$ = perda de carga localizada nas peças e conexões, sem incluir o Injetor Venturi, o rotâmetro e a válvula de agulha;

$\Delta h_{\text{venturi, rotâmetro e válvula}}$ = perda de carga do conjunto composto pelo injetor Venturi, o rotâmetro e a válvula de agulha;

$\Delta h_{\text{venturi e rotâmetro}}$ = perda de carga do conjunto composto pelo injetor Venturi e o rotâmetro.

De acordo com a equação geral da perda de carga (Figura 5.8) e as informações da Tabela 5.6, foi possível determinar as perdas de carga distribuída e localizada, e construir a curva do sistema. A partir disto, foi possível determinar que a perda de carga do conjunto composto pelo injetor Venturi, o rotâmetro e a válvula de agulha ($\Delta h_{\text{venturi, rotâmetro e válvula}}$) foi de 26,18 mca, e do conjunto injetor Venturi e rotâmetro, foi de 10,14 mca. As curvas do sistema e da bomba, assim como o ponto de operação, estão exibidas nas Figuras 5.10 e 5.11.

Figura 5.10. Ponto de operação no cenário de funcionamento com a válvula de agulha.

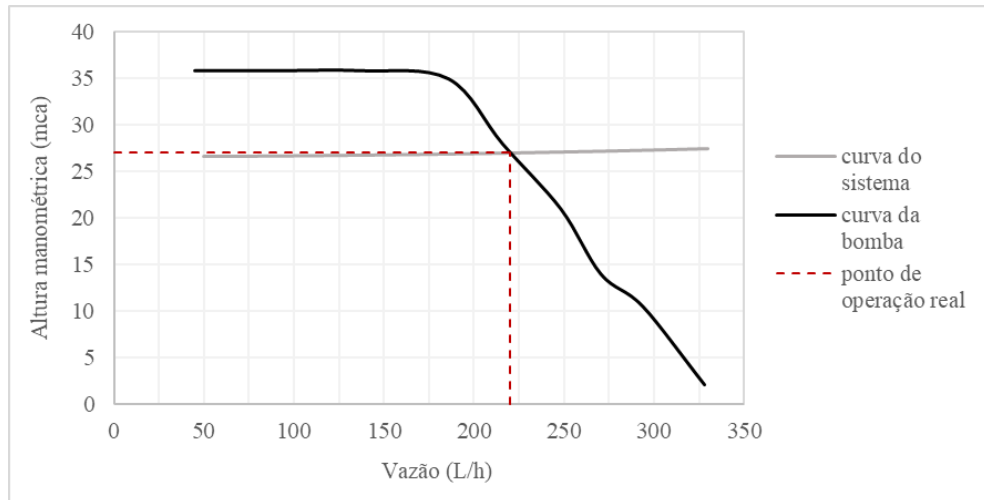
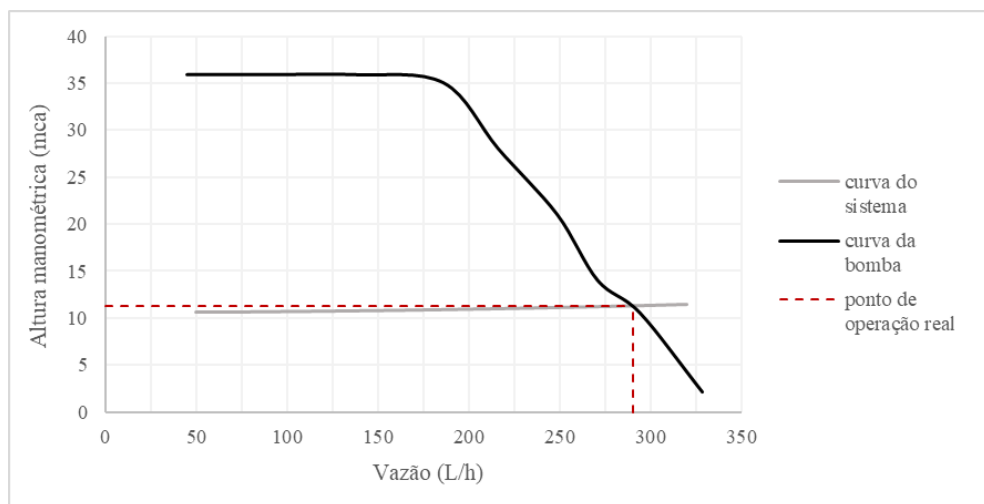


Figura 5.11. Ponto de operação no cenário de funcionamento sem a válvula de agulha.



Desta forma foi possível determinar que a válvula de agulha foi responsável por aumentar a perda de carga em 16 mca, quando comparado ao sistema sem a válvula de agulha.

5.2. Produção de ozônio

Foi realizada a quantificação da produção de ozônio pelo gerador na condição de maior vazão de ar injetado, os resultados se encontram na Tabela 5.7.

Tabela 5.7. Produção de ozônio

Vazão de ar (NL/h)	Tempo de borbulhamento (min)	Temperatura do ar (°C)	Produção total de ozônio (mg/h)	Produção útil de ozônio (mg/h)
120	30	30,8	1,30	1,10
120	30	30,8	1,25	1,05
120	30	21,0	1,05	0,80

Pelos resultados obtidos, a produção de ozônio nas condições de operação do sistema foi significativamente menor que aquela informada pelo fabricante do gerador (250 mg/h), sendo de 0,98 mg/h em média. Desta forma, não seria possível atingir uma concentração ideal de ozônio na água apenas com o tempo de bombeamento (aproximadamente 9 min para atingir o volume alvo de 40L), ao invés, seria necessário um tempo de borbulhamento de ar com ozônio, na água do reservatório. A estimativa de concentração de ozônio na água (desconsiderando a demanda de ozônio), de acordo com o tempo de borbulhamento em diferentes cenários, encontra-se na Tabela 5.8.

Tabela 5.8. Estimativa da concentração de ozônio em diferentes tempos de borbulhamento

Cenário	Volume a ser tratado (L)	Tempo de borbulhamento (h)	Concentração de ozônio residual estimada (mg/L)
1	40	4	0,10
2	40	8	0,20
3	40	20	0,49

Segundo dados de literatura, a dosagem mínima para inativação de *E. coli* (2 a 3 log) deve ser superior a 0,4 mg/L (SMEETS *et al.*, 2006). De acordo com os dados da Tabela 5.8, os tempos estimados de borbulhamento para atingir uma concentração próxima à ideal são inviáveis quando se visa a aplicação do sistema a nível domiciliar. Desta forma, foi determinado um tempo máximo de borbulhamento de 4 h para verificação do nível de desinfecção atingido nesse tempo no sistema. Para o balanço de massa de ozônio, foi considerada uma produção média de 0,98 mg/h de ozônio no gerador, totalizando 3,92 mg de ozônio borbulhado no sistema durante as 4 horas de funcionamento.

5.3. Condições de operação

Como definido após os testes de pré-operação, o sistema foi operado com a vazão máxima de bombeamento (aprox. 290 L/h), durante 9 a 10 minutos para atingir o volume alvo (40 L), e após bombeamento, foi realizado o borbulhamento de ozônio por um período de 4 h.

5.4. Análise de qualidade da água

5.4.1. Parâmetros físico-químicos

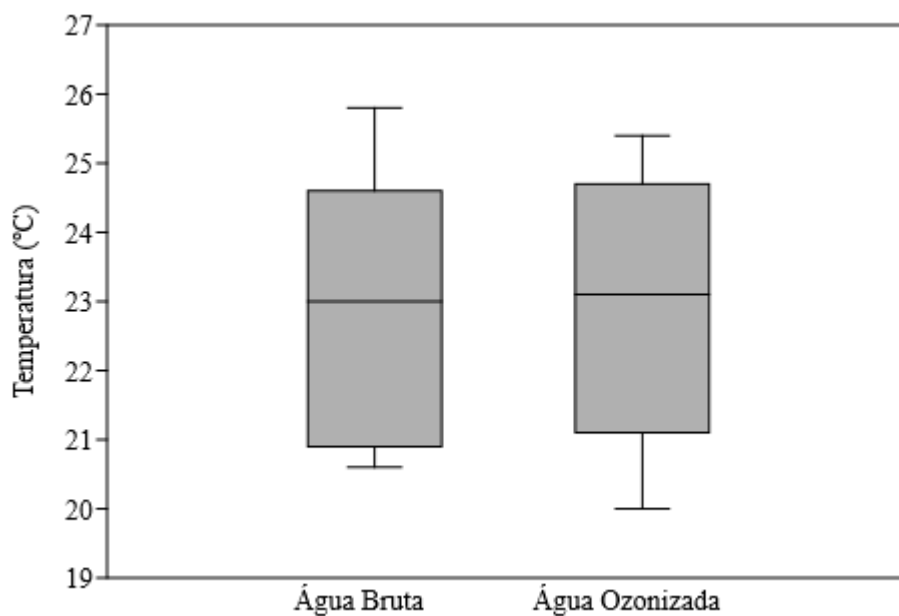
5.4.1.1. Temperatura

Os dados referentes à temperatura da água bruta e da água ozonizada obtidos em cada batelada são apresentados na Tabela 5.9 e na Figura 5.12.

Tabela 5.9. Valores de temperatura obtidos por batelada na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão

Batelada	Temperatura (°C)								Mediana	Média
	1	2	3	4	5	6	7	8		
Água Bruta	24,6	23,0	23,1	20,6	21,9	25,8	20,9	24,1	23,0	23,0 ± 1,7
Água Ozonizada	25,4	23,1	23,0	20,0	23,2	24,7	21,1	24,1	23,1	23,1 ± 1,7

Figura 5.12. Diagrama de caixa comparativo: Temperatura da Água Bruta x Temperatura da Água Ozonizada



De acordo com os dados exibidos, a temperatura apresentou variabilidade entre bateladas. Em algumas bateladas as amostras apresentaram temperaturas mais baixas em relação à média, entre 20 e 23 °C, e em outras apresentaram temperaturas mais elevadas, entre 23 e 26 °C. Por outro lado, de acordo com o valor das medianas, da distribuição dos dados e o resultado do teste de Wilcoxon, não há diferença significativa entre a temperatura da água bruta e da água ozonizada ($p = 0,718 > 0,05$), indicando que, em cada batelada, a temperatura das amostras não variou após tratamento.

Temperaturas elevadas podem prejudicar a desinfecção por ozonização. Segundo Elovitz e colaboradores (1999, 2000) a taxa de decomposição do ozônio aumenta com a temperatura, a 25 graus a taxa é 27,5 vezes maior do que a 15 graus. Por outro lado, a proporção de ozônio, em relação à proporção de hidróxido, também diminui com o aumento da temperatura, de forma que sua concentração se reduz à metade quando o processo de ozonização é feito a 25 graus em comparação ao processo realizado a 15. Assim, temperaturas elevadas (acima de 15 graus) podem comprometer a desinfecção por ozonização, já que a estas temperaturas a exposição ao ozônio diminui.

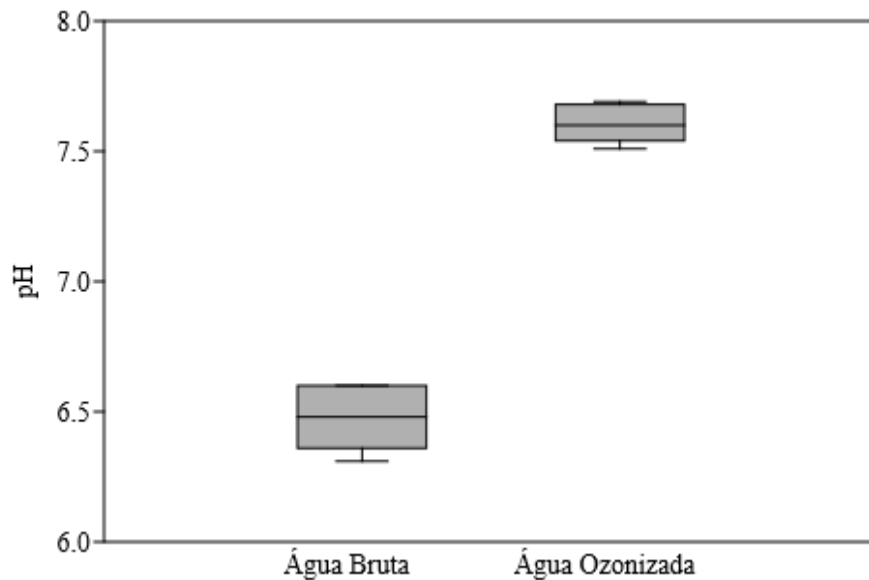
5.4.1.2. pH

Os dados referentes ao pH da água bruta e da água ozonizada obtidos em cada batelada, estão apresentados na Tabela 5.10 e na Figura 5.13.

Tabela 5.10. Valores de pH obtidos por batelada na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão

Batelada	pH								Mediana	Média
	1	2	3	4	5	6	7	8		
Água Bruta	6,36	6,31	6,60	6,48	6,50	6,60	6,45	6,55	6,49	6,48 ±0,10
Água Ozonizada	7,54	7,51	7,60	7,60	7,62	7,69	7,66	7,68	7,61	7,61 ±0,06

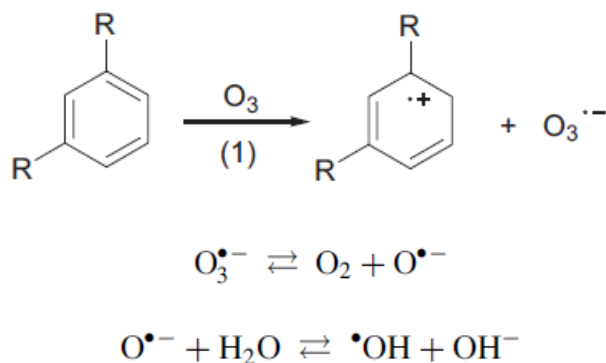
Figura 5.13. Diagrama de caixa comparativo: pH da Água Bruta x pH da Água Ozonizada



De acordo com os dados obtidos, o pH apresentou pouca variação entre as medições de cada tipo de amostra (água bruta e água ozonizada), mas o pH aumentou na água ozonizada, quando comparado ao pH da água bruta. De acordo com o valor das medianas e considerando o resultado do teste de Wilcoxon, houve um aumento significativo no valor pH na água após ozonização ($p = 0,007 < 0,05$).

O aumento no pH da água pode ser um indicativo da ocorrência de uma reação secundária do ozônio com a matéria orgânica dissolvida (MOD), na qual são produzidos íons e radicais hidroxila (SONNTAG; GUNTEN, 2012), como ilustrado na Figura 5.14.

Figura 5.14. Modelo de reação secundária do ozônio com a MOD



Fonte: Adaptado de Sonntag e Gunten (2012)

Segundo Elovitz e colaboradores (2000), esta via de reação é favorecida pelo tipo de MOD presente na água e pela baixa alcalinidade (águas com alcalinidade moderada, menor que

150 mg L⁻¹ CaCO₃ (FUNASA, 2014)). A produção de radicais hidroxila (OH) não é vantajosa pois esta espécie é precursora de reações de decomposição de ozônio (SONNTAG; GUNTEN, 2012), o que reduz a disponibilidade do ozônio para desinfecção.

Por outro lado, a presença de metais de transição na água, como o ferro e o manganês, também pode ter contribuído ao processo de decomposição do ozônio e levado à formação de radicais hidroxila por meio da reação indicada na Equação 5.1 (MAHMOU; FREIRE, 2007).



No processo de ozonização, o pH da água é importante pois os íons hidróxido podem favorecer a decomposição do ozônio (GUNTEN, 2003). O ozônio é dissolvido na água e permanece na sua forma molecular em pH abaixo de 7, porém, a pH acima de 8, a reação de decomposição é favorecida e cerca da metade do ozônio introduzido na água é transformado em formas intermediárias (radicais hidróxido, hidroxila e superóxido) e oxigênio, em um período de 10 minutos (WYSOK; URADZINSKI; GOMÓLKA-PAWLICKA, 2006). Nos ensaios realizados nesta pesquisa, o pH inicial da água bruta apresentou valores abaixo de 7, assim, este parâmetro não deve ter contribuído na reação de decomposição do ozônio.

Com relação à qualidade da água tratada, mesmo que o pH tenha aumentado após a aplicação de ozônio, este ainda se encontra dentro da faixa de pH recomendada no padrão de potabilidade da Portaria GM/MS No.888, que é entre 6,0 e 9,0.

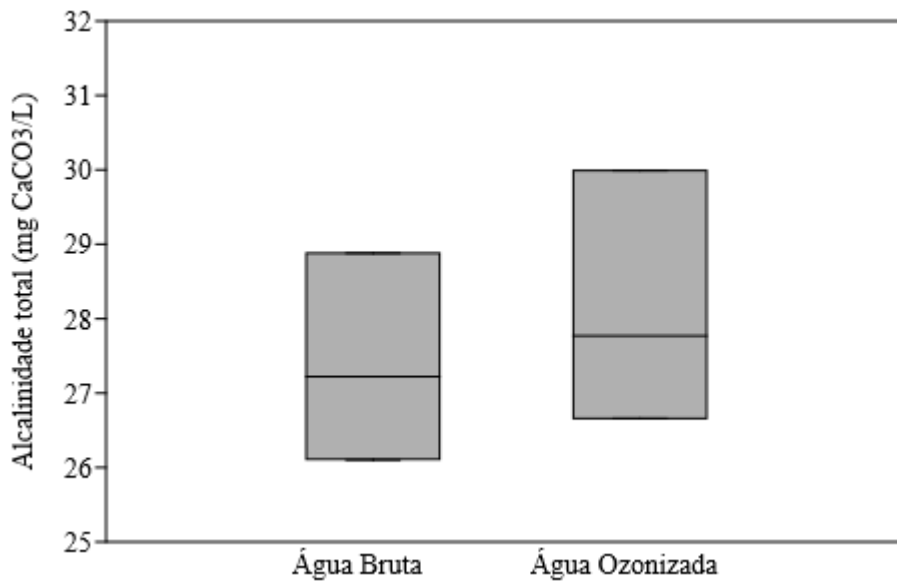
5.4.1.3. Alcalinidade

Os dados relativos à alcalinidade da água bruta e da água ozonizada, obtidos em cada batelada, são apresentados na Tabela 5.11 e na Figura 5.15.

Tabela 5.11. Valores de alcalinidade obtidos por batelada na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão

Batelada	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)								Mediana	Média
	1	2	3	4	5	6	7	8		
Água Bruta	28,88	26,11	26,10	27,77	28,88	27,77	27,22	26,66	27,20	27,42 ± 1,04
Água Ozonizada	28,33	29,99	29,99	26,66	26,66	28,88	27,77	27,75	27,75	28,25 ± 1,22

Figura 5.15. Diagrama de caixa comparativo: Alcalinidade total da Água Bruta x Alcalinidade total da Água Ozonizada



A alcalinidade variou entre cada batelada e não apresentou uma tendência entre os valores obtidos nas amostras. De acordo com o valor das medianas e considerando o teste de Wilcoxon, não há diferença significativa entre os valores obtidos de alcalinidade da água bruta e da água tratada nas amostras ($p = 0,445 > 0,05$).

De acordo com a Fundação Nacional da Saúde (FUNASA), a água bruta utilizada nos ensaios desta pesquisa possui uma alcalinidade baixa e pode ser classificada como água branda, pois sua alcalinidade é menor que 50 mg/L CaCO_3 (FUNASA, 2014).

Segundo Elovitz, Von Gunten e Kaiser (2000) e Gardoni, Vailati e Canziani (2012), o aumento da alcalinidade, até 75 mg/L de CaCO_3 , diminui a taxa de decomposição do ozônio e contribui na sua estabilização, acima deste valor, a taxa de decomposição permanece praticamente inalterada. Por outro lado, segundo Zanacic, Stavrinides e Mcmartin (2016), uma alcalinidade muito elevada, isto é, acima de 200 mg/L de CaCO_3 , pode prejudicar a efetividade do ozônio para oxidação de COD, pois inibe o contato e interação com a matéria orgânica.

Neste estudo, o valor médio de alcalinidade na água bruta ($27,42 \pm 1,04$ mg/L CaCO_3) foi 2,7 vezes menor ao valor de alcalinidade indicado como ideal para a estabilização do ozônio (75 mg/L de CaCO_3). Assim, a alcalinidade baixa da água bruta pode ter favorecido a decomposição de ozônio, a ocorrência da reação secundária com a matéria orgânica e o consequente aumento do pH, como mencionado no item 5.4.1.2.

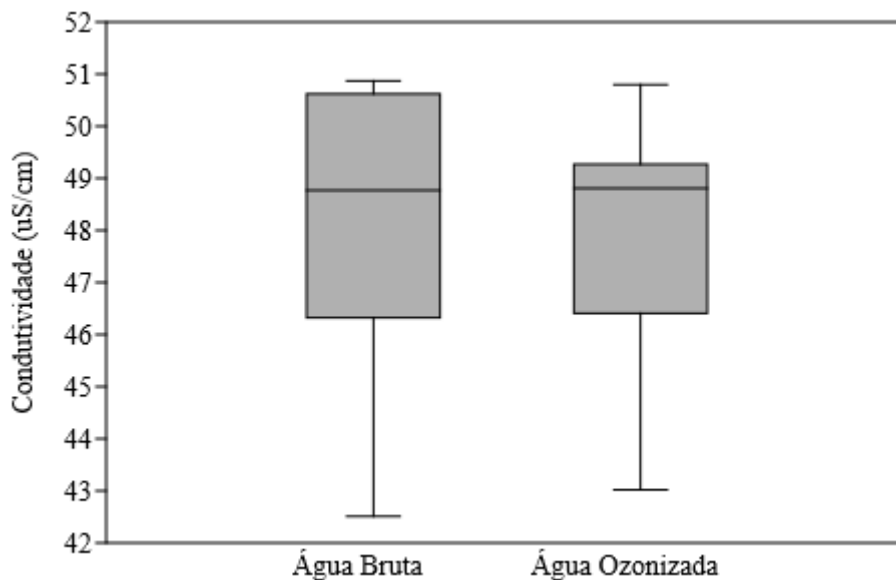
5.4.1.1. Condutividade elétrica

Os dados referentes à condutividade da água bruta e da água ozonizada, obtidos em cada batelada, são apresentados na Tabela 5.12 e na Figura 5.16.

Tabela 5.12. Valores de condutividade elétrica obtidos por batelada na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão

Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)										
Batelada	1	2	3	4	5	6	7	8	Mediana	Média
Água Bruta	47,86	50,87	49,50	50,51	46,32	50,62	48,77	42,51	48,77	$48,37 \pm 2,65$
Água Ozonizada	48,81	50,80	49,14	49,27	46,86	48,96	46,41	43,02	48,81	$47,91 \pm 2,26$

Figura 5.16. Diagrama de caixa comparativo: Condutividade elétrica da Água Bruta x Condutividade elétrica da Água Ozonizada



A condutividade variou em cada batelada, mas os valores obtidos nelas foram muito próximos entre as amostras de água bruta e água ozonizada. Considerando o valor das medianas e o teste de Wilcoxon, não há diferença significativa entre a condutividade da água bruta e da água após ozonização ($p = 0,460 > 0,05$).

A condutividade da água de estudo foi baixa, considerando que a água subterrânea pode ter elevada concentração de íons. De acordo com o “Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo” os valores de *background* para condutividade elétrica em aquíferos no estado de São Paulo estão entre 145 e 410 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (CETESB, 2016).

Segundo Epelle e colaboradores (2022), a condutividade não é um parâmetro que contribua proporcionalmente à retenção de ozônio. Assim, a estabilidade do ozônio não depende da quantidade, mas do tipo de íons presentes, relacionados ao aumento de alcalinidade.

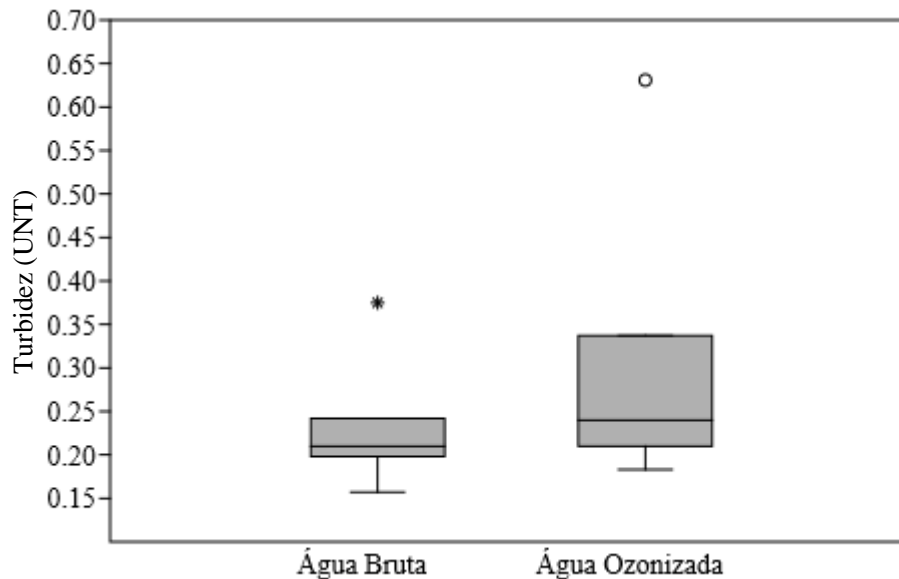
5.4.1.2. Turbidez

Os dados relacionados à turbidez da água bruta e da água ozonizada, obtidos em cada batelada, são apresentados na Tabela 5.13 e na Figura 5.17.

Tabela 5.13. Valores de turbidez obtidos por batelada na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão

Batelada	Turbidez (UNT)								Mediana	Média
	1	2	3	4	5	6	7	8		
Água Bruta	0,157	0,242	0,223	0,210	0,375	0,209	0,198	0,216	0,210	0,229 ± 0,060
Água Ozonizada	0,183	0,262	0,631	0,210	0,337	0,271	0,240	0,220	0,240	0,294 ± 0,135

Figura 5.17. Diagrama de caixa comparativo: Turbidez da Água Bruta x Turbidez da Água Ozonizada



Segundo os dados obtidos, a turbidez da água bruta e da água ozonizada esteve abaixo de 0,34 UNT, com exceção de alguns valores considerados *outliers* (valores acima ou abaixo de 1,5 vezes o desvio padrão). De acordo com o valor das medianas, a distribuição dos dados e considerando o teste de Wilcoxon, não há diferença significativa entre a turbidez da água antes e após ozonização ($p = 0,109 > 0,05$).

Assim, o processo de ozonização não alterou o valor de turbidez significativamente e a qualidade se manteve com turbidez menor que 1,0 UNT (turbidez máxima admissível no padrão organoléptico de potabilidade da Portaria GM/MS N° 888).

Segundo Lage Filho (2010), águas com qualidade inferior, isto é, maior turbidez, cor aparente e concentração de sólidos e matéria orgânica, exercem uma demanda inicial maior, reduzem a concentração de ozônio residual e contribuem ao seu esgotamento em um menor tempo. No estudo realizado pelo autor, o valor de turbidez da água que apresentou maior retenção de ozônio foi próximo a 0,6 UNT. O autor também destaca que, quanto maior a dosagem de ozônio, maior a concentração de ozônio residual e mais lenta a queda da sua concentração, isto em ensaios com dosagens de ozônio superiores a 1,0 mg/L. Nesta pesquisa, a turbidez média da água bruta foi de $0,229 \pm 0,060$ UNT, pelo qual, em relação à turbidez, a água não deve ter exercido uma demanda inicial elevada, porém a dosagem de ozônio foi baixa (0,10 mg/L).

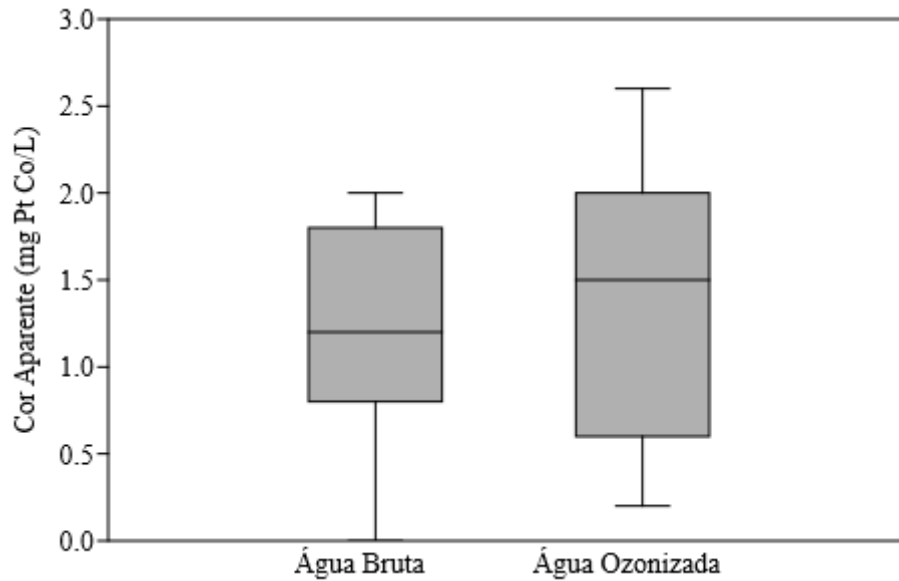
5.4.1.3. Cor Aparente

Os dados relacionados à cor aparente da água bruta e da água ozonizada, obtidos em cada batelada, são apresentados na Tabela 5.14 e na Figura 5.18.

Tabela 5.14. Valores de cor aparente obtidos por batelada na água bruta e ozonizada

Cor Aparente (mg Pt-Co/L)										
Batelada	1	2	3	4	5	6	7	8	Mediana	Média
Água Bruta	1,8	1,0	0,0	1,4	2,0	1,2	1,6	0,8	1,2	$1,2 \pm 0,6$
Água Ozonizada	2,6	0,6	1,5	1,7	2,0	1,4	2,0	0,2	1,5	$1,5 \pm 0,7$

Figura 5.18. Diagrama de caixa comparativo: Cor Aparente da Água Bruta x Cor Aparente da Água Ozonizada



A cor aparente da água variou em cada batelada e não apresentou uma tendência clara entre os valores obtidos nas amostras. De acordo com o valor das medianas e a distribuição dos dados (Figura 5.24), e considerando o resultado do teste de Wilcoxon, não há diferença significativa entre a cor aparente da água antes e após ozonização ($p = 0,468 > 0,05$).

De acordo com os dados obtidos, a cor aparente da água bruta e da água ozonizada esteve abaixo de 2,6 mg Pt-Co/L. Assim, o processo de ozonização não alterou o valor de cor significativamente e a qualidade se manteve com cor menor que 15 mg Pt-Co/L (cor aparente máxima admissível no padrão organoléptico de potabilidade da Portaria GM/MS Nº 888).

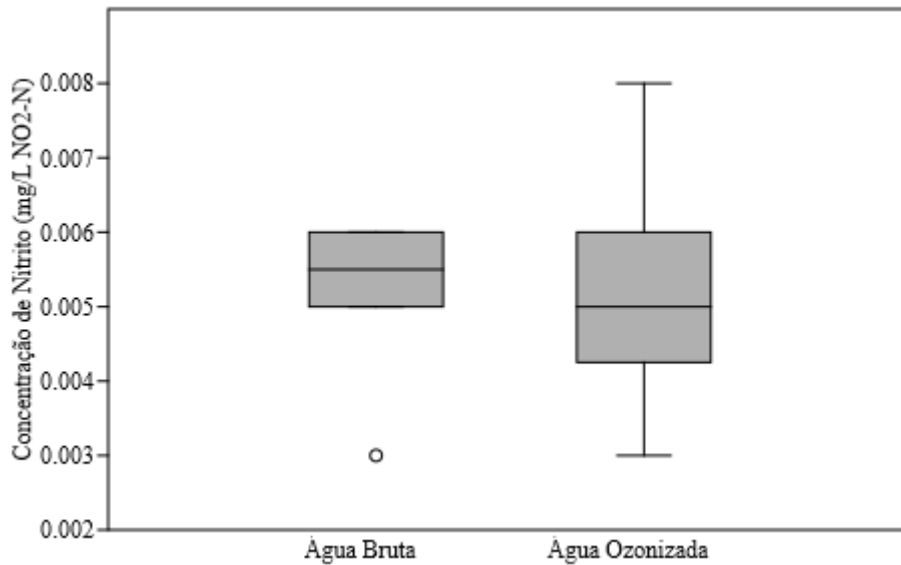
5.4.1.4. Nitrito e Nitrato

Os dados relacionados à concentração de nitrito na água bruta e na água ozonizada, obtidos em cada batelada, são apresentados Tabela 5.15 e na Figura 5.19.

Tabela 5.15. Valores de concentração de nitrito, obtidos por batelada, na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão

Concentração de Nitrito (mg/L NO ₂ -N)										
Batelada	1	2	3	4	5	6	7	8	Mediana	Média
Água Bruta	0,003	0,006	0,005	0,005	0,006	0,006	0,006	0,005	0,005	0,005 ± 0,001
Água Ozonizada	0,003	0,005	0,006	0,008	0,004	0,006	0,005	0,005	0,005	0,005 ± 0,001

Figura 5.19. Diagrama de caixa comparativo: Concentração de nitrito na água bruta x Concentração de nitrito na água ozonizada



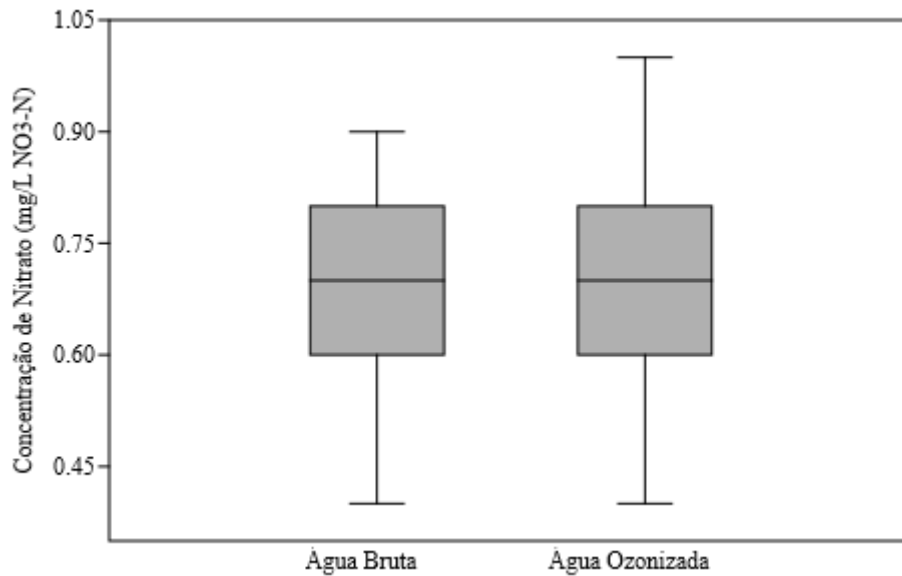
A concentração de nitrito variou de 0,003 a 0,006 mg/L NO₂-N na água bruta e de 0,003 a 0,008 mg/L NO₂-N na água ozonizada durante os ensaios. Os dados não apresentaram uma tendência clara entre si (com relação a aumento ou diminuição da concentração após tratamento). De acordo com o valor das medianas e a distribuição dos dados (Figura 5.26), e considerando o resultado do teste de Wilcoxon, não há diferença significativa entre a concentração de nitrito na água antes e após ozonização ($p = 1 > 0,05$).

Os dados relacionados à concentração de nitrato na água bruta e na água ozonizada, obtidos em cada batelada, são apresentados na Tabela 5.16 e na Figura 5.20.

Tabela 5.16. Valores de concentração de nitrato, obtidos por batelada, na água bruta e ozonizada com média e desvio padrão

Batelada	Concentração de Nitrato (mg/L NO ₃ -N)								Mediana	Média
	1	2	3	4	5	6	7	8		
Água Bruta	0,4	0,8	0,7	0,9	0,7	0,6	0,7	0,8	0,7	0,7 ± 0,1
Água Ozonizada	0,4	0,6	0,7	0,8	1,0	0,6	0,7	0,8	0,7	0,7 ± 0,2

Figura 5.20. Diagrama de caixa comparativo: Concentração de Nitrato na Água Bruta x Concentração de Nitrato na Água Ozonizada



A concentração de nitrato variou de 0,4 a 0,8 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ na água bruta e de 0,4 a 0,1 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ na água ozonizada. Os dados não apresentaram uma tendência clara entre si (com relação a aumento ou diminuição da concentração após tratamento). De acordo com o valor das medianas e a distribuição dos dados (Figura 5.28), e considerando o resultado do teste de Wilcoxon, não há diferença significativa entre a concentração de nitrato na água antes e após ozonização ($p = 1 > 0,05$; para as duas variáveis).

Segundo os valores obtidos, a concentração destes óxidos apresentou pouca variação em cada batelada (ou seja, antes e depois do tratamento), principalmente no caso do nitrato. Além do anterior, as concentrações de nitrito e nitrato, tanto na água bruta como na água ozonizada, estiveram abaixo do valor máximo permitido no padrão organoléptico de potabilidade da Portaria GM/MS Nº 888, isto é, abaixo de 1 mg/L, no caso do nitrito, e de 10 mg/L, no caso do nitrato. Assim, o tratamento com ozônio não aumentou a concentração destes óxidos e a suas concentrações se mantiveram em níveis seguros na água.

5.4.1.5. Carbono

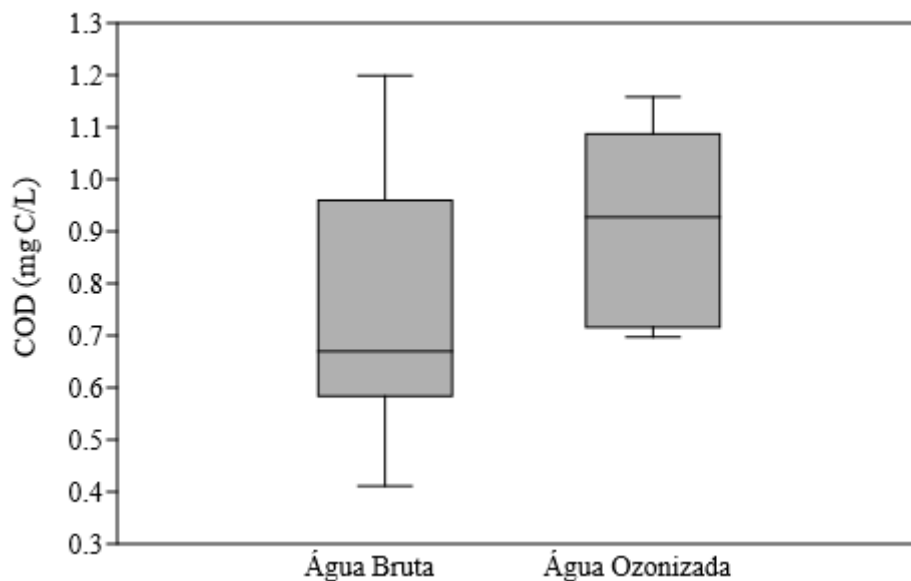
- Carbono Orgânico Dissolvido (COD):

Os dados relacionados à concentração de carbono orgânico dissolvido na água bruta e na água ozonizada, obtidos em cada batelada, são apresentados na Tabela 5.17 e na Figura 5.21.

Tabela 5.17. Valores de concentração de carbono orgânico total, obtidos por batelada, na água bruta e ozonizada.

Batelada	COD (mg C/L)								Mediana	Média
	1	2	3	4	5	6	7	8		
Água Bruta	-	1,199	0,411	0,670	0,584	0,667	0,960	0,801	0,670	0,756 ± 0,240
Água Ozonizada	-	0,892	0,716	0,697	1,087	0,928	1,158	0,950	0,928	0,918 ± 0,159

Figura 5.21. Diagrama de caixa comparativo: Carbono Orgânico Dissolvido na Água Bruta x Carbono Orgânico Dissolvido na Água Ozonizada.



Os valores de carbono orgânico dissolvido variaram em cada batelada e, dada a distribuição dos dados (Figura 5.28), e considerando o resultado do teste de Wilcoxon, não houve diferença significativa na concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) na água bruta e após ozonização ($p = 0,218 > 0,05$).

A matéria orgânica presente na água influencia fortemente no mecanismo de reação de ozônio, pelo qual a presença de carbono orgânico pode reduzir a eficácia do ozônio na remoção de outras substâncias alvo ou mesmo para a desinfecção (GARDONI; VAILATI; CANZIANI, 2012). Quanto maior a concentração de COD na água bruta, maior demanda de ozônio (BLACK & VEATCH CORP., 2009). De acordo com os resultados obtidos por Urfer e colaboradores (2001), em estudos com águas provenientes de diversos mananciais (subterrânea, rios e lagos) na Suíça, a estabilidade do ozônio diminuía enquanto a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) aumentava. Nesse estudo, acima de 0,7 mg/L de COD a estabilidade do ozônio diminuiu consideravelmente. Nesta pesquisa, a concentração de COD na água bruta foi

acima de 0,7 mg/L nas bateladas 2, 7 e 8, as quais apresentaram uma eficiência de inativação abaixo de 4 log (ver item 5.6).

Por outro lado, esperava-se que a aplicação de ozônio mineralizasse parte do COD na água, isto é, que a concentração de COD diminuísse na água ozonizada em comparação à concentração na água bruta. Porém, o tratamento foi pouco eficiente pois para atingir resultados significativos em relação à mineralização de COD, são necessárias dosagens de ozônio elevadas (10 mg O₃/mg COD) (BLACK & VEATCH CORP., 2009).

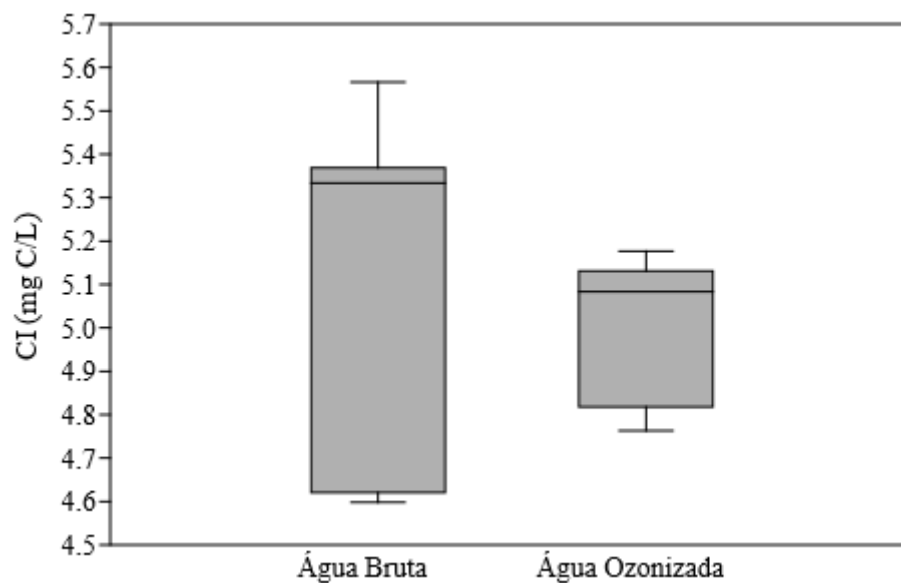
- Carbono Inorgânico (CI):

Os dados relacionados à concentração de carbono inorgânico na água bruta e na água ozonizada, obtidos em cada batelada, são apresentados Tabela 5.18 e na Figura 5.22.

Tabela 5.18. Valores de concentração de carbono inorgânico, obtidos por batelada, na água bruta e ozonizada (com média e desvio padrão).

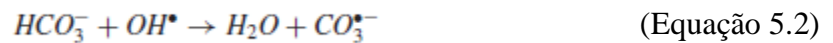
CI (mg C/L)										
Batelada	1	2	3	4	5	6	7	8	Mediana	Média
Água Bruta	-	5,369	4,598	4,825	4,620	5,363	5,566	5,334	5,334	5,096 ± 0,372
Água Ozonizada	-	5,093	4,939	4,763	5,131	5,083	5,177	4,818	5,083	5,001 ± 0,150

Figura 5.22. Diagrama de caixa comparativo: Carbono Inorgânico na Água Bruta x Carbono Inorgânico na Água Ozonizada



A concentração de carbono inorgânico na água variou em cada batelada e não apresentou uma tendência entre os valores obtidos nas amostras (com relação a aumento ou diminuição da concentração após tratamento). Segundo o teste de Wilcoxon, não houve diferença significativa na concentração de carbono inorgânico (CI) na água bruta e após ozonização ($p = 0,578 > 0,05$).

Segundo Gardoni, Vailati e Canziani (2012), os íons carbonato e bicarbonato, que compõem uma fração de carbono inorgânico na água, agem como agentes sequestrantes de radicais hidroxila impedindo a reação em cadeia de decomposição de ozônio através das reações exibidas nas equações 5.2 e 5.3.



O aumento da concentração de carbono inorgânico, isto é, dos agentes sequestrantes, reduz a taxa de decaimento do ozônio, e os estudos têm sido realizados em termos de alcalinidade como mencionado no item 5.4.1.3.

Dada a faixa de pH da água de estudo, próxima à neutralidade, o carbono inorgânico na água bruta se deve principalmente à presença de bicarbonatos (GARDONI; VAILATI; CANZIANI, 2012).

5.5. Balanço de massa do ozônio no tratamento

Os valores de concentração de ozônio residual e massa de ozônio no *off-gas*, obtidos em cada batelada, são exibidos na Tabela 5.19. O cálculo do ozônio consumido foi feito considerando uma produção total média de 3,92 mg de ozônio pelo gerador durante as 4 horas de funcionamento, os valores obtidos são exibidos na Tabela 5.19.

Tabela 5.19. Balanço de massa de ozônio em cada batelada.

Balanço de massa do ozônio								
Batelada	1	2	3	4	5	6	7	8
Temperatura da água bruta (°C)	24,6	23,0	23,1	20,6	21,9	25,8	20,9	24,1
Concentração de ozônio residual (mg/L)	-	0,03	0,03	0,02	-	0,02	0,02	-
Massa de ozônio residual (mg)	-	1,20	1,20	0,81	-	0,80	0,80	-
Massa de ozônio no <i>off-gas</i> (mg)	2,35	2,15	2,48	2,53	2,33	2,53	2,13	2,10
Massa de ozônio consumido no tratamento (mg)	1,57	0,57	0,24	0,58	1,59	0,59	0,99	1,82
Porcentagem de ozônio perdida no <i>off-gas</i> (%)	59,95	54,85	63,27	64,54	59,44	64,54	54,34	53,57

Nas bateladas 1, 5 e 8 não foi possível realizar a leitura de ozônio residual na amostra de água ozonizada, pois a concentração estava abaixo do limite de detecção do equipamento. Além do anterior, a perda de ozônio no *off-gas* em todas as bateladas foi acima de 50%, com uma média de 59,31% de perda.

Durante a realização dos ensaios foram estabelecidas as hipóteses de que a quantidade de ozônio perdida no *off-gas* estaria relacionada com a temperatura da água (influenciada pela temperatura ambiente) e que o ozônio consumido estaria relacionado com a quantidade de matéria orgânica na água. Desta forma, foram realizados testes de correlação entre as variáveis mencionadas, os resultados obtidos encontram-se na Tabela 5.20.

Tabela 5.20. Valores de coeficiente de correlação entre as variáveis e sua significância estatística (valor de p).

Variáveis	Coeficiente de correlação (r _s)	Valor de p
Ozônio no <i>off-gas</i> x Temperatura da água bruta	0,107	0,806
Ozônio no <i>off-gas</i> x Temperatura da água ozonizada	-0,048	0,916
Ozônio consumido x COD	0,143	0,748

De acordo com os valores obtidos na Tabela 5.20, não há uma relação forte entre a quantidade de massa de ozônio perdida no *off-gas* e a temperatura da água bruta ou da água ozonizada (valor de coeficiente de correlação próximo a 0). Da mesma forma, a quantidade de ozônio consumido não apresentou relação forte com a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD).

Também foram construídos gráficos de dispersão entre as variáveis mencionadas (Figuras 5.23 a 5.25) para visualizar se existia uma tendência não linear nos dados, mas, pelos gráficos obtidos, não foi possível identificar outro tipo de tendência.

Figura 5.23. Massa de ozônio no *off-gas* em função da temperatura da água bruta

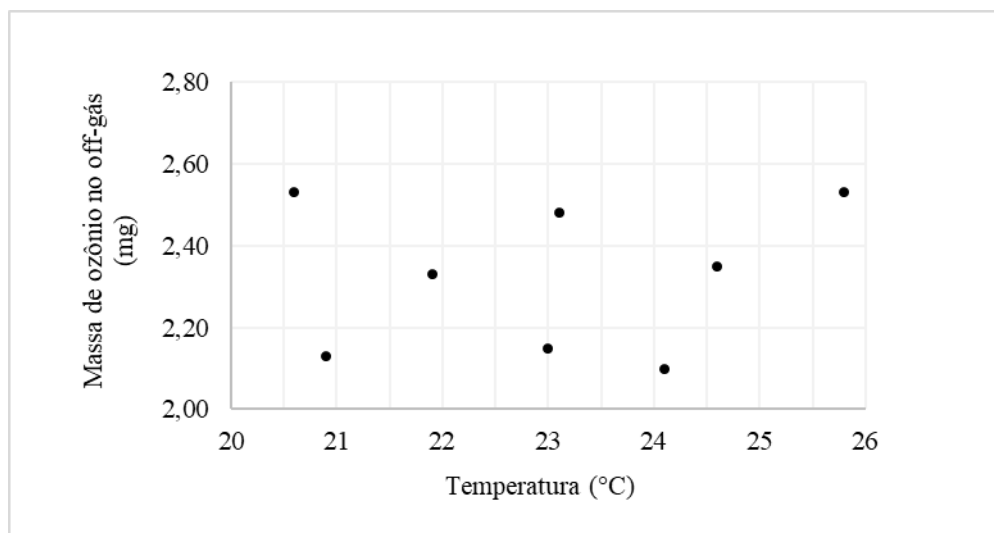


Figura 5.24. Massa de ozônio no *off-gas* em função da temperatura da água ozonizada

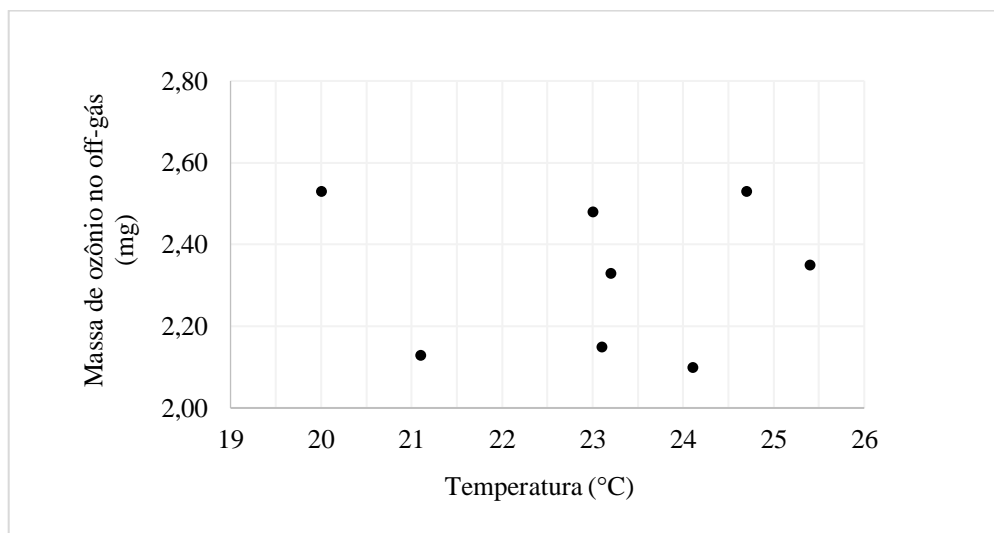
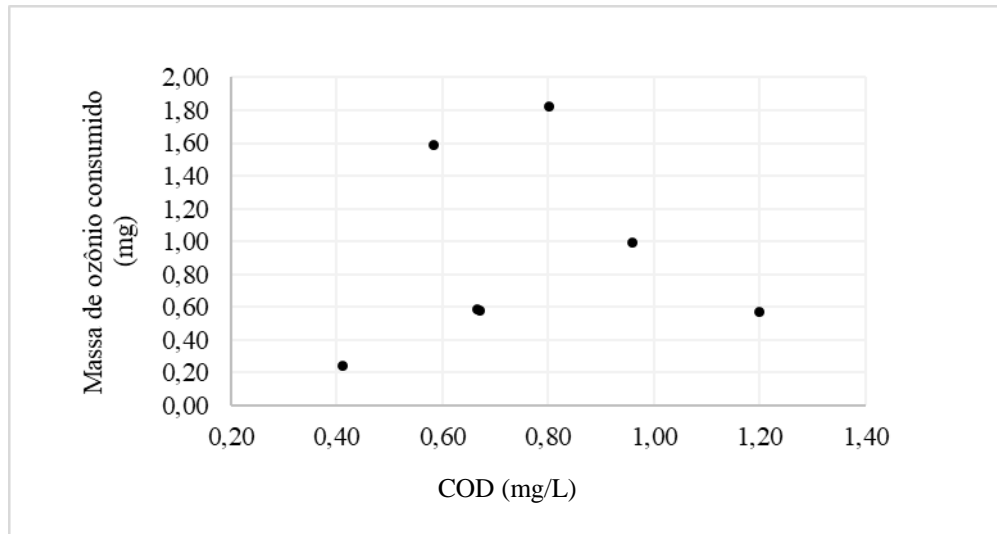


Figura 5.25. Massa de ozônio consumido em função da concentração de carbono orgânico dissolvido (COD)

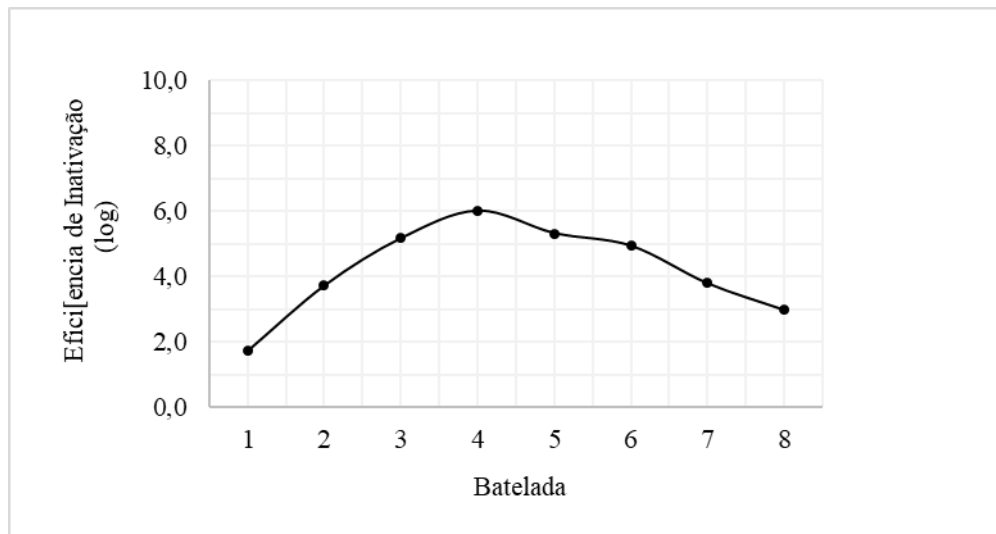
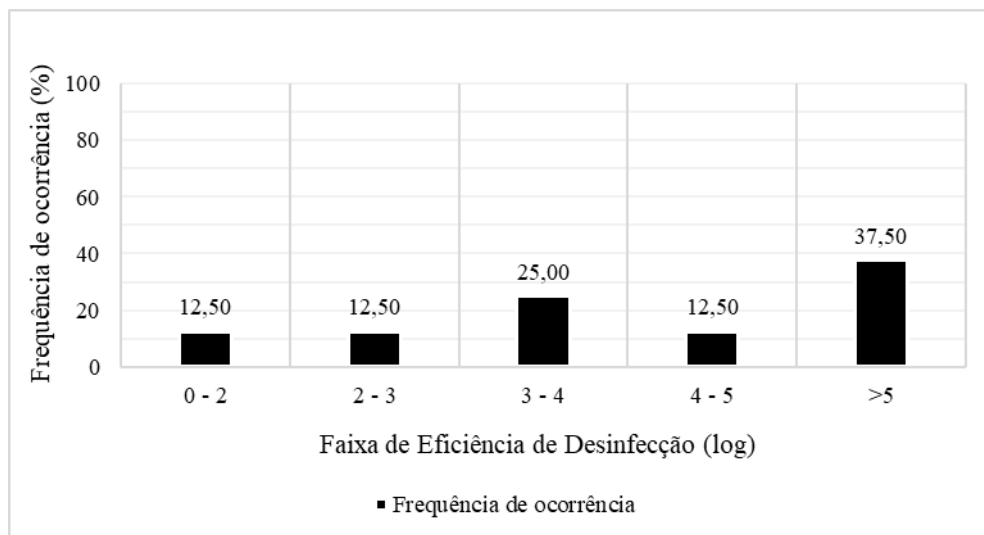


5.6. Eficiência de inativação

Os valores de concentração de *E. coli* na água bruta e na água ozonizada obtidos em cada batelada são apresentados na Tabela 5.21. Os valores de eficiência de inativação de *E. coli* para cada batelada são apresentados na Figura 5.36 e as frequências de ocorrência, correspondentes às faixas de eficiência, na Figura 5.37.

Tabela 5.21. Valores de concentração de *E. coli* na água bruta e ozonizada, obtidos por batelada.

Batelada	Concentração de <i>E. coli</i> (UFC/100 mL)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Água Bruta	$1,33 \times 10^6$	$9,90 \times 10^5$	$2,20 \times 10^6$	$1,18 \times 10^6$	$1,32 \times 10^6$	$1,20 \times 10^6$	$1,02 \times 10^6$	$1,46 \times 10^6$
Água Ozonizada	$2,40 \times 10^4$	$1,85 \times 10^2$	$1,50 \times 10^1$	<1	$6,33 \times 10^0$	$1,40 \times 10^1$	$1,65 \times 10^2$	$1,52 \times 10^3$

Figura 5.26. Eficiência de inativação de *E. coli*Figura 5.27. Frequência de ocorrência em faixas de distribuição da eficiência de inativação de *E. coli* no tratamento

De acordo com os dados obtidos, a eficiência de inativação de *E. coli* do processo de ozonização, variou de 1,7 a 6 log, e, em 87,5% dos ensaios, foi maior ou igual a 3 log.

Segundo a classificação da OMS para a avaliação de tecnologias de tratamento de água para uso domiciliar, o tratamento precisa atingir pelo menos 4 log de inativação de *E. coli* para ser considerado “muito bom” (3 estrelas) e pelo menos 2 log para ser considerado “bom” (2 estrelas) (WHO, 2018). Segundo a média geométrica (3,9 log) e, considerando que na maioria dos ensaios a eficiência de inativação foi maior que 3 log, o tratamento tem potencial para ser classificado com 2 estrelas (bom), seguindo a recomendação da OMS para desinfecção de *E.*

coli. Em comparação com outras tecnologias semelhantes, o sistema atingiu resultados próximos aos obtidos por DOREVITCH e colaboradores (2020a), que testaram um gerador de ozônio com a tecnologia de microplasma e atingiram até 2.3 log de inativação de *E. coli*.

Para identificar se algum parâmetro físico-químico na água bruta teve influência na eficiência de inativação de *E. coli*, foram realizados testes de correlação entre as variáveis, os resultados obtidos encontram-se na Tabela 5.22.

Tabela 5.22. Valores de coeficiente de correlação entre a eficiência de inativação e os parâmetros físico-químicos na água bruta e sua significância estatística (valor de p).

Variáveis	Coefficiente de correlação (r _s)	Valor de p
Eficiência de inativação x Temperatura da água bruta	-0,571	0,151
Eficiência de inativação x pH	0,395	0,332
Eficiência de inativação x Alcalinidade	0,522	0,234
Eficiência de inativação x Condutividade elétrica	0,238	0,582
Eficiência de inativação x Turbidez	0,405	0,313
Eficiência de inativação x Cor Aparente	0,095	0,816
Eficiência de inativação x Concentração de nitrito	0,273	0,514
Eficiência de inativação x Concentração de nitrato	0,331	0,425
Eficiência de inativação x TOC	-0,643	0,139
Eficiência de inativação x IC	-0,607	0,166

De acordo com a Tabela 5.22, os parâmetros que influenciaram moderadamente ($|0,40| < r_s < |0,70|$) a eficiência de inativação, foram a temperatura e a concentração de carbono orgânico e inorgânico na água bruta. Pelo sinal do coeficiente r_s , a influência desses parâmetros na eficiência de inativação seria negativa, assim, enquanto o valor desses parâmetros aumentar a eficiência de inativação diminui. Porém, apesar das variáveis apresentarem certa relação, nenhuma delas mostrou ter significância estatística ($p < 0,05$).

Também foram construídos gráficos de dispersão entre a eficiência de inativação e os parâmetros físico-químicos de interesse (temperatura e concentração de carbono orgânico e inorgânico na água bruta) para visualizar se existia uma tendência não linear nos dados, mas, pelos gráficos obtidos (Figuras 5.38 a 5.40), não foi possível identificar outro tipo de tendência.

Figura 5.28. Eficiência de inativação em função da temperatura da água bruta

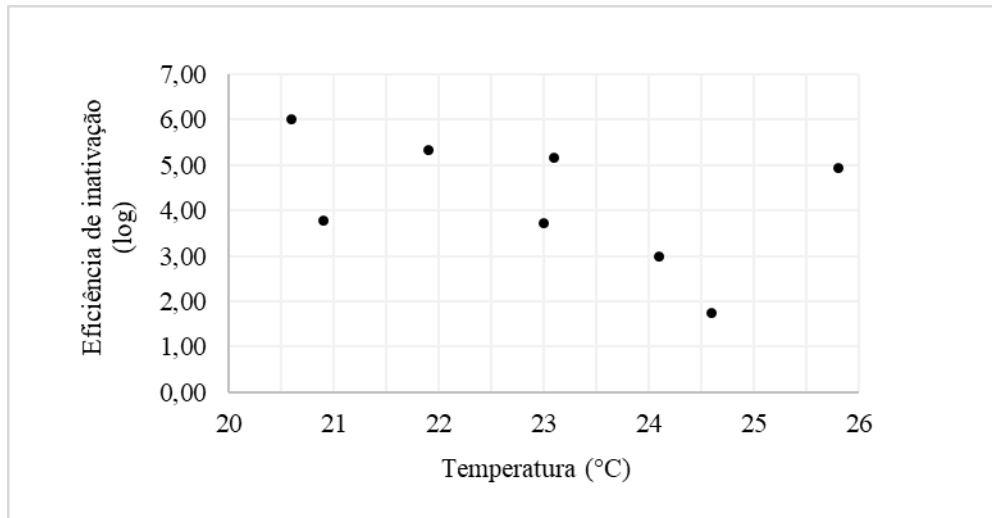


Figura 5.29. Eficiência de inativação em função da concentração de carbono orgânico total (DOC)

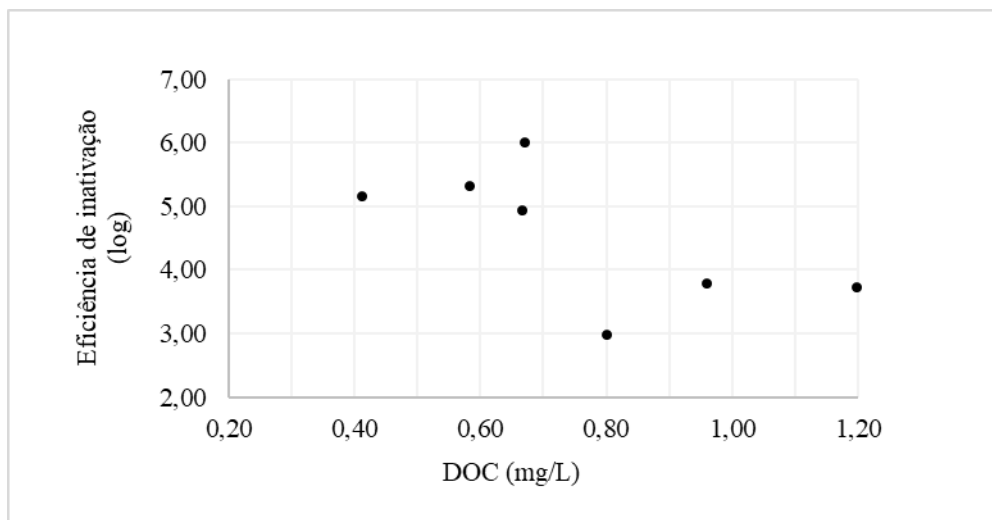
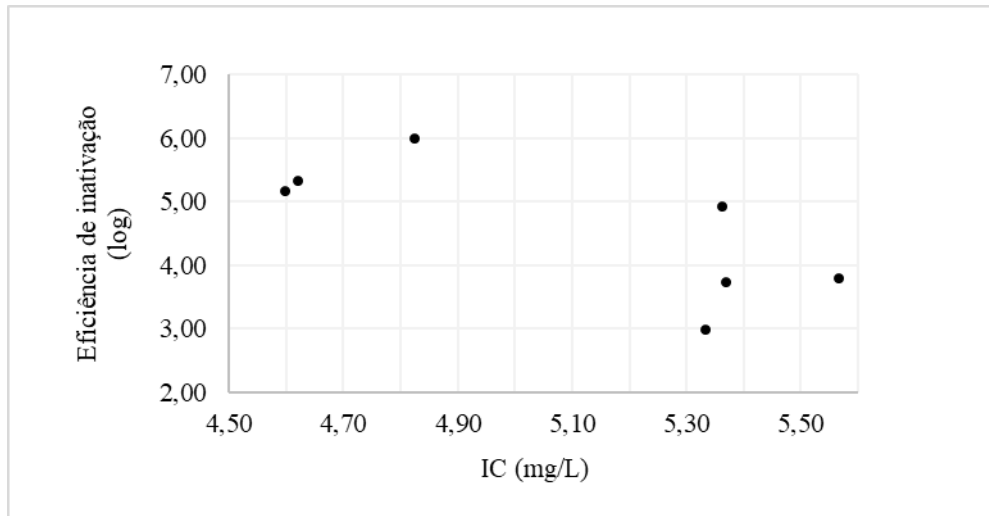


Figura 5.30. Eficiência de inativação em função da concentração de carbono inorgânico (IC)



Como mencionado no item 5.4.1.5, a concentração de carbono orgânico pode influenciar negativamente na estabilidade do ozônio. De acordo com a Figura 5.39, acima de 0,7 mg/L de DOC, foram obtidos os menores valores de eficiência de inativação.

Por outro lado, a temperatura pode ter efeitos diferentes no processo de ozonização, já que o seu aumento diminui a solubilidade do ozônio na água, mas, os valores de CT (concentração de ozônio e tempo de contato) diminuem quando esta aumenta, isto é, a eficiência de desinfecção aumenta com o aumento da temperatura dada a cinética de desinfecção do ozônio (BLACK & VEATCH CORP., 2009; SONNTAG; GUNTEN, 2012). Neste caso, pelo comportamento dos dados visto na Figura 5.38, o efeito da temperatura sobre a solubilidade do ozônio na água pode ter prevalecido sobre o efeito na cinética de desinfecção. Entretanto, esta hipótese não é confirmada pela relação entre temperatura da água bruta e a massa de ozônio perdida no *off-gas*, que deveria ser diretamente proporcional, como discutido no item 5.5.

5.7. Modificação do difusor no reservatório de água ozonizada

Durante o funcionamento do sistema foi observado que, à medida que a coluna da água aumentava no reservatório de água ozonizada, as bolhas de ar que saiam do difusor aumentavam de tamanho (Figura 5.41). De maneira que, para quebrar e diminuir o tamanho das bolhas de ar, foi instalado um tecido com porosidade ao redor do difusor, como indicado na Figura 5.42.

Figura 5.31. Bolhas de ar menores (a) comparadas às bolhas de ar maiores (b) no reservatório de água ozonizada, de acordo com o aumento da coluna da água.

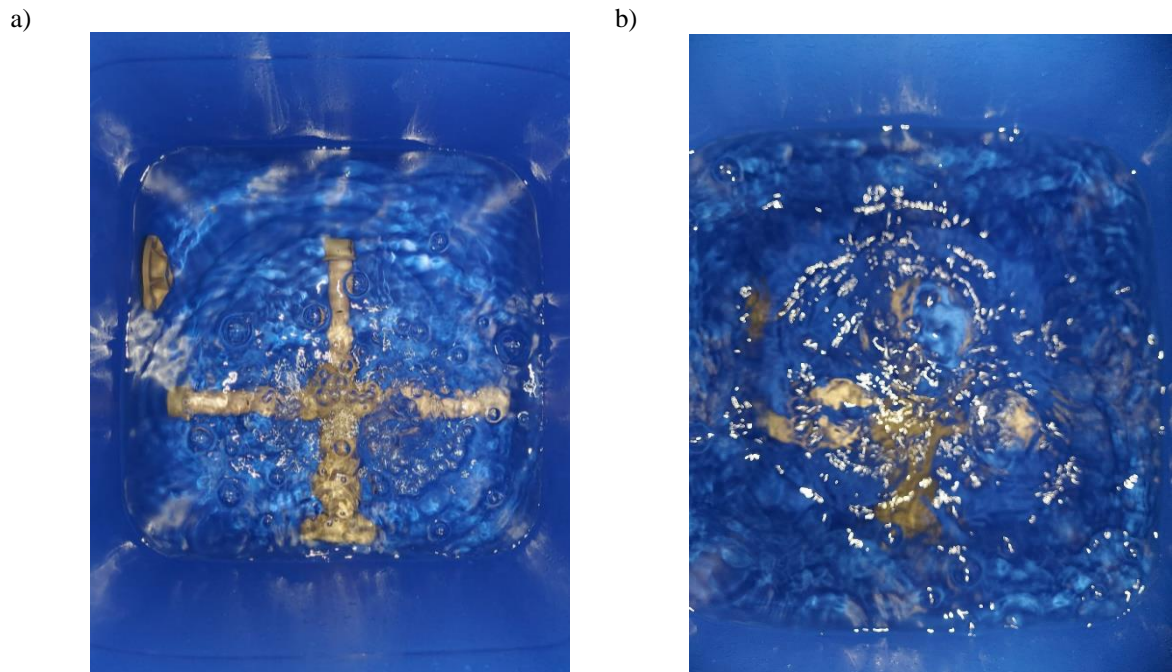
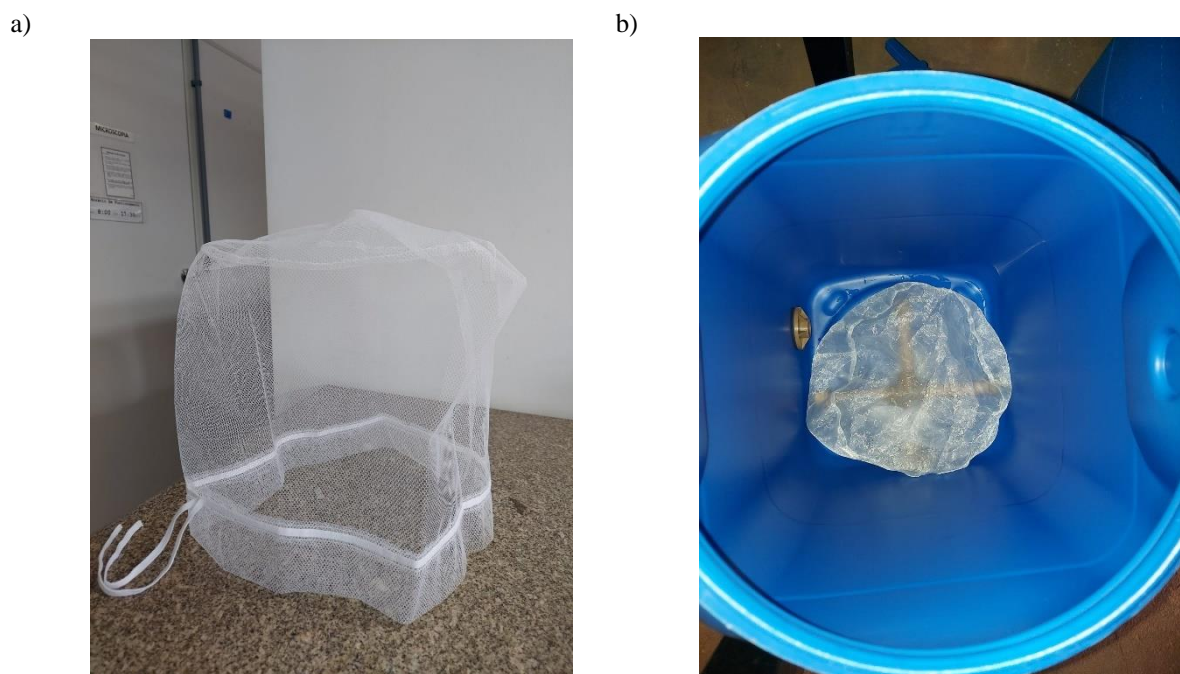


Figura 5.32. Tecido com elevada porosidade (a) e instalação no difusor (b) no reservatório de água ozonizada.



Esperava-se que com esta modificação, a transferência de ozônio para a água melhorasse, e, desta forma, a concentração de ozônio residual na água aumentasse. Mas, de acordo com os dados obtidos, apresentados na Tabela 5.23, não houve aumento da concentração

de ozônio residual na água ozonizada em comparação com os estudos realizados sem a modificação do difusor, nos quais a concentração máxima de ozônio residual foi de 0,03 mg/L. Além do anterior, a porcentagem de ozônio perdido no *off-gas* foi similar (maior parte dos ensaios com perda de mais de 50% de ozônio), com uma média de 58,56% de perda. Assim, não houve melhora na transferência de ozônio com a modificação do difusor.

Tabela 5.23. Balanço de massa de ozônio em cada batelada.

Balanço de massa do ozônio			
Batelada	1	2⁽¹⁾	3⁽¹⁾
Concentração de ozônio residual (mg/L)	0,01	-	-
Massa de ozônio residual (mg)	0,04	-	-
Massa de ozônio no off-gas (mg)	1,75	2,28	2,68
Massa de ozônio consumido no tratamento (mg)	1,77	1,64	1,24
Porcentagem de ozônio perdida no off-gas (%)	49,16	58,16	68,37

(1) Nas bateladas 2 e 3 não foi possível realizar a leitura de ozônio residual na amostra de água ozonizada, pois a concentração estava abaixo do limite de detecção do equipamento.

5.8. Avaliação de custos

Os custos dos materiais, equipamentos e serviços para a construção do sistema de desinfecção, encontram-se na Tabela 5.24, discriminados por ano.

Tabela 5.24. Custos do sistema discriminados por tipo e ano e valores totais atualizados para o ano 2022

	QUANTIDADE	CUSTO	CUSTO	CUSTO	CUSTO
		UNITÁRIO	UNITÁRIO	UNITÁRIO	UNITÁRIO
		2019	2020	2021	2022
		(R\$)	(R\$)	(R\$)	(R\$)
MATERIAIS					
Metalon 50x50mmx2,0m	7,0	112,32			
Arruela 3/16" lisa	24	0,20			
Parafuso sextavado 3/16" x 3"	12				0,80
Porca sextavada 3/16"	12				0,10
Chapa metálica 1200x3000x3 mm	0,3				790,11
Mangueira pneumática 8x12mm	1,5			10,76	
Mangueira pneumática 8x5,7mm	2,0			4,50	

	QUANTIDADE	CUSTO UNITÁRIO 2019 (R\$)	CUSTO UNITÁRIO 2020 (R\$)	CUSTO UNITÁRIO 2021 (R\$)	CUSTO UNITÁRIO 2022 (R\$)
Conexão rápida 1/2" x 12mm	2,0			14,26	
Conexão rápida 1/4" x 8mm	2,0			5,09	
Registro de esfera soldável 20 mm	1,0				13,93
Adaptador de caixa d'agua 20mm	2,0				16,93
Adaptador de caixa d'agua 25mm	2,0				19,00
Adaptador curto soldável 20 x 1/2"	6,0				1,50
Joelho 90° soldável 20mm	4,0				0,83
Luva de Redução Soldável com Bucha de Latão 25 x 1/2"	1,0				6,90
Luva PVC branco roscável 1/2"	2,0				3,50
Cap Soldável Água Fria marrom 20"	3,0				2,99
União Soldável Água Fria marrom 20"	4,0				15,90
Cruzeta soldável 25mm	1,0			24,90	
Registro de esfera 1/2"	1,0				45,81
Torneira metálica de esfera roscável 3/4"	1,0				16,90
Tubo de PVC marrom 20mm x 3m	0,5				19,99
Plugue de alimentação tipo DC Jack macho P4	1,0			3,20	
Plugue de tomada com cabo	1,0			14,08	
Fita veda rosca	1,0	7,47			
EQUIPAMENTOS					
Bombona 50 L	2				199,99
Bomba submersa 600 L/h	1		108,00		
Bomba tipo diafragma 12 V - 5,5 L/min	1		194,00		
Fonte chaveada 12V x 20A	1		105,00		

	QUANTIDADE	CUSTO UNITÁRIO 2019 (R\$)	CUSTO UNITÁRIO 2020 (R\$)	CUSTO UNITÁRIO 2021 (R\$)	CUSTO UNITÁRIO 2022 (R\$)
Kit Gerador de Ozônio	1		400,00		
Rotâmetro em polipropileno 1/2" - 500 L/h	1			1019,18	
Rotâmetro em aço inox com válvula de agulha 1/4" - 200NL/h	1			1419,18	
Compressor de ar Big Air A420	1				187,11
NoBreak SMS Station II 600VA DELL	1				513,90
Extensão 10m	2			59,00	
SERVIÇOS					
Montagem de estrutura metálica	1		620,00		
Montagem do sistema de tratamento	1		1220,00		
TOTAL NO ANO		798,51	2647,00	2662,38	1606,11
TOTAL ATUALIZADO PARA 04/2022		1329,43	4106,98	3354,64	1606,11
CUSTO TOTAL EM 04/2022					10397,16

O custo total atualizado do sistema, para fins experimentais, foi de R\$ 10.397,16. Para aplicação a escala domiciliar, alguns equipamentos de alto custo seriam dispensáveis, como os rotômetros e a bomba submersa, e outros seriam opcionais, como a estrutura metálica. Nesse caso, o custo total seria reduzido para R\$ 5.592,40.

O custo do sistema é elevado quando comparado com outras tecnologias para aplicação domiciliar, como os filtros lentos domiciliares (FLD) que conseguem tratar águas com qualidade inferior (águas superficiais com elevada turbidez) mas que também precisam de outras etapas como pré e pós-tratamento, e cujo custo médio se encontra em torno de R\$ 1.700,00 (R\$ 1.340,72 atualizados para o a data 04/2022) (FREITAS, 2021). Apesar do custo ser elevado, o sistema demonstrou ter potencial para a inativação de *E. coli*, porém este deve ser aplicado como etapa complementar a um sistema com várias etapas que consiga tratar um volume maior, de forma a ser viável economicamente.

6. CONCLUSÕES

O sistema de desinfecção por ozônio, foi montado utilizando principalmente peças hidráulicas de PVC e os equipamentos empregados no seu funcionamento são facilmente encontrados no mercado. A montagem do sistema foi simples e rápida, e os ajustes operacionais foram simples de executar. Com isto, é possível a sua construção e aplicação no contexto domiciliar.

De acordo com o estudo de produção de ozônio, o gerador não conseguiu atingir a produção de ozônio indicada pelo fabricante (250 mg/h) nas condições estabelecidas no sistema (vazão e tempo de bombeamento). Assim, foi necessário modificar a operação e acrescentar um tempo de borbulhamento de ozônio, para atingir uma dose de pelo menos 0,10 mg/L de ozônio.

De forma geral, a maioria de parâmetros físico-químicos na água não sofreram alterações significativas com o tratamento, a exceção do pH, o qual aumentou significativamente na água após tratamento. O aumento de pH é um possível indicador da ocorrência de uma reação secundária do ozônio com a matéria orgânica dissolvida, na qual são produzidos radicais hidroxila, que aumentam o valor do pH. Mesmo que o pH da água após tratamento tenha aumentado, o pH final ainda se encontra na faixa recomendada pelo padrão de potabilidade da Portaria GM/MS N° 888/2021.

A eficiência de inativação de *E. coli* do tratamento variou em cada batelada. No entanto, na maior parte dos ensaios (87,5%), foram atingidos pelo menos 3 log de inativação. Assim, o sistema mostra potencial para ser utilizado na desinfecção de água para fins de consumo. Não obstante, estudos posteriores são necessários para a melhoria das condições de dosagem de ozônio no sistema, principalmente para diminuir a quantidade de ozônio perdida no *off-gas*, a qual foi superior a 50% em todas as bateladas, e para a realização de testes de inativação de outros microrganismos patogênicos de interesse, como vírus entéricos e protozoários, a fim de garantir água segura para o consumo.

7. SUGESTÕES PARA ESTUDOS POSTERIORES

Um estudo mais detalhado sobre as condições para melhorar a quantidade de ozônio que o gerador consegue injetar no sistema é necessário. Visto que o equipamento foi pensado para ser utilizado em aquários de até 1000 L, recomenda-se que a vazão de bombeamento seja maior e se inclua um sistema de recirculação. Uma vazão maior de bombeamento pode possibilitar o melhor funcionamento do Venturi e uma maior quantidade de ozônio injetado, e poderia dispensar o uso de compressor de ar.

Porém, o aumento da vazão de bombeamento pode exigir o aumento da capacidade do sistema (reservatórios maiores) e uma bomba de maior capacidade, o que pode encarecer o sistema, ou, em determinados contextos, não ser possível sua instalação caso haja limitação de espaço. Assim, esta abordagem pode ser de interesse no caso de uma pequena estação piloto, com a possibilidade de incrementar mais etapas no tratamento, para atender não apenas um único domicílio, mas um grupo de domicílios.

Outra abordagem possível, caso não seja vantajoso aumentar o tamanho do sistema, é aumentar a capacidade de compressor de ar, de forma que seja possível aumentar a vazão de ar injetado sem aumentar o tamanho dos reservatórios e a capacidade da bomba.

Por outro lado, assim como aumentar a quantidade de ozônio injetado no sistema é importante, assegurar condições para diminuir a perda de ozônio no *off-gas* também é imprescindível. A melhoria de transferência de ozônio na água pode ser feita modificando o difusor de forma que este consiga produzir microbolhas.

REFERÊNCIAS

- ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. The occurrence of nitrogen compounds in well water. **Revista de Saude Publica**, v. 32, n. 2, p. 160–165, 1998.
- ALJUNDI, I. H. Bromate formation during ozonation of drinking water: A response surface methodology study. **Desalination**, v. 277, n. 1–3, p. 24–28, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.03.090>>.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22nd. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), 2012.
- AZEVEDO NETO, J. M.; ARAÚJO, R.; FERNANDEZ, M. F.; ITO, A. E. **Manual de Hidráulica**. 8. ed. [s.l: s.n.]688 p.
- BALDURSSON, S.; KARANIS, P. Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2004-2010. **Water Research**, v. 45, n. 20, p. 6603–6614, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.013>>.
- BERGER, P.; MESSNER, M. J.; CROSBY, J.; VACS RENWICK, D.; HEINRICH, A. On the use of total aerobic spore bacteria to make treatment decisions due to Cryptosporidium risk at public water system wells. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 221, n. 4, p. 704–711, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.03.001>>.
- BETANCOURT, W. Q.; ROSE, J. B. Drinking water treatment processes for removal of Cryptosporidium and Giardia. **Veterinary Parasitology**, v. 126, n. 1- 2 SPEC.ISS., p. 219–234, 2004.
- BLACK & VEATCH CORP. **White's Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants**. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2009.
- BONACQUISTI, T. P. A drinking water utility's perspective on bromide, bromate, and ozonation. **Toxicology**, v. 221, n. 2–3, p. 145–148, abr. 2006. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0300483X06001193>>.

BROSÉUS, R.; VINCENT, S.; ABOULFADL, K.; DANESHVAR, A.; SAUVÉ, S.; BARBEAU, B.; PRÉVOST, M. Ozone oxidation of pharmaceuticals, endocrine disruptors and pesticides during drinking water treatment. **Water Research**, v. 43, n. 18, p. 4707–4717, 2009.

CAMEL, V.; BERMOND, A. The use of ozone and associated oxidation processes in drinking water treatment. **Water Research**, v. 32, n. 11, p. 3208–3222, 1998.

CETESB. **Qualidade das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo 2013-2015**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://aguassubterraneas.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>.

CHO, M.; KIM, J. H.; YOON, J. Investigating synergism during sequential inactivation of *Bacillus subtilis* spores with several disinfectants. **Water Research**, v. 40, n. 15, p. 2911–2920, 2006.

CHOI, Y.; CHO, M.; LEE, Y.; CHOI, J.; YOON, J. Inactivation of *Bacillus subtilis* spores during ozonation in water treatment plant: Influence of pre-treatment and consequences for positioning of the ozonation step. **Chemosphere**, v. 69, n. 5, p. 675–681, out. 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653507006844>>.

CLARK, R.; SIVAGENESANB, M.; RICE, E. W.; CHEN, J. Development of a Ct equation for the inactivation of *Cryptosporidium* oocysts with ozone. **Water Research**, v. 36, n. 12, p. 3141–3149, jul. 2002. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135402000064>>.

COTRUVUO, J. A.; DUFOUR, G. R.; BARTRAM, J.; CARR, R.; CLIVER, G. F. C.; FAYER, R.; GANNON, V. P. J. **Waterborne Zoonoses: Identification, Causes and Control**. London: WHO, IWA Publishing, 2004. 528 p.

DE VERA, G. A.; KELLER, J.; GERNJAK, W.; WEINBERG, H.; FARRÉ, M. J. Biodegradability of DBP precursors after drinking water ozonation. **Water Research**, v. 106, p. 550–561, 2016.

DE VERA, G. A.; STALTER, D.; GERNJAK, W.; WEINBERG, H. S.; KELLER, J.; FARRÉ, M. J. Towards reducing DBP formation potential of drinking water by favouring direct ozone over hydroxyl radical reactions during ozonation. **Water Research**, v. 87, p. 49–58, 2015.

DING, W.; JIN, W.; CAO, S.; ZHOU, X.; WANG, C.; JIANG, Q.; HUANG, H.; TU, R.; HAN, S. F.; WANG, Q. Ozone disinfection of chlorine-resistant bacteria in drinking water. **Water Research**, v. 160, p. 339–349, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.014>>.

DOREVITCH, S.; ANDERSON, K.; SHRESTHA, A.; WRIGHT, D.; ODHIAMBO, A.; OREMO, J.; HEIMLER, I. Solar powered microplasma-generated ozone: Assessment of a novel point-of-use drinking water treatment method. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 6, p. 1–13, 2020a.

DOREVITCH, S.; HENDRICKSON, C.; OREMO, J.; AKELLO, O. O.; BUNDE, S.; RAYOLA, I.; AKELLO, D.; AKWIRI, D.; PARK, S. J. Decentralized solar-powered drinking water ozonation in Western Kenya: An evaluation of disinfection efficacy. **Gates Open Research**, v. 4, n. 56, 2020b.

DOW, S. M.; BARBEAU, B.; VON GUNTEN, U.; CHANDRAKANTH, M.; AMY, G.; HERNANDEZ, M. The impact of selected water quality parameters on the inactivation of *Bacillus subtilis* spores by monochloramine and ozone. **Water Research**, v. 40, n. 2, p. 373–382, 2006.

DRIEDGER, A.; RENNECKER, J. L.; MARIÑAS, B. J. Sequential inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with ozone and free chlorine. **Water Research**, v. 34, n. 14, p. 3591–3597, 1 out. 2000. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004313540000097X>>.

DRIEDGER, A.; STAUB, E.; PINKERNELL, U.; MARIÑAS, B.; KÖSTER, W.; GUNTEN, U. von. Inactivation of *Bacillus subtilis* spores and formation of bromate during ozonation. **Water Research**, v. 35, n. 12, p. 2950–2960, 2001.

DURMISHI, B. H.; REKA, A. A.; GJULADIN-HELLON1B, T.; ISMAILI, M.; SRBINOVSKI, M.; SHABANI, A. Disinfection of Drinking Water and Trihalomethanes: A Review. **International Journal of Advanced Research in Chemical Science (IJARCS)**, v. 2, n. 11, p. 45–56, 2015. Disponível em: <www.arcjournals.org>.

ELOVITZ, M. S.; VON GUNTEN, U. Hydroxyl radical/ozone ratios during ozonation processes. I. The R(ct) concept. **Ozone: Science and Engineering**, v. 21, n. 3, p. 239–260, 1999.

ELOVITZ, M. S.; VON GUNTEN, U.; KAISER, H. P. Hydroxyl radical/ozone ratios during ozonation processes. II. The effect of temperature, pH, alkalinity, and DOM properties. **Ozone: Science and Engineering**, v. 22, n. 2, p. 123–150, 2000.

EPELLE, E. I.; MACFARLANE, A.; CUSACK, M.; BURNS, A.; AMAEZE, N.; RICHARDSON, K.; MACKAY, W.; RATEB, M. E.; YASEEN, M. Stabilisation of Ozone in Water for Microbial Disinfection. **Environments - MDPI**, v. 9, n. 4, 1 abr. 2022.

FERREIRA, D. C.; LUZ, S. L. B.; BUSS, D. F. Evaluation of simple diffusion chlorinators for decontamination of wells in a rural settlement in Amazonia, Brazil. **Ciencia e Saude Coletiva**, v. 21, n. 3, p. 767–776, 2016.

LAGE FILHO, F. A. Ozone Application in Water Sources: Effects of Operational Parameters and Water Quality Variables on Ozone Residual Profiles and Decay Rates. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 27, n. 04, p. 545–554, 2010. Disponível em: <www.abeq.org.br/bjche>.

FORSYTH, J. E.; ZHOU, P.; MAO, Q.; ASATO, S. S.; MESCHKE, J. S.; DODD, M. C. Enhanced inactivation of bacillus subtilis spores during solar photolysis of free available chlorine. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 22, p. 12976–12984, 2013.

FREITAS, B. L. S. **Filtros lentos domiciliares com operação contínua como alternativa para sistemas de tratamento de águas superficiais em comunidades isoladas: uma avaliação comparativa para redução do leito filtrante**. 2021. Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2021.

FUNASA. O desafio de universalizar o Saneamento Rural. **Boletim Informativo**, p. 12, 2011.

FUNASA. **MANUAL DE CONTROLE DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA TÉCNICOS QUE TRABALHAM EM ETAS**. [s.l: s.n.]

FUNASA. **Panorama do Saneamento Rural no Brasil**. Disponível em: <<http://www.funasa.gov.br/panorama-do-saneamento-rural-no-brasil>>. Acesso em: 11 set. 2020.

GADGIL, A. Drinking Water in Developing Countries. **Annual Review of Energy and the Environment**, v. 23, n. 1, p. 253–286, nov. 1998. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.energy.23.1.253>>.

GALLARD, H.; VON GUNTEN, U. Chlorination of natural organic matter: Kinetics of chlorination and of THM formation. **Water Research**, v. 36, n. 1, p. 65–74, 2002.

GARDONI, D.; VAILATI, A.; CANZIANI, R. Decay of Ozone in Water: A Review. **Ozone: Science and Engineering**, v. 34, n. 4, p. 233–242, jul. 2012.

GORCEA, M. A.; NECULICIOIU, V. S.; JUNIE, L. M. Cryptosporidium and Giardia - an overview. **Sci Parasitol**, v. 21, n. 1–2, p. 18–24, 2020. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/340633629>>.

GORITO, A. M.; PESQUEIRA, J. F. J. R.; MOREIRA, N. F. F.; RIBEIRO, A. R.; PEREIRA, M. F. R.; NUNES, O. C.; ALMEIDA, C. M. R.; SILVA, A. M. T. Ozone-based water treatment (O₃, O₃/UV, O₃/H₂O₂) for removal of organic micropollutants, bacteria inactivation and regrowth prevention. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 105315, ago. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124187>>.

GOTTSCHALK, C.; LIBRA, J. A.; SAUPE, A. Ozone Applications. *In: Ozone of Water and Waste Water*. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co, 2010.

GUAY, C.; RODRIGUEZ, M.; SÉRODES, J. Using ozonation and chloramination to reduce the formation of trihalomethanes and haloacetic acids in drinking water. **Desalination**, v. 176, n. 1- 3 SPEC. ISS., p. 229–240, 2005.

GUIMARÃES CARDOSO, G. G.; FRIZZONE, J. A.; RESENDE, R. Fator de atrito em tubos de polietileno de pequenos diâmetros. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 30, n. 3, p. 299–305, 1 abr. 2008.

GUNTEN, U. von. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. **Water research**, v. 37, p. 1443–1467, 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135402004578>>.

HACHICH, E. M.; SATO, M. I. Z.; GALVANI, A. T.; MENEGON, J. R. N.; MUCCI, J. L. N. Giardia and Cryptosporidium in source waters of São Paulo State, Brazil. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 1, p. 239–245, 2004.

HELLER, L.; BASTOS, R. K. X.; VIEIRA, M. B. C. M.; BEVILACQUA, P. D.; BRITO, L. L. A. de; MOTA, S. M. M.; OLIVEIRA, A. A.; MACHADO, P. M.; SALVADOR, D. P.; CARDOSO, A. B. Oocistos de Cryptosporidium e cistos de Giardia: circulação no ambiente e riscos à saúde humana. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 13, n. 2, p. 79–92, 2004.

HIJNEN, W. A. M.; SCHIJVEN, J. F.; BONNÉ, P.; VISSER, A.; MEDEMA, G. J. Elimination of viruses, bacteria and protozoan oocysts by slow sand filtration. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 1, p. 147–154, 2004.

HOBBINS, M. A. **Home-based drinking water purification through sunlight: from promotion the health effectiveness**. 2004. University of Basel, 2004.

HUA, G.; RECKHOW, D. A. Comparison of disinfection byproduct formation from chlorine and alternative disinfectants. **Water Research**, v. 41, n. 8, p. 1667–1678, 2007.

HUA, G.; RECKHOW, D. A. Effect of pre-ozonation on the formation and speciation of DBPs. **Water Research**, v. 47, n. 13, p. 4322–4330, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.057>>.

HUA, W.; BENNETT, E. R.; LETCHER, R. J. Ozone treatment and the depletion of detectable pharmaceuticals and atrazine herbicide in drinking water sourced from the upper Detroit River, Ontario, Canada. **Water Research**, v. 40, n. 12, p. 2259–2266, 2006.

HUNT, N. K.; MARIÑAS, B. J. Kinetics of Escherichia coli inactivation with ozone. **Water Research**, v. 31, n. 6, p. 1355–1362, jun. 1997. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135496003946>>.

HUNT, N. K.; MARIÑAS, B. J. Inactivation of Escherichia coli with ozone: Chemical and inactivation kinetics. **Water Research**, v. 33, n. 11, p. 2633–2641, 1999.

IBGE. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios - PNAD 2015**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2015.

IBRAHIM, M. A. S.; MACADAM, J.; AUTIN, O.; JEFFERSON, B. Evaluating the impact of LED bulb development on the economic viability of ultraviolet technology for disinfection. **Environmental Technology**, v. 35, n. 4, p. 400–406, 16 fev. 2014. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09593330.2013.829858>>.

JAHAN, B. N.; LI, L.; PAGILLA, K. R. Fate and reduction of bromate formed in advanced water treatment ozonation systems: A critical review. **Chemosphere**, v. 266, p. 128964, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128964>>.

KARANIS, P.; KOURENTI, C.; SMITH, H. Waterborne transmission of protozoan parasites : A worldwide review of outbreaks and lessons learnt. **Journal of Water and Health**, v. 5, n. 1–38, 2007.

KITAYAMA, J.; KUZUMOTO, M. Analysis of ozone generation from air in silent discharge. **Journal of Physics D: Applied Physics**, v. 32, n. 23, p. 3032–3040, 1999.

KONDO NAKADA, L. Y.; URBANO DOS SANTOS, L.; GUIMARÃES, J. R. Pre-ozonation of surface water: An effective water treatment process to reduce the risk of infection by *Giardia* in drinking water. **Environmental Pollution**, v. 266, p. 115144, nov. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749120325951>>.

KUNZ, A.; FREIRE, R. S.; ROHWEDDER, J. J. R.; DURAN, N.; MANSILLA, H.; RODRIGUEZ, J. Construção e otimização de um sistema para produção e aplicação de ozônio em escala de laboratório. **Química Nova**, v. 22, n. 3, p. 425–428, 1999.

LABBÉ, R. G.; JUNEJA, V. K. **Clostridium perfringens Gastroenteritis**. [s.l.] Elsevier Inc., 2013. 99–112 p.

LARSON, M. A.; MARIÑAS, B. J. Inactivation of *Bacillus subtilis* spores with ozone and monochloramine. **Water Research**, v. 37, n. 4, p. 833–844, 2003.

LÉNÈS, D.; DEBOOSERE, N.; MÉNARD-SZCZEBARA, F.; JOSSENT, J.; ALEXANDRE, V.; MACHINAL, C.; VIALETTE, M. Assessment of the removal and inactivation of influenza

viruses H5N1 and H1N1 by drinking water treatment. **Water Research**, v. 44, n. 8, p. 2473–2486, 2010.

LIN, Q.; DONG, F.; MIAO, Y.; LI, C.; FEI, W. Removal of disinfection by-products and their precursors during drinking water treatment processes. **Water Environment Research**, v. 92, n. 5, p. 698–705, 2020.

MACIEL, P. M. F.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filters with and without water level control: continuous and intermittent flow efficiencies. **Environmental Technology**, v. 41, n. 8, p. 944–958, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1515988>>.

MAHMOUD, A.; FREIRE, R.S. Métodos emergentes para aumentar a eficiência do ozônio no tratamento de águas contaminadas. **Química Nova**. v. 30, n. 1, p. 198-205, 2007.

MAMANE, H.; BOHREROVA, Z.; LINDEN, K. G. Evaluation of Bacillus Spore Survival and Surface Morphology Following Chlorine and Ultraviolet Disinfection in Water. **Journal of Environmental Engineering**, v. 135, n. 8, p. 692–699, 2009.

NETO, R. C.; DOS SANTOS, L. U.; SATO, M. I. Z.; FRANCO, R. M. B. Cryptosporidium spp. and Giardia spp. in surface water supply of Campinas, Southeast Brazil. **Water Science and Technology**, v. 62, n. 1, p. 217–222, 2010.

OMAROVA, A.; TUSSUPOVA, K.; BERNDTSSON, R.; KALISHEV, M.; SHARAPATOVA, K. Protozoan Parasites in Drinking Water: A System Approach for Improved Water, Sanitation and Hygiene in Developing Countries. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 3, p. 1–18, 2018.

PETER-VARBANETS, M.; ZURBRÜGG, C.; SWARTZ, C.; PRONK, W. Decentralized systems for potable water and the potential of membrane technology. **Water Research**, v. 43, n. 2, p. 245–265, 2009.

PICHEL, N.; VIVAR, M.; FUENTES, M. The problem of drinking water access: A review of disinfection technologies with an emphasis on solar treatment methods. **Chemosphere**, v. 218, p. 1014–1030, 2019.

PINKERNELL, U.; VON GUNTEN, U. Bromate minimization during ozonation: Mechanistic considerations. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 12, p. 2525–2531, 2001.

PORTO, R. de M. **Hidráulica básica**. [s.l.] EESC/USP, 1998.

PRÜSS-ÜSTÜN, A.; BOS, R.; GORE, F.; BARTRAM, J. **Safer water, better health: costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health**. Geneva: World Health Organization (WHO), 2008.

RAN, Z. L.; LI, S. F. Inactivation of Cryptosporidium and Giardia in Drinking Water by Ozone. **Applied Mechanics and Materials**, v. 361–363, p. 623–627, ago. 2013. Disponível em: <<https://www.scientific.net/AMM.361-363.623>>.

RESENDE, R. G.; FERREIRA, S.; FERNANDES, F. R. O saneamento rural no contexto brasileiro. **Revista Agrogeoambiental**, v. 10, n. 1, p. 129–150, 2018.

RICHARDSON, S. D.; PLEWA, M. J.; WAGNER, E. D.; SCHOENY, R.; DEMARINI, D. M. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. **Mutation Research - Reviews in Mutation Research**, v. 636, n. 1–3, p. 178–242, 2007.

ROAF, V.; DE ALBUQUERQUE, C.; HELLER, L. The human rights to water and sanitation: Challenges and implications for future priorities. *In*: CUMMING, O.; SLAYMAKER, T. **Equality in Water and Sanitation Services**. 1st. ed. Abingdon upon Thames: Routledge, 2018. p. 26–45.

RODRÍGUEZ, A.; ROSAL, R.; PERDIGÓN-MELÓN, J. A.; MEZCUA, M.; AGÜERA, A.; HERNANDO, M. D.; LETÓN, P.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R.; GARCÍA-CALVO, E. Ozone-Based Technologies in Water and Wastewater Treatment. *In*: **The Handbook of Environmental Chemistry**. Berlin: Springer, 2008. p. 127–175.

SKINNER, B. H. **Chlorinating small water supplies**. Loughborough: LSHTM/WEDC, 2001. 60 p.

SMEETS, P. W. M. H.; VAN DER HELM, A. W. C.; DULLEMONT, Y. J.; RIETVELD, L. C.; VAN DIJK, J. C.; MEDEMA, G. J. Inactivation of Escherichia coli by ozone under bench-scale plug flow and full-scale hydraulic conditions. **Water Research**, v. 40, n. 17, p. 3239–3248, 2006.

SOBSEY, M. D.; WHO. **Managing Water in the Home : Accelerated Health Gains from Improved Water Supply**. Geneva: World Health Organization, 2002. 70 p.

SONNTAG, C. von (Clemens); GUNTEN, U. von. **Chemistry of ozone in water and wastewater treatment : from basic principles to applications**. [s.l.] IWA Publishing, 2012.

SOUTER, P. F.; CRUICKSHANK, G. D.; TANKERVILLE, M. Z.; KESWICK, B. H.; ELLIS, B. D.; LANGWORTHY, D. E.; METZ, K. A.; APPLEBY, M. R.; HAMILTON, N.; JONES, A. L.; PERRY, J. D. Evaluation of a new water treatment for point-of-use household applications to remove microorganisms and arsenic from drinking water. **Journal of Water and Health**, v. 1, n. 2, p. 73–84, 2003.

STAUBER, C. E.; ELLIOT, M. A.; KOKSAL, F.; ORTIZ, G. M.; DIGIANO, F. A.; SOBSEY, M. D. Characterisation of the biosand filter for E. coli reductions from household drinking water under controlled laboratory and field use conditions. **Water Science and Technology**, v. 54, n. 3, p. 1–7, 2006.

TORII, S.; ITAMOCHI, M.; KATAYAMA, H. Inactivation kinetics of waterborne virus by ozone determined by a continuous quench flow system. **Water Research**, v. 186, p. 116291, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116291>>.

UNGA. **Resolution 64/292**. New York: United Nations General Assembly, 2010. 3 p.

UNICEF; CLANSEN, T. **Promotion of Household Water Treatment and Safe Storage in UNICEF WASH Programmes**. New York: UNICEF, 2008.

UNICEF; WHO. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: Special focus on inequalities**. New York: United Nations Children's Fund (UNICEF) and World Health Organization, 2019.

URFER, D.; CUNTEN, U. von; REVELLY, P.; COURBAT, R.; RAMSEIER, S.; JORDAN, R.; KAISER, H.-P.; WALTHER, J. L.; GAILLE, P.; STETTLER, R. Utilisation de l'ozone pour le traitement des eaux potables en Suisse. 3e partie. : Étude de cas spécifiques. In: 2001, [...]. 2001.

USEPA. National Primary Drinking Water Regulations: Disinfectants and Disinfection Byproducts. **Federal Register**, v. 63, n. 241, p. 69390–69476, 1998.

USEPA. **Wastewater Technology Fact Sheet: Ozone Disinfection**. Washington, D.C.: USEPA, 1999. 7 p.

USEPA. Comprehensive Disinfectants and Disinfection Byproducts Rules (Stage 1 and Stage 2): Quick Reference Guide. **U. S. Environmental Protection Agency**, v. 816- F, p. 4, 2010. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=P100C8XW.txt>>.

VENCZEL, L. v; ARROWOOD, M.; HURD, M.; SOBSEY, M. D. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and *Clostridium perfringens* spores by a mixed-oxidant disinfectant and by free chlorine. **Applied and environmental microbiology**, v. 63, n. 4, p. 1598–601, abr. 1997. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9097455>>.

VIVAR, M.; SKRYABIN, I.; EVERETT, V.; BLAKERS, A. A concept for a hybrid solar water purification and photovoltaic system. **Solar Energy Materials and Solar Cells**, v. 94, n. 10, p. 1772–1782, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.solmat.2010.05.045>>.

VON GUNTEN, U. Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. **Water Research**, v. 37, n. 7, p. 1469–1487, 2003.

WEN, G.; LIANG, Z.; XU, X.; CAO, R.; WAN, Q.; JI, G.; LIN, W.; WANG, J.; YANG, J.; HUANG, T. Inactivation of fungal spores in water using ozone: Kinetics, influencing factors and mechanisms. **Water Research**, v. 185, p. 116218, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116218>>.

WHO. **Water Treatment and Pathogen Control World: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water**. Padstow: IWA Publishing, 2004. 136 p.

WHO. **WHO International Scheme to Evaluate Household Water Treatment Technologies, Harmonized Testing Protocol: Technology Non-Specific**. Geneva: World Health Organization (WHO), 2014. 22 p.

WHO. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum**. 4th. ed. Geneva: World Health Organization, 2017. 631 p.

WHO. **WHO International Scheme to Evaluate Household Water Treatment Technologies Harmonized Testing Protocol: Technology Non-Specific Version 2.1.** [s.l.: s.n.]

WOLF, C.; VON GUNTEN, U.; KOHN, T. Kinetics of Inactivation of Waterborne Enteric Viruses by Ozone. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 4, p. 2170–2177, 2018.

WWAP/UN-WATER. **The United Nations world water development report 2018: Nature-Based Solutions for Water.** Paris: UNESCO, 2018. 1–139 p.

WYSOK, B.; URADZINSKI, J.; GOMÓLKA-PAWLICKA, M. Ozone as an Alternative Disinfectant - A Review. **POLISH JOURNAL OF FOOD AND NUTRITION SCIENCES Pol. J. Food Nutr. Sci.**, v. 15, n. 1, p. 3–8, 2006.

XYLEM. **Duplex II.** Disponível em: <https://www.xylem.com/siteassets/brand/flojet/resources/brochure/duplex_ii.pdf>. Acesso em: 9 jun. 2022.

YANG, J.; DONG, Z.; JIANG, C.; WANG, C.; LIU, H. An overview of bromate formation in chemical oxidation processes: Occurrence, mechanism, influencing factors, risk assessment, and control strategies. **Chemosphere**, v. 237, p. 124521, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124521>>.

YANG, J.; LI, J.; ZHU, J.; DONG, Z.; LUO, F.; WANG, Y.; LIU, H.; JIANG, C.; YUAN, H. A novel design for an ozone contact reactor and its performance on hydrodynamics, disinfection, bromate formation and oxidation. **Chemical Engineering Journal**, v. 328, p. 207–214, 2017.

ZANACIC, E.; STAVRINIDES, J.; MCMARTIN, D. W. Field-analysis of potable water quality and ozone efficiency in ozone-assisted biological filtration systems for surface water treatment. **Water Research**, v. 104, p. 397–407, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.043>>.

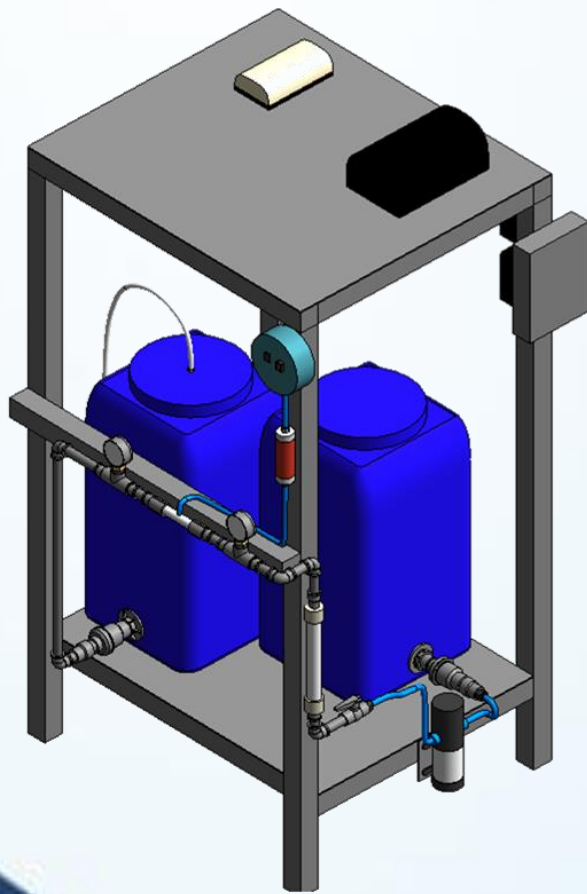
ZENG, F.; CAO, S.; JIN, W.; ZHOU, X.; DING, W.; TU, R.; HAN, S. F.; WANG, C.; JIANG, Q.; HUANG, H.; DING, F. Inactivation of chlorine-resistant bacterial spores in drinking water using UV irradiation, UV/Hydrogen peroxide and UV/Peroxymonosulfate: Efficiency and

mechanism. **Journal of Cleaner Production**, v. 243, p. 118666, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118666>>.

ZHOU, H.; SMITH, D. W. Kinetics of Ozone Disinfection in Completely Mixed System. **Journal of Environmental Engineering**, v. 120, n. 4, p. 841–858, jul. 1994. Disponível em: <<http://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%290733-9372%281994%29120%3A4%28841%29>>.

ANEXO I

**DEPARTAMENTO DE HIDRAULICA E SANEAMENTO
TRATAMENTO E ABASTECIMENTO DE ÁGUA E TECNOLOGIAS SOCIAIS**



**MANUAL DE OPERAÇÃO DO SISTEMA DE
DESINFECÇÃO POR OZÔNIO PARA FINS DE PESQUISA**

Fevereiro 2022

1. INTRODUÇÃO

Este manual tem por objetivo descrever o sistema de desinfecção por ozônio, sua operação para fins de pesquisa e o processo de higienização.

2. DESCRIÇÃO DO SISTEMA

O sistema de desinfecção por ozônio está composto por:

1. Reservatório de água bruta
2. Reservatório de água ozonizada
3. Bomba de recalque (12V)
4. Gerador de ozônio (127V)
5. Difusor
6. Bomba submersível (127V)
7. Compressor de ar (220V)
8. Rotâmetro para medição de vazão de água
9. Rotâmetro para medição de vazão de ar
10. Venturi
11. Registro para controle de vazão
12. Torneiras para coleta de amostras
13. Saída e mangueira para coleta de off-gás
14. Fonte chaveada
15. Nobreak
16. Tomada 127V
17. Tomada 220V

Nas figuras 1 a 3 são exibidos o layout geral do sistema e seus componentes.

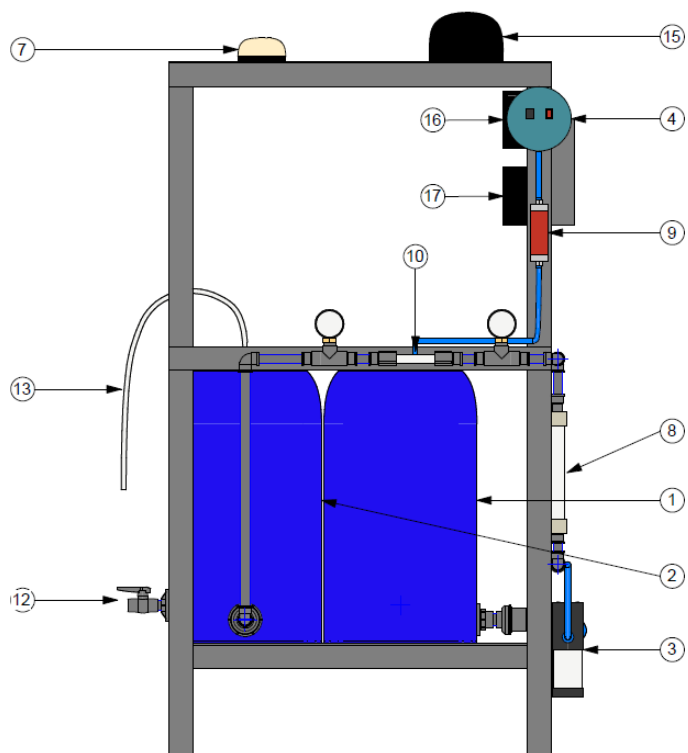


Figura 1. Vista frontal do sistema

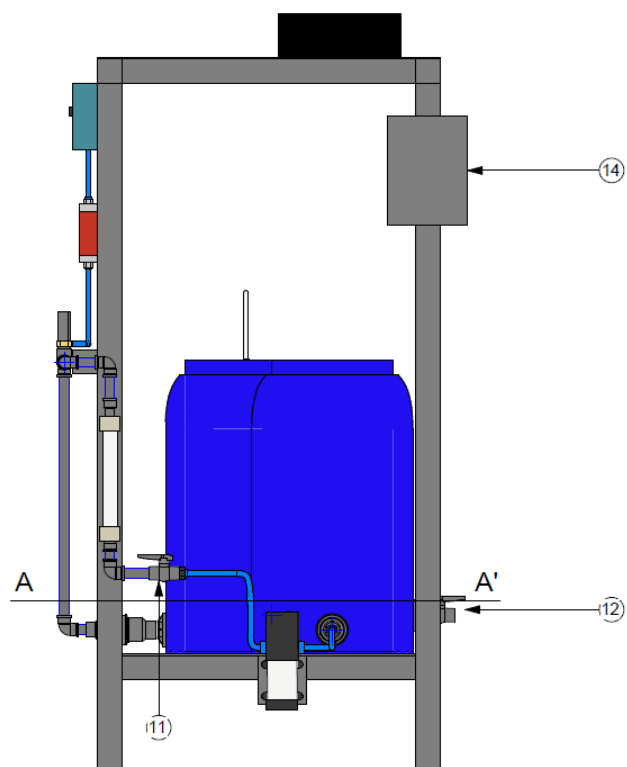


Figura 2. Vista lateral do sistema

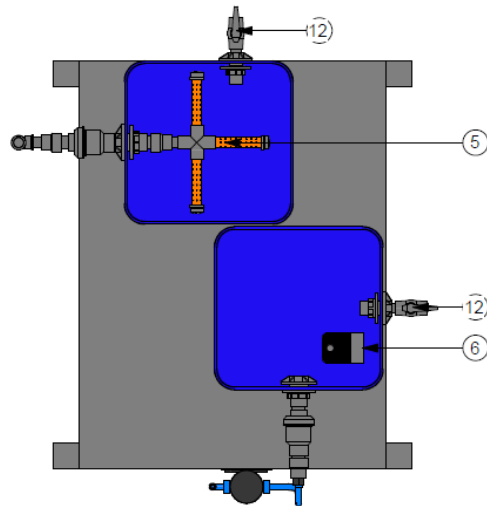


Figura 3. Corte AA'

Nas figuras 4 a 5 são exibidas imagens reais do sistema.



Figura 4. Vista frontal do sistema na configuração real.



Figura 5. Vista lateral do sistema na configuração real.

3. LIMPEZA DO SISTEMA

Antes de começar a operar o sistema este deve ser higienizado cuidadosamente para evitar qualquer tipo de interferência nas análises. Assim, deve ser realizada a lavagem dos reservatórios e da tubulação seguindo as seguintes etapas:

1. Lave com esponja e/ou escova o interior dos reservatórios com EXTRAN 5%. Faça circular esta solução (pode ser mais diluída) pela tubulação e pelo difusor com auxílio da bomba.
2. Enxague com bastante água da torneira os reservatórios, a tubulação e o difusor.
3. Faça 3 enxagues com água de poço nos reservatórios, na tubulação e no difusor.

OBS: a circulação de água na tubulação e no difusor deve ser feita com o auxílio da bomba.

4. OPERAÇÃO DO SISTEMA

Para começar a operação do sistema, siga as seguintes etapas:

1. Após limpeza, monte o sistema de acordo com o Layout mostrado na figura XX. Verifique o encaixe das mangueiras e os registros. O registro de controle de vazão (No. 11) deve estar aberto, enquanto os registros das torneiras de coleta (No. 12) devem estar fechados.
2. Feche a tampa do reservatório de água ozonizada para vedar o reservatório e conecte os frascos lavadores de gases.
3. Encha o reservatório de água bruta (ou água de estudo). Caso inocule microrganismos ou adicione compostos de interesse, utilize a bomba submersível para auxiliar na mistura (coloque a bomba dentro do reservatório e deixe ligada por 5 a 10 minutos).
4. Verifique que a mangueira do compressor de ar esteja ligada à entrada do ozonizador e que a mangueira do ozonizador esteja ligada ao Venturi.
5. Ligue o compressor de ar e verifique que se bolhas de ar estão saindo pelos frascos lavadores de gases (isto ajuda a verificar a vedação do reservatório de água ozonizada e que os registros estão corretamente fechados).
6. Ligue a bomba de recalque e, logo depois, o ozonizador.
7. Verifique a vazão e, a partir disto, calcule o tempo necessário para obter o volume requerido no reservatório.
8. Após o tempo de enchimento, desligue a bomba e feche o registro de controle de vazão. Isto é para assegurar que o ozônio gerado esteja indo unicamente para o reservatório de água ozonizada.
9. Aguarde o tempo de ozonização desejado.
10. Após o tempo de ozonização, desligue o ozonizador e, imediatamente depois, o compressor de ar.
11. Faça a coleta das amostras conforme o seu planejamento experimental.
12. Finalizado o processo experimental, lave o sistema conforme indicado no item 3.