



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
ENG07053 - TRABALHO DE DIPLOMAÇÃO EM ENGENHARIA
QUÍMICA



Avaliação Preliminar da Utilização da Radiação Ultravioleta como Alternativa à Etapa de Desinfecção Microbiológica do Tratamento de Água

Autor: Eduardo Rigon Dartora

Orientador: Profa. Daniele Misturini Rossi, D. Sc

Orientador: Profa. Débora Jung Luvizetto Faccin, D. Sc

Coorientador: Eng. Camila Bernardes Azambuja

Porto Alegre, novembro de 2020

Autor: Eduardo Rigon Dartora

Avaliação Preliminar da Utilização da Radiação Ultravioleta como Alternativa à Etapa de Desinfecção Microbiológica do Tratamento de Água

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à COMGRAD/ENQ da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como parte dos requisitos para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Química

Orientador: Profa. Daniele Misturini Rossi, D. Sc

Orientador: Profa. Débora Jung Luvizetto Faccin, D. Sc

Coorientador: Eng. Camila Bernardes Azambuja

Banca Examinadora:

Profa. Liliana Amaral Feris, D. Sc

Profa. Paola Del Vecchio, M. Sc

Porto Alegre

2020

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meus pais, Adroaldo e Tanise, que sempre lutaram por mim e fizeram de tudo para que eu pudesse estudar em uma das melhores Universidades do país.

E ao meu avô, Paulino Rigon, que me ensinou a ser gremista e que ficou muito orgulhoso quando o “guri” dele foi morar na cidade do time do coração. Mesmo que não estejas mais fisicamente conosco e que a saudade seja enorme, sei que estarás sempre ao meu lado, guiando meu caminho e torcendo pelo nosso tricolor.

AGRADECIMENTOS

Essa conquista só se tornou possível graças ao auxílio de familiares, amigos e instituições, aos quais deixo meus agradecimentos:

Aos meus Pais, Tanise Fátima Rigon Dartora e Adroaldo Dartora. Quando criança, gostava muito de desenhos e filmes de super heróis. Cresci e percebi que vocês dois são meus maiores heróis. Nada disso estaria acontecendo se não fosse pela luta de vocês.

Aos meus Avós, Paulino e Dulce Rigon, meus Padrinhos, Eliane e Valdemir Gevinski, e minhas Primas, que estão mais para Irmãs, Letícia e Bruna Rigon Gevinski, por todo amor e amparo ao longo dessa caminhada.

Aos meus Irmãos, César, Alexandre e Henrique Dartora. Engenheiros que sempre compartilharam sua experiência e me ajudaram em diversos momentos difíceis ao longo do curso.

Ao meu grande amigo Emanuel Novakoski, que me ensinou absolutamente tudo sobre como sobreviver em Porto Alegre e fez o melhor tour guiado pelos prédios da UFRGS.

Ao Diego Sartori e família, por terem aberto as portas de seu apartamento e me recebido como se eu fosse da família. Um irmão que a vida me deu.

Ao Alan Fabiani Chiaparini e família. Meu colega de apartamento e irmão mais velho. Muita jogatina e conselhos essenciais para o meu amadurecimento.

À Nathália Henrich Correia, minha primeira e melhor amiga na nova vida em Porto Alegre. Traiu o movimento trocando a Engenharia pra ser feliz na Química, mas a dupla de amigos que gabaritariam todas as provas se elas fossem em dupla permanecerá para sempre.

À Rafaella de Bonna, por toda paciência e parceria de uma das melhores amigas que a UFRGS me deu. Foram inúmeras histórias e risadas nas infundáveis tarde/noites de estudo pré-prova. Deixo aqui uma das melhores referências desses últimos anos: “Estamos atrasados”.

Ao Alan Chequim Alonso, uma das mentes mais inteligentes que conheci na vida e que sempre esteve disposto a ajudar todo mundo.

À Milena Duarte Brandestini, por toda parceria e experiência compartilhada durante o estágio. Apreendi demais com ela nesse período.

Aos meus amigos de Erechim, Kazedin, Cryptid, Amamon e Fsn. O entretenimento com essa gurizada sempre foi garantido.

À toda equipe do programa Vigiagua/CEVS, que me acolheu desde o primeiro dia e foi fundamental no meu desenvolvimento pessoal e profissional.

À Camila Bernardes Azambuja, por todos os conselhos e orientações que recebi no período de estágio e que foram fundamentais nesta caminhada.

Às minhas Orientadoras, Daniele Misturini Rossi e Débora Jung Luvizetto Faccin, pela oportunidade recebida e por acreditarem no desenvolvimento do trabalho.

Ao Laboratório Central de Porto Alegre (Lacen) e equipe por ter disponibilizado todo material necessário para realização das coletas.

Ao Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre (DMAE) por ter gentilmente cedido as amostras de água utilizadas no trabalho experimental.

A todos os Professores que tive em minha vida, em especial à Cristine Zaions Marafon, que despertou meu interesse pela ciência e me encorajou a fazer a escolha certa.

RESUMO

A busca por processos alternativos no tratamento de água é imprescindível. O aumento populacional alavancado, principalmente, pelo rápido desenvolvimento tecnológico nos últimos séculos, trouxe um passivo ambiental complexo: a poluição, afetando diretamente a qualidade da água captada nos mananciais. Tendo isso em mente, o presente trabalho teve como objetivo o estudo da utilização da radiação ultravioleta como alternativa aos métodos tradicionais de desinfecção microbiológica empregados nas estações de tratamento de água brasileiras. Para isso, procurou-se entender os mecanismos de funcionamento dos principais processos de desinfecção microbiológica praticados. Especificamente no Brasil, o hipoclorito de sódio é o agente desinfetante mais utilizado graças ao seu vantajoso custo-benefício. Entretanto, apresenta algumas desvantagens, como baixa eficiência na inativação de protozoários e propicia a formação de trihalometanos, subprodutos carcinogênicos da etapa de desinfecção, caso a água coletada contenha elevada carga de matéria orgânica. Alternativamente, a radiação ultravioleta é caracterizada por ser um processo de desinfecção físico, agindo diretamente no processo de duplicação do DNA ou RNA do microrganismo, sem a formação de subprodutos nocivos à saúde da população. A parte experimental deste trabalho constituiu-se na análise de dois fatores cruciais no dimensionamento de sistemas de desinfecção com este tipo de tecnologia. O primeiro foi o tempo de exposição necessário da água com a radiação a fim de garantir um grau satisfatório de inativação de microrganismos. Já o segundo foi a espessura da lâmina d'água requerida, visto que a radiação ultravioleta tem baixo poder de penetração. A amostra de água no ponto de captação foi gentilmente cedida pelo Departamento de Água e Esgoto de Porto Alegre (DMAE). Os experimentos foram realizados em capela de fluxo laminar equipada com lâmpada UV. Testaram-se três tempos de residência e espessuras de lâmina d'água. Tanto as amostras tratadas quanto as de controle foram plaqueadas em meio de cultivo sólido e acondicionadas em estufa por 24 horas. Após esse período, realizou-se a estimativa da eficiência do tratamento através do método de contagem de unidades formadoras de colônias. Os resultados foram promissores, visto que não houve crescimento de colônias de microrganismos nas condições mais críticas estudadas.

Palavras-chave: Radiação Ultravioleta, Desinfecção Microbiológica, Métodos Alternativos, Lâmina d'água

ABSTRACT

The search for alternative procedures for water treatment is essential. The increase in population, leveraged mainly by the rapid technological development of the last centuries, brings up a complex environmental liability: pollution, which is directly affecting the quality of the water sampled from assorted sources. With that in mind, the goal of this project is the study of the effects of using ultraviolet radiation as an alternative to traditional methods of microbiological disinfection used in Brazilian water treatment stations. Hence, it became necessary to understand the fundamentals of essential procedures of microbiological disinfection currently in use. In Brazil, specifically, sodium hypochlorite is the most used disinfecting agent, due to its great cost-benefit ratio. However, it has some disadvantages, such as low efficiency on protozoa inactivation and tendency to generate trihalomethanes, carcinogenic side-products that can be formed during the disinfecting steps, should the collected water contain high levels of organic matter. Alternatively, ultraviolet radiation is characterized as a physical mean of disinfection, interfering directly on the microorganism's DNA and RNA duplication process without the formation of side-products harmful to human health. The experimental part of the project consists of the analysis of two crucial factors on the scaling of disinfecting systems employing this type of technology. The first was the amount of exposure time of water to the radiation needed in order to assure a satisfactory degree of microorganism inactivation. The second was the level of water, given that ultraviolet radiation has low penetrating power. The water sample from the pickup point was kindly donated by Porto Alegre's Water and Sewage Municipal Department (DMAE). The experiments were performed in a laminar flow hood equipped with an UV lamp. Three different times of exposure and water levels were tested. Both treated and control samples were plated on solid culture media and placed in a bacteriological incubator for 24 hours. After this period, the efficiency of the treatment was estimated by the number of colony forming units. The results were promising, given that under the most critical conditions there was no growth of colonies.

Keywords: Ultraviolet Radiation, microbiological disinfection, alternative methods, *Escherichia coli*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Espectro Eletromagnético	14
Figura 2: Representação da lâmpada de arco de mercúrio	15
Figura 3: Lâmpada de vapor de mercúrio em um reator UV	16
Figura 4: Reator UV de fluxo perpendicular	17
Figura 5: Reator UV de fluxo paralelo	17
Figura 6: Reação de Dimerização	23
Figura 7: Fita de DNA modificada	23
Figura 8: Autoclave utilizado nos experimentos	27
Figura 9: Diluição Seriada e Plaqueamento em Profundidade	28
Figura 10: Placas com resultado positivo para crescimento de colônias: espessura correspondente a 15 mL e tempo de residência igual a 5 minutos em todas as diluições.	32
Figura 11: Tratamento com espessura de lâmina d'água correspondente a 15 mL e tempo de residência igual a 5 minutos na diluição zero (Quadro 2).	32
Figura 12: Crescimento de colônias no grupo de controle (Quadro 1)	33
Figura 13: Tempo de tratamento de 10 minutos em profundidade de 45 mL (Quadro 4)	33
Figura A.1: Laudo do ponto de captação da amostra utilizada	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais Doenças Veiculadas pela Água	4
Tabela 2: Principais vantagens e desvantagens dos desinfetantes químicos	13
Tabela 3: Constante de Inativação UV.	20
Tabela 4: Doses mínimas de UV recomendadas para desinfecção	21
Tabela 5: Dose média requerida para inativação de alguns dos principais patógenos conhecidos	22
Tabela 6: Características gerais de Sistemas de Desinfecção UV	25

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
1 Introdução	1
2 Revisão Bibliográfica	3
2.1 Microrganismos e Qualidade da Água	3
2.1.1 Principais Doenças Veiculadas Pela Água	3
2.1.1.1 Cólera	4
2.1.1.2 Gastroenterite	5
2.1.1.3 Protozoários em águas de abastecimento	5
2.1.2 Bactérias: Microrganismos Indicadores da Qualidade da Água	7
2.2 Processo de Tratamento Convencional de Água	9
2.2.1 Processo de Desinfecção Microbiológica Convencional	9
2.2.2 Agente Químicos	10
2.2.2.1 Cloro	10
2.2.2.2 Ozônio	11
2.3 Radiação Ultravioleta como Agente Desinfetante	13
2.3.1 Fontes de Radiação UV	14
2.3.2 Lâmpadas Germicidas	15
2.3.3 Reator UV	16
2.3.4 Dose de Radiação UV e Cinética de Desinfecção	17
2.3.5 Mecanismos de Inativação	22
2.3.6 Uso da Radiação UV pelo Mundo	24
2.3.7 Vantagens e Desvantagens da Radiação UV	24
3 Materiais e Métodos	26
3.1 Planejamento Experimental	26
3.2 Tratamento com Lâmpada Ultravioleta	26
3.3 Avaliação do Efeito do Tratamento	27
3.3.1 Preparo do Meio de Cultura	27
3.3.2 Plaqueamento em Profundidade “Pour Plate” e Diluição Seriada	28
3.3.3 Contagem em Placas	29
4 Resultados e Discussão	30
5 Considerações Finais	34
REFERÊNCIAS	35
ANEXO A	42

1 Introdução

Garantir a qualidade da água para consumo humano fornecida em conformidade com a legislação pertinente é essencial para a manutenção da saúde e bem-estar social. O conjunto de serviços, infraestrutura e instalações operacionais para tratamento e abastecimento de água potável, importante parcela do saneamento básico, apresenta papel fundamental nesse processo.

Diversos são os métodos de tratamento utilizados, sendo estes, reflexos do grau de desenvolvimento das nações atendidas. No Brasil, a maioria das estações de tratamento de água utilizam o chamado tratamento convencional, o qual é caracterizado, de maneira geral, pela implementação de uma estratégia de purificação do tipo físico-química ao longo de suas etapas (SABESP, 2020).

O agente desinfetante microbiológico de maior uso é o cloro, sendo comercializado tanto na forma de sal como de gás. Por muito tempo foi considerado como uma das melhores alternativas por apresentar elevada eficiência e baixo custo. Contudo, diversos problemas foram surgindo em decorrência da piora na qualidade da água dos mananciais devido ao aumento gradativo da poluição ao longo dos anos (DANIEL *et al*, 2001). Nesse contexto, pode-se citar a baixa eficiência na remoção de protozoários (BARBOSA, 2016) e a formação de trihalometanos graças à elevada carga de matéria orgânica presente no ponto de captação (PIANOWSKI e JANISSEK, 2003).

Já países de elevado desenvolvimento socioeconômico começaram a adotar metodologias avançadas de tratamento de água. Na tentativa de substituir o cloro, estudou-se a ação do ozônio como agente desinfetante, tecnologia já difundida na indústria de alimentos europeia. Em 2016 já existiam cerca de 49 estações de tratamento nesses termos na Europa (BARBOSA, 2016).

Com relação aos agentes físicos de desinfecção, a radiação ultravioleta vem ganhando destaque. No ano de 2014 já existiam cerca de 2000 plantas de tratamento de água para consumo humano utilizando lâmpadas ultravioletas na etapa de desinfecção microbiológica. (ORAM, 2014).

Além disso, existe elevado investimento para proteção das bacias hidrográficas que abastecem os municípios, mitigando o custo de adequação deste bem para consumo. Como exemplo, tem-se Nova Iorque, nos Estados Unidos, que foi obrigada apenas em 2006 a modernizar o sistema de tratamento, visto que a água era considerada de elevada qualidade e pronta para o consumo, mas teve seu modelo revisto devido à preocupação com a presença de protozoários na fonte de abastecimento (TROJAN, 2010).

O presente trabalho tem o objetivo, a partir de uma revisão da literatura, verificar quais são as tecnologias de tratamento de água já consolidadas e, também, avaliar experimentalmente a eficiência da radiação ultravioleta como uma alternativa ao processo de desinfecção microbiológica nas estações de tratamento. Como objetivos específicos, tem-se:

- Por meio de relatos presentes na literatura, estudar os desafios enfrentados no processo de captação, tratamento e distribuição de água potável;
- Demonstrar os pontos positivos e negativos da utilização do cloro como agente desinfetante através da análise de estudos realizados na área;
- Avaliar a eficiência do tratamento com lâmpada UV em diferentes tempos de residência e espessuras de lâminas d'água;

2 Revisão Bibliográfica

A presença de microrganismos em água foi reportada graças ao aperfeiçoamento realizado pelo cientista holandês Antony van Leeuwenhoek nas lentes dos microscópios utilizados no século XVII (J. Bras. Patol. Med. Lab, 2009). Com isso, conseguiu observar a presença de seres muito pequenos, aos quais denominou de animáculos, em água de chuva e alimentos. Suas ideias se espalharam pela Europa, influenciando diversos cientistas. Entre eles estava Francis Bacon, que realizou uma série de estudos relacionados à eliminação destes seres da água de mananciais. A partir disso, testou técnicas de filtração, aquecimento e destilação. Entretanto, apenas no século XIX que a baixa qualidade da água começou a ser considerada como fator de risco à saúde da população (PÁDUA et al, 2009).

Apesar da presença de microrganismos em água ter sido descoberta apenas no século XVII, a preocupação com a contração de doenças através da ingestão de água contaminada despertou o interesse de inúmeros estudiosos ao longo da história. Um exemplo disso é que na antiga Grécia, Hipócrates, considerado o pai da medicina, já demonstrava sua apreensão em relação à escolha da fonte de abastecimento de água adequada com o objetivo de preservar a saúde das pessoas (BAKER, 1949, *apud* LEAL, 2001).

Já o primeiro sistema de coleta e tratamento de água que se tem relato é o de Paris, no século XIX. Essa demanda surgiu pelo fato de que, em períodos chuvosos, ocorria o processo de lixiviação do solo, tendo como consequência, entre outros fatores, o carreamento de fezes humanas até o sistema hídrico utilizado para abastecer as cidades. A água, então, adquiria elevada turbidez que, com o tempo, passou a ser associada a diversas doenças que acometiam a sociedade da época. Com isso, surgiram os processos de tratamento mais antigos que se tem conhecimento: a filtração e a decantação, tendo como principais objetivos a remoção de particulados e de odor (DANIEL *et al*, 2001).

2.1 Microrganismos e Qualidade da Água

2.1.1 Principais Doenças Veiculadas Pela Água

As enfermidades relacionadas à água podem ser classificadas de quatro maneiras distintas, dependendo, principalmente, do mecanismo de transmissão. As doenças de veiculação hídrica são aquelas em que o patógeno é ingerido junto com a água. Existem também as moléstias transmitidas através das atividades de higiene pessoal, contato com água contaminada e doenças cujo vetor apresenta parte de seu ciclo desenvolvido no ambiente aquático (CAIRNCROSS & FEACHEM, 1990).

A chance de um indivíduo adquirir uma doença veiculada pela água vai depender da virulência do patógeno, a dose infectante e a resistência imunológica da pessoa (DANIEL *et al*, 2001). Pelo fato de alguns patógenos apresentarem a capacidade de se reproduzir em alimentos e bebidas, torna-se mais difícil a determinação do número de microrganismos viáveis aptos a produzir algum tipo de infecção, elevando, assim, os riscos à população. A Academia Nacional de Ciência dos Estados Unidos reportou, em 1977, uma faixa de concentração entre 10^3 e 10^9 patógenos por indivíduo, a qual depende do estado geral de saúde e o tempo ao qual ele foi exposto ao microrganismo (DEZUANE, 1997).

A Tabela 1 apresenta algumas das principais doenças de veiculação hídrica identificadas e caracterizadas.

Tabela 1: Principais Doenças Veiculadas pela Água

Doença	Agente etiológico	Sintomas	Fonte
Febre tifoide e paratifoide	<i>Salmonella typhi</i> <i>Salmonella paratyphi</i> A e B	Febre elevada, diarreia	Fezes humanas
Disenteria bacilar	<i>Shigella dysenteriae</i>	Diarreia	Fezes humanas
Disenteria amebiana	<i>Entamoeba histolytica</i>	Diarreia, abscessos no fígado e intestino delgado	Fezes humanas
Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>	Diarreia e desidratação	Fezes humanas e águas costeiras
Giardíase	<i>Giardia lamblia</i>	Diarreia, náusea, indigestão, flatulência	Fezes humanas e de animais
Hepatite A e B	Vírus da hepatite A e B	Febre, icterícia	Fezes humanas
Poliomielite	Vírus da poliomielite	Paralisia	Fezes humanas
Criptosporidiose	<i>Cryptosporidium parvum</i> e <i>muris</i> <i>Cryptosporidium muris</i>	Diarreia, anorexia, dor intestinal, náusea, indigestão, flatulência	Fezes humanas e de animais
Gastroenterite	<i>Escherichia coli</i> , <i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Aeromonas hydrophila</i> , Rotavírus e outros vírus entéricos	Diarreia	Fezes humanas

Fonte: Neves (1988), Von Sperling (1995), Cohn *et al.* (1999)

Cada uma das doenças apresentadas na Tabela 1 causa apreensão nas autoridades de saúde pública e requer cuidados especiais no intuito de resguardar o bem-estar da população. Para ilustrar os desafios enfrentados no processo de tratamento de água, faz-se interessante o estudo de algumas doenças citadas anteriormente, como a cólera e a gastroenterite.

2.1.1.1 Cólera

Originária da Ásia, a cólera é uma doença bacteriana cujo agente etiológico é o bacilo *Vibrio cholerae*. É caracterizada por ser uma infecção intestinal aguda, sendo transmitida,

principalmente, através da ingestão de água ou alimentos contaminados. Geralmente os sintomas não são graves, causando diarreia leve. Entretanto, quadros mais severos podem apresentar diarreia aquosa e profusa, vômitos, dor abdominal e câibras. Se não tratada imediatamente, acarreta em desidratação intensa, o que eventualmente pode levar ao óbito. Um dos principais fatores de risco para a cólera é a condição precária de saneamento básico e higiene pessoal, o que explica os diversos surtos sofridos por países de menor desenvolvimento socioeconômico, como é o caso da Indonésia, Peru, Angola, República Dominicana, Moçambique e até o Brasil (MINISTÉRIO DA SAÚDE DO BRASIL, 2020).

2.1.1.2 Gastroenterite

A gastroenterite é uma inflamação do trato intestinal originada por um grupo de enfermidades classificadas como Doenças Diarreicas Agudas (DDA). Vírus, bactérias ou parasitos são seus principais agentes etiológicos. Pode ser transmitida de forma direta, pelo contato interpessoal ou de maneira indireta, pela ingestão de água ou alimentos contaminados. Os principais sintomas são perda de água e eletrólitos, resultando no aumento da frequência de evacuação, além da diminuição da consistência das fezes. Em alguns casos pode ser acompanhada de náusea, vômito, febre e dor abdominal (Santa Catarina, 2007).

Alguns estudos demonstram que a qualidade da água pode vir a ser um fator de risco, propiciando a ocorrência deste tipo de doença. A falta de infraestrutura de saneamento básico adequada, como a correta disposição do esgoto doméstico e fornecimento de água potável, são fatores de risco à saúde da população afetada por tal realidade. Nesse contexto, as crianças com menor faixa etária são as mais propensas a terem complicações nos quadros clínicos de DDA, podendo chegar à desnutrição (AZAMBUJA, 2018).

Dados da Organização Mundial da Saúde (OMS) apontam que a segunda principal causa de óbitos de crianças em idade inferior a 5 anos é a doença diarreica. No Brasil, as regiões Norte e Nordeste apresentaram cinco vezes mais registros de óbitos e internações por DDA do que as regiões Sul e Sudeste (BÜHLER et al, 2014).

2.1.1.3 Protozoários em águas de abastecimento

A ocorrência de doenças de veiculação hídrica é verificada, inclusive, em países desenvolvidos, mesmo que em menor frequência. Dentre os parasitos usuais em mananciais de abastecimento, os protozoários são os que se destacam. Eles se apresentam na natureza na forma de cistos e oocistos e prevalecem em distintos ambientes, tendo maior resistência à ação do cloro do que outros patógenos (DANIEL et al, 2001).

Um dos gêneros de protozoários que parasitam o trato intestinal humano e que podem ser encontrados em fontes de águas contaminadas é a *Giardia*. Apesar de ser representada por seis espécies, apenas a *duodenalis* foi encontrada no sistema digestivo de seres humanos (STANCARI e CORREIA, 2010). Apresenta elevado potencial gerador de surtos, os quais podem ser explicados pelas seguintes características:

- Cistos altamente infecciosos, estáveis e resistentes ao ambiente;
- A contaminação de um ambiente pode facilmente chegar em águas de abastecimento e alimentos;

- Pode ser transmitida de maneira direta, por meio da ingestão de água ou alimentos contaminados e, também, de maneira indireta, pelo contato interpessoal ou com animais infectados (CACCIÒ e SPRONG, 2011).

Outro gênero de protozoário que requer atenção é o *Cryptosporidium*. Esse parasita é capaz de infectar as microvilosidades das células epiteliais do sistema intestinal de todas as classes de vertebrados (RYAN e XIAO, 2014). A infecção ocorre por meio da ingestão de água ou alimentos contaminados por oocistos esporulados deste microrganismo (CACCIÒ E PUTUGNANI, 2014). Existem duas principais rotas de contaminação: zoonótica e antroponótica. A rota zoonótica ganhou evidência após a caracterização de *Cryptosporidium parvum* nas fezes de animais criados em fazendas, sendo apontada como a principal forma de veiculação deste protozoário em países desenvolvidos. Já a rota antroponótica prevalece nos países em desenvolvimento (XIAO, 2010).

O primeiro relato de surto ocorreu nos Estados Unidos da América (EUA) em San Antonio, Texas, no ano de 1984. Em 1987, cerca de 13 mil pessoas foram infectadas em Carrollton, Georgia, EUA (Daniel *et al.*, 2001). Entretanto, a preocupação aumentou após o surto de *Cryptosporidium* ocorrido em Milwaukee, Wisconsin, EUA, o qual atingiu mais de 400 mil pessoas com aproximadamente 100 óbitos no ano de 1993. O surto foi consequência de uma falha operacional de uma das estações de tratamento de água do município. Posteriormente, constatou-se que a turbidez da água distribuída à população aumentou demasiadamente, chegando ao valor de 2,7 unidades de Turbidez (uT) (MACKENZIE *et al.*, 1994).

Em novembro de 2010, na Suécia, cerca de 27 mil pessoas foram afetadas em um surto de criptosporidiose. As análises de caracterização concluíram que a espécie atrelada ao surto teve origem, principalmente, em fezes de humanos e que a contaminação das águas superficiais foi causada pelo esgoto doméstico. A subespécie identificada é apontada como altamente virulenta e vinculada a outros surtos, inclusive o de Milwaukee. Existem, também, alguns relatos de surtos como o de Seul, na Coreia do Sul, no ano de 2012. Na ocasião, 124 casos de criptosporidiose foram confirmados em residentes de um complexo de apartamentos (MACIEL, 2014).

No Brasil, a realidade é um pouco distinta. A identificação do agente etiológico veiculador de uma doença gastrointestinal muitas vezes não é feita, dificultando a ação das agentes de saúde, além de comprometer a busca por soluções de uma determinada região. Entretanto, existem diversos estudos a fim de monitorar a ocorrência de cistos de *Giardia spp.* e oocistos de *Cryptosporidium spp.* em águas de abastecimento. Um deles, realizado por Sato *et al.* (2013), teve amostras coletadas em nove bacias hidrográficas que abastecem o Estado de São Paulo. Em 49,5% foram encontradas espécies de *Giardia* e em 9,2% foram encontradas espécies de *Cryptosporidium*.

Outro estudo, este realizado por Razzolini *et al.* (2011), constatou a presença de *Giardia* em 62,5% das amostras coletadas de poços rasos utilizados como fonte de abastecimento para algumas regiões da cidade de São Paulo. Também foi alvo de estudo o Rio Atibaia, que abastece o município de Campinas, no Estado de São Paulo. Neste, constatou-se a presença de *Giardia* em 87,5% das amostras e de *Cryptosporidium* em 62,5% das amostras (NETO *et al.*, 2010).

Em abril de 2018, no município de Santa Maria, no Rio Grande do Sul, confirmou-se o que viria a ser um dos maiores surtos de toxoplasmose do mundo. Naquele ano, cerca de 100 pessoas já haviam procurado atendimento médico, todas com sintomas semelhantes, mas sem diagnóstico definitivo. Os principais sintomas apresentados foram: febre, dor muscular e nas articulações e dor de cabeça (G1, 2019). A partir do momento em que foi detectado o surto, a secretaria municipal de saúde começou um trabalho em conjunto com as autoridades estaduais contando, também, com o auxílio do Ministério da Saúde. Mesmo que ainda inconclusivo, a investigação feita entre os anos de 2018 e 2019, levou tanto o então ministro da Saúde, quanto o secretário de Saúde de Santa Maria, a declararem que a disseminação do protozoário *Toxoplasma gondii* teria provavelmente ocorrido pela água distribuída à população e, também, por hortaliças (CEVS, 2018; G1, 2019). Um ano após a confirmação do surto, mais de 900 pessoas já haviam sido diagnosticadas com a doença, tornando o surto de Santa Maria o maior já registrado na história. Em decorrência disto, foram criados protocolos de testagem na população. Entre eles a inclusão do teste de Toxoplasmose no teste de pezinho (SBMT, 2018).

2.1.2 Bactérias: Microrganismos Indicadores da Qualidade da Água

A contaminação da água por microrganismos patogênicos geralmente é consequência da poluição dos corpos hídricos por fezes humanas e de animais, além da incorreta disposição do esgoto doméstico e industrial. Sendo assim, faz-se necessário o monitoramento da qualidade da água destinada ao consumo da população. Para isso, uma das técnicas empregadas é a utilização de bioindicadores, como as bactérias patogênicas geralmente encontradas no trato gastrointestinal de animais de sangue quente (HAGLER et al 1988).

Apesar de ser atrativa, esta metodologia apresenta uma série de desafios para sua implementação. Tanto as técnicas de detecção quanto as de quantificação destes microrganismos, a fim de determinar a melhor estratégia de desinfecção, são laboriosas, onerosas e requerem tempo. Por outro lado, do ponto de vista operacional, os resultados dos testes devem ser disponibilizados dentro do menor tempo possível, além de apresentarem elevada faixa de confiabilidade, já que as medidas corretivas devem ser tomadas antes da água ser consumida pela população (DANIEL et al, 2001).

Com isso, é imprescindível que sejam escolhidas técnicas cujos microrganismos indicadores garantam segurança à qualidade da água, reduzindo ao mínimo o risco para a população. Segundo Feachem (1983), alguns fatores devem ser levados em consideração na hora de escolher o microrganismo indicador, podendo-se citar:

- natural na flora intestinal de indivíduos saudáveis;
- habitar exclusivamente o intestino sendo, desta forma, de origem fecal quando encontrado no ambiente aquático. Além disso, deve apresentar taxa de inativação inferior aos patógenos de origem fecal.
- exclusivamente de origem humana;
- quando um patógeno de origem fecal estiver presente, o microrganismo indicador também deverá estar presente;

- no caso de um microrganismo patogênico estar presente, o indicador deverá estar presente em maior número;
- fácil detecção e quantificação;
- apresentar elevada resistência às condições do meio natural, bem como aos processos de tratamento de águas e esgotos em grau semelhante ou superior aos microrganismos patogênicos de origem fecal;
- não apresentar riscos à saúde humana;

Em posse de tais considerações, é natural inferir a dificuldade de se encontrar um microrganismo que atenda a todos estes requisitos. Além disso, a abordagem muda conforme a utilização, existindo um padrão específico para a água de consumo humano, água para irrigação e água para aquicultura (DANIEL *et al*, 2001).

O grupo dos coliformes, definido pelo “Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (1998)” como sendo “todas as bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, Gram negativas, não esporuladas e na forma de bastonete”, é muito utilizado como bioindicador. Fazem parte dele os seguintes gêneros de bactérias: *Escherichia*, *Aerobacter*, *Citrobacter*, *Klebsiela* e *Serratia*. Outras bactérias também foram isoladas e atualmente são utilizadas no monitoramento da qualidade da água, como é o caso da *Pseudomonas aeruginosa* e dos enterococos (SOUTO *et al*, 2015).

Do ponto de vista da vigilância em saúde, este indicador pode ser interpretado em três momentos distintos do processo de tratamento: captação, saída do tratamento e rede de distribuição. No ponto de captação a água ainda não é tratada e serve de alerta a uma possível exposição a fontes de contaminação. Já na saída do tratamento, sua análise serve como uma medida da eficiência do processo de inativação microbiológica. A análise na rede de distribuição pode indicar problemas de infraestrutura do sistema, além de também ser um indicativo da qualidade do processo de desinfecção. Em ambos os casos, quando for detectada a presença de coliformes totais, medidas corretivas tornam-se necessárias (BRASIL, 2014).

Importante microrganismo do grupo dos coliformes totais, a *Escherichia coli* é considerada pelos mais recentes estudos da Microbiologia Sanitária como sendo o mais preciso indicador de contaminação da água por material fecal, tendo sua presença intimamente relacionada à ocorrência de patógenos. Com isso, o Anexo XX da Portaria de Potabilidade nº 5 (2017) estabelece que a água segura para consumo humano deve ser isenta desta bactéria.

Entretanto, algumas fragilidades destes indicadores foram encontradas com o passar dos anos. Na contramão de sua praticidade, o teste de coliformes não garante a ausência de patógenos mais resistentes, como é o caso das bactérias *Campylobacter* e *Aeromonas*, alguns protozoários, como *Giardia* e *Cryptosporidium*, além de diversos tipos de vírus entéricos (ROSE, 1990).

Alternativamente, estão sendo estudados os usos de outros tipos de indicadores, podendo-se citar a bactéria *Clostridium perfringens* para análise de contaminação fecal. Sua presença no meio aquático é constantemente associada a dejetos humanos, sendo facilmente detectada em fezes, esgotos e água poluídas. Apresentam elevada resistência e excepcional

longevidade, tornando-se um indicador muito útil na detecção de contaminação fecal remota, situação em que os indicadores menos resistentes não estão mais presentes. Por sua vez, os enterococos fecais fazem parte de um grupo de bactérias cujo habitat natural é o trato intestinal humano. Como não se reproduzem em águas poluídas, sua presença é indicativa de contaminação fecal recente (DANIEL *et al*, 2001).

2.2 Processo de Tratamento Convencional de Água

Dados do primeiro trimestre de 2019 da Organização Mundial da Saúde (OMS) indicam a morte de, pelo menos, 2,2 milhões de pessoas ao ano acometidas por diarreia, cujo principal vetor de propagação é, justamente, a água contaminada. Segundo levantamento da Agência Nacional de Águas (ANA) realizado em 2019, cerca de 17 milhões de brasileiros não têm acesso à água potável. Sendo assim, o grande desafio brasileiro não é só o de garantir a quantidade necessária desse recurso essencial, mas, também, assegurar sua qualidade (ANA, 2019).

O processo de tratamento convencional, um dos mais utilizados em larga escala, consiste, de maneira geral, nas seguintes etapas: captação, adução da água bruta, coagulação, floculação, decantação, filtração rápida, desinfecção, reservação e distribuição (FILHO E SECKLER, 2017).

A primeira etapa do tratamento consiste na adição de um agente químico coagulante, o qual é responsável pela formação de agregados de partículas de impurezas, os flocos. Normalmente, os coagulantes mais utilizados são o Sulfato de Alumínio e Cloreto Férrico (CAESB, 2020).

Os agregados formados na etapa anterior são separados por decantação. O processo é caracterizado pelo direcionamento da água para uma série de tanques, reduzindo drasticamente a velocidade da água e, conseqüentemente, por apresentarem uma massa específica superior à da água, acabam se depositando no fundo desses reservatórios (SAAE, 2006).

Então, a água passa por filtros de pedras, carvão e antracito. Assim, os resquícios de sujeira são retirados. Posteriormente ocorre a correção do pH e adição do desinfetante para garantir a inativação de microrganismos patológicos na água distribuída à população (SABESP, 2020).

A última fase é a fluoretação. Tendo em mente que a cárie dentária representa um grave problema de saúde bucal e, sabendo que a utilização de flúor é um eficiente meio de prevenção, estabeleceu-se a adição deste composto ao final do processo de tratamento (COMUSA, 2020).

O padrão de potabilidade brasileiro, Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 de 2017, normatiza como sendo 1,5 mg/L a concentração máxima de fluoreto permitida. Por meio da Portaria Estadual nº 10/1999, o estado do Rio Grande do Sul restringiu esse limite para uma faixa entre 0,6 a 0,9 mg/L.

2.2.1 Processo de Desinfecção Microbiológica Convencional

Na etapa de desinfecção microbiológica podem ser utilizados agentes químicos ou agentes físicos com o objetivo de inativar os microrganismos patológicos que podem estar presentes na água captada. O primeiro grupo de agentes engloba desinfetantes como cloro, ozônio,

permanganato de potássio, mistura ozônio/peróxido de hidrogênio, íon ferrato e ácido peracético (DANIEL *et al*, 2001). Já o grupo de agentes físicos possibilita a utilização de métodos alternativos de tratamento, como é o caso da Radiação Ultravioleta (FUNASA, 2014).

2.2.2 Agente Químicos

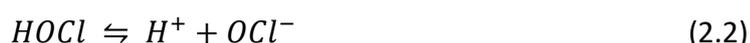
Para compreender o funcionamento dos agentes químicos, é importante estudar seus diferentes mecanismos de atuação para inativação dos microrganismos. Os principais são (ALEX *et al*, 2002):

- Destruição da organização estrutural da célula: ataca diretamente a parede celular do microrganismo, impedindo o funcionamento correto da membrana semipermeável;
- Perturbação no metabolismo: causada, principalmente, pela inativação de enzimas;
- Perturbação na biossíntese e crescimento: multifatorial, é causada pela síntese de proteínas, ácidos nucleicos, coenzimas e alterações nas células estruturais.

2.2.2.1 Cloro

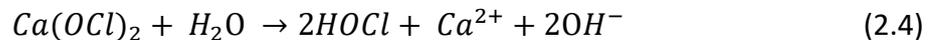
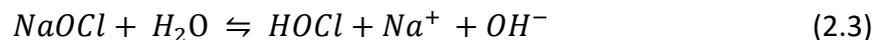
Mundialmente utilizado, o cloro ganhou fama por ser um produto acessível, de baixo custo e alta capacidade de oxidar a matéria orgânica e inorgânica, apresentando satisfatório efeito residual. Além disso seu monitoramento pode ser realizado de maneira simples (FUNASA, 2014). Graças a isso, o cloro acaba eliminando e/ou impedindo que microrganismos patogênicos permaneçam e se reproduzam ao longo da rede de distribuição. Além disso, é capaz de controlar a cor e o odor da água (BRK Ambiental, 2019).

O cloro pode ser empregado de três maneiras: cloro líquido, cloro gasoso e hipocloritos de cálcio ou de sódio. O cloro gasoso hidrolisa em água (Equação 2.1), formando o ácido hipocloroso que, por sua vez, dissocia-se fracamente em hidrogênio e íons hipoclorito, como pode ser visto na Equação 2.2. A dissociação deve ocorrer preferencialmente em baixos valores de pH, pelo fato de em pH abaixo de 6,5 não ocorrer dissociação do HOCl, substância com maior efeito germicida entre todas as citadas. Em pH na faixa de 6,5 a 8,5 ocorre dissociação incompleta, tendo simultaneamente presente as espécies HOCl e OCl⁻. Acima de pH 8,5 todo ácido se dissocia em ácido hipocloroso (DANIEL *et al*, 2001).



Já os desinfetantes derivados do cloro mais utilizados são os hipocloritos de cálcio e de sódio. São utilizados principalmente em pequenas comunidades, piscinas, poços artesianos, navios, barcos, hotéis, etc. A reação entre o hipoclorito de sódio e água pode ser observada na Equação 2.3, enquanto a reação do hipoclorito de cálcio é demonstrada na Equação 2.4. A dose de hipoclorito administrada deve ser previamente calculada, visto que subdosagens podem acarretar em uma desinfecção parcial, fazendo com que sobreviva uma parcela dos

patógenos. Já superdosagens podem produzir uma maior quantidade de subprodutos, como trihalometanos (THMs) e cloratos (DANIEL *et al*, 2001).



Apesar dos diversos benefícios já citados, a ação do cloro pode acarretar na formação de THMs, os quais têm origem na decomposição da matéria orgânica vegetal combinada com cloro livre. São compostos voláteis não facilmente oxidáveis, não combustíveis e não inflamáveis. Sua presença em concentrações acima do limite máximo permitido (0,1 mg/L) é preocupante, visto que trihalometanos como o clorofórmio tiveram carcinogenicidade demonstrada em laboratório. Essas substâncias são facilmente absorvidas pela mucosa do intestino e as investigações assinalaram uma correlação positiva entre os níveis de clorofórmio na água e carcinomas de bexiga e intestino (PIANOWSKI e JANISSEK, 2003).

Alguns fatores interferem na formação de THMs, como:

- Tempo: o tempo de formação é controlado, principalmente, pela temperatura e pH. Valores elevados de ambos, associados a uma concentração elevada de brometos, garantem uma reação mais rápida. A formação destes compostos ocorre com mais frequência na rede de distribuição.
- Temperatura: temperaturas elevadas favorecem a produção de THMs. Uma relação empírica sugere que a cada 10°C de incremento, a taxa de formação duplica
- pH: em valores elevados favorece a produção de THMs. Estima-se que a cada unidade de pH, a produção de THM seja triplicada.
- Presença de Bromatos: é oxidado durante a reação, formando bromo e ácido hipobromoso que, por sua vez, reagem com os compostos orgânicos. De maneira geral, é considerado um reagente de alto potencial formador de THMs.
- Dosagem e tipo de cloro: é natural a formação de subprodutos após realização de desinfecção com agentes químicos. Deve-se procurar reduzir ao máximo a carga de matéria orgânica antes da aplicação de desinfetantes com o objetivo de diminuir a possibilidade de formação de THMs (PIANOWSKI e JANISSEK, 2003).

Além disso, existem microrganismos resistentes que não são inativados pela ação do cloro. Entre eles estão protozoários como *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia lamblia*, principais agentes causadores da diarreia infecciosa (BARBOSA, 2016).

2.2.2.2 Ozônio

Forma alotrópica do oxigênio, é um gás instável, parcialmente solúvel em água e apresenta uma estrutura triatômica. Destaca-se pelo seu alto potencial de oxidação, perdendo apenas para o flúor (PRÁ *et al.*, 2011). Quando submetido à temperatura ambiente e baixas concentrações, apresenta-se como um gás incolor. Já quando está presente em elevadas

concentrações, adquire coloração azulada. Temperaturas elevadas diminuem sua solubilidade em água, entretanto, não provocam redução na taxa de desinfecção (Silveira, 2004).

A decomposição do ozônio é espontânea, favorecida em pH elevado e forma radicais livres hidroxilas e OH no meio (DANIEL, 2001). Radiação ultravioleta, catalisadores a base de paládio, manganês e óxido de níquel assim como metais, óxidos de metais, hidróxidos e peróxidos também aceleram a decomposição do ozônio (BARBOSA, 2016).

Além de seu poder germicida, a natureza do ozônio permite que ele consiga trabalhar com grupos funcionais orgânicos e organolépticos, quebrando ligações duplas carbono-carbono e gerando subprodutos de menor massa molar. Metais de transição, por exemplo, alcançam altos níveis de oxidação ao entrar em contato com ozônio, tornando-se menos solúveis em água e, assim, sendo eliminados no processo de filtração (MONACO, 2006).

A utilização de agentes químicos na desinfecção impreterivelmente acaba gerando subprodutos, como pode ser observado na ação do cloro. Quando o ozônio entra em contato com água que contém material orgânico, não há formação de compostos orgânicos halogenados (USEPA, 1999). Por outro lado, acaba formando subprodutos que dificultam a ação ozônio contra os agentes patogênicos. Além disso, substâncias como ferro, manganês, gás sulfídrico e demais substâncias já citadas disputam o ozônio com os microrganismos presentes, reduzindo, assim, a eficiência do método (MONACO, 2006).

Em sistemas com taxas desejáveis de desinfecção, é necessária uma alta concentração de ozônio na fase aquosa. Sendo assim, fatores que contribuem para sua decomposição são indesejáveis (SILVEIRA, 2004).

Por ser instável e reativo, não é aconselhável o seu transporte, tornando-se necessária a produção no local em que será utilizado (LIMA, 2013). Sua produção ocorre por meio de uma descarga elétrica na presença de oxigênio ou pelo rompimento de moléculas de oxigênio através da incidência de radiação ultravioleta (METCALF & EDDY, 2004).

Pelo fato de não deixar resíduos tóxicos nos alimentos, o ozônio é utilizado como agente desinfetante de água há mais de cem anos na Europa, além de ser muito comum na indústria alimentícia. Foi aplicado pela primeira vez em grande escala em 1893, para o tratamento de água da cidade de Oudshoom, na Holanda. Em 2016 já existiam cerca de 49 estações de tratamento de água na Europa que utilizam essa tecnologia. No Brasil, passou a ser alternativa a partir de 1983 (BARBOSA, 2016).

Mesmo sabendo da elevada eficiência do ozônio, ele não deixa residual na rede de distribuição, fazendo-se necessária sua associação com o cloro (BARBOSA, 2016). Na Tabela 2 pode ser observado um resumo das principais vantagens e desvantagens da utilização dos dois principais agentes químicos de desinfecção.

Tabela 2: Principais vantagens e desvantagens dos desinfetantes químicos

Cloro		Ozônio	
Vantagens	Desvantagens	Vantagens	Desvantagens
Cloro residual pode ser monitorado	Formação de subprodutos como THMs	Mais eficiente que o cloro na inativação da maioria dos microrganismos	Nenhum efeito residual
Relativamente barato	Necessário longo tempo de contato	Baixo tempo de contato	Altamente corrosivo
Tecnologia bem estruturada e de fácil implementação	Pouco efetivo em doses baixas	Menor espaço de instalação	Relativamente caro
Controle de odor, cor e sabor	Consumidos facilmente por óxidos inorgânicos e componentes orgânicos	Propriedades não são influenciadas pelo pH	Não pode ser transportado, devendo ser produzido no local de uso
	Pode reduzir o pH caso alcalinidade da água for insuficiente		Consumidos facilmente por óxidos inorgânicos e componentes orgânicos
			Altamente operacional e sensível à manutenção

Fonte: METCALF & EDDY, 2004

2.3 Radiação Ultravioleta como Agente Desinfetante

Com o intuito de desenvolver métodos alternativos à cloração, tanto para substituir os métodos químicos quanto para mitigar a formação de THM e outros subprodutos cancerígenos similares, estudou-se os mecanismos de desinfecção microbiológicos a partir de agente físicos. Como exemplo, pode-se citar um dos métodos mais atuais e, também, tema principal deste trabalho: a Radiação Ultravioleta.

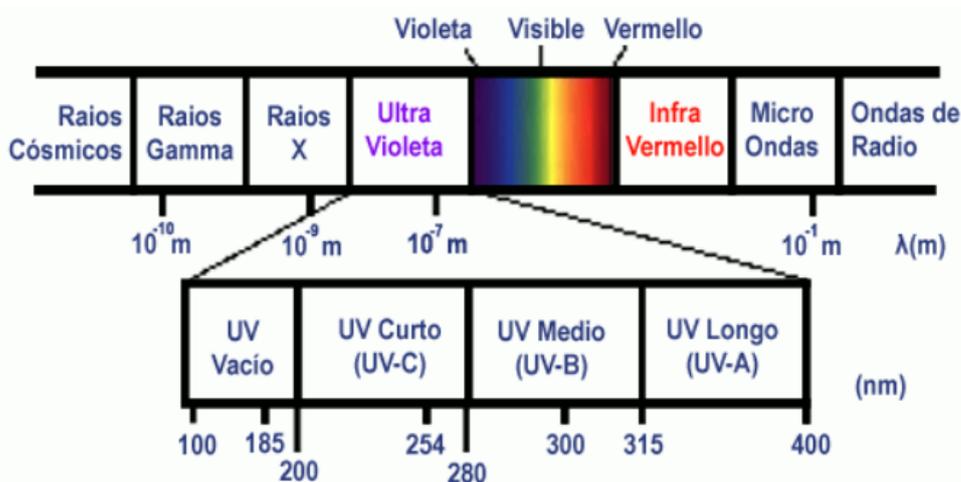
Em contraponto aos métodos apresentados anteriormente, a radiação ultravioleta (UV) atua por meio de um mecanismo físico. O mecanismo de desinfecção é baseado na capacidade que este tipo de luz possui em realizar alterações no DNA e RNA de microrganismos (MEDEIROS, 2010).

O primeiro relato da ação germicida da radiação UV foi de Down & Blunt, em 1878 (KOLLER, 1952). Todavia, a radiação utilizada com o intuito de realizar a desinfecção microbiológica da água para consumo humano começou a ser aplicada apenas no século XX, pelo fato de os equipamentos disponíveis até então não apresentarem satisfatória confiabilidade e sua tecnologia não estar consolidada. Passados os obstáculos, tornou-se muito popular nos países europeus (DANIEL *et al*, 2001).

O início do século XX foi um marco na desinfecção com fontes artificiais de radiação ultravioleta. Em 1901 foi desenvolvida a primeira lâmpada de mercúrio a ser utilizada em sistemas de desinfecção. Quase uma década depois, em 1910, utilizou-se essa tecnologia para desinfecção de águas de abastecimento no município de Marselha, na França (USEPA, 2006). Segundo levantamento realizado em 2014, já existiam cerca de 2000 plantas de desinfecção a partir de lâmpadas ultravioleta no mundo (ORAM, 2014). No Brasil as pesquisas iniciaram apenas em 1977, na Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, no intuito de estudar alternativas para o tratamento de esgoto (CAMPOS & PIZZIRANI, 1977; DANIEL, 1993).

A radiação ultravioleta está compreendida no espectro eletromagnético, o qual pode ser observado na Figura 1, entre os comprimentos de onda dos Raios X e da luz visível (Koller, 1952).

Figura 1: Espectro Eletromagnético



Fonte: Instituto de Física da UFRGS, 2020

2.3.1 Fontes de Radiação UV

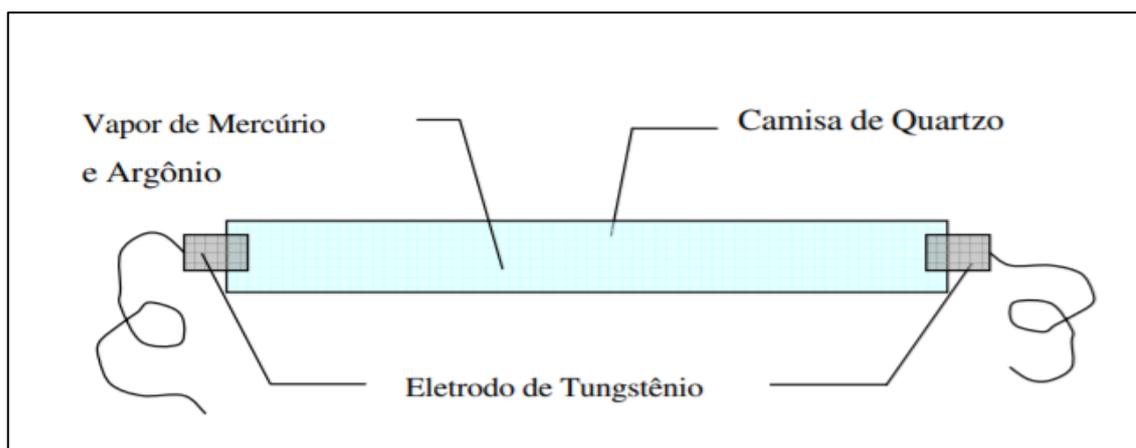
A maior fonte natural que se tem conhecimento de radiação ultravioleta é o Sol. Contudo, a camada de ozônio impede que quantidades significativas de UV-B e UV-C cheguem à superfície terrestre. Também existem as fontes artificiais, como bulbos de lâmpadas incandescentes, bulbos de halogênio e telas de computador (PARROTTA & BEKDASH, 1998).

2.3.2 Lâmpadas Germicidas

As fontes mais comuns em sistemas de desinfecção de águas de abastecimento são as lâmpadas de vapor de mercúrio de baixa e média pressão, tubulares e com diversos valores de potência. Apresentam maior estabilidade, baixo custo e facilidade de funcionamento, além de garantir boa eficiência energética, convertendo satisfatória proporção de potência elétrica em radiação. Comercialmente, mesmo que em menor quantidade, também são utilizadas lâmpadas de deutério e de xenônio (DANIEL *et al*, 2001).

De maneira geral, são constituídas por um tubo hermético de sílica ou quartzo (transmissores de UV), tendo nas extremidades eletrodos de tungstênio com uma mistura de terra alcalina, facilitando a formação do arco dentro da lâmpada. Já no seu interior, é introduzido uma pequena quantidade de mercúrio e de um gás inerte, comumente argônio, no intuito de auxiliar a partida da lâmpada e reduzir as perdas térmicas. A voltagem aplicada nos eletrodos produz uma excitação do mercúrio. Quando retornam a um nível de menor energia, as moléculas emitem radiação na forma de luz ultravioleta. A Figura 2 ilustra os componentes presentes na lâmpada (Alex *et al*, 2002).

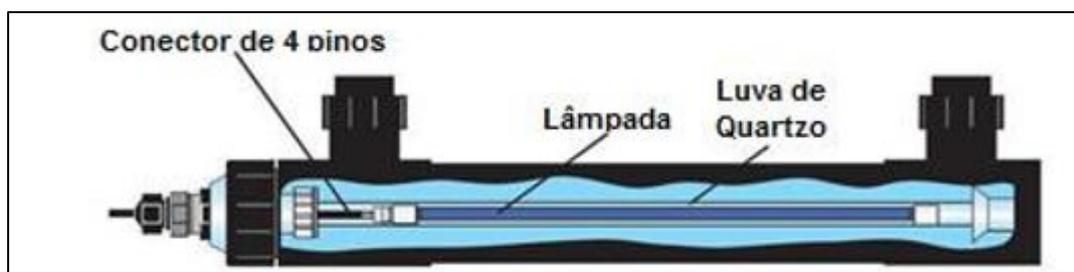
Figura 2: Representação da lâmpada de arco de mercúrio



Fonte: WRIGHT & CAIRNS, 1998

O espectro de emissão depende dos gases presentes no interior do tubo. Tem-se, então, a classificação das lâmpadas em: baixa pressão e baixa intensidade, baixa pressão e alta intensidade e média pressão e alta intensidade (METCALF & EDDY, 2004).

As lâmpadas de vapor de mercúrio de baixa pressão e intensidade produzem radiação monocromática em um comprimento de onda de 254 nm com pressão interna de 0,007 mmHg. Para evitar o contato direto da lâmpada com a água em um reator UV e manter sua temperatura na faixa de 40 °C, existe uma luva de quartzo. Caso a temperatura não seja mantida, parte do mercúrio condensa, reduzindo a quantidade de átomos de mercúrio disponíveis para liberação de fótons de UV. A vida útil de uma lâmpada desse tipo varia entre 9000 a 13000 horas. Já a luva de quartzo pode ser utilizada de 4 a 8 anos, valor dependente do número de ciclos diários. A Figura 3 representa a configuração de uma lâmpada UV dentro de um reator (METCALF & EDDY, 2004).

Figura 3: Lâmpada de vapor de mercúrio em um reator UV

Fonte: PENTAIR, 2020

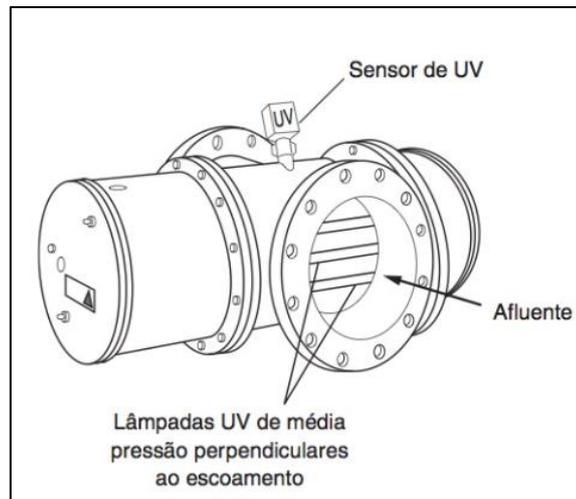
Já as de baixa pressão e alta intensidade são similares às anteriores. Diferenciam-se em: uso da amálgama mercúrio-índio no lugar do mercúrio, altas correntes e operam sob pressão entre 0,001 e 0,01 mmHg. A amálgama confere maior estabilidade na temperatura, mantendo um nível constante de átomos de mercúrio e conferindo maior durabilidade com uma vida útil cerca de 25% maior (METCALF & EDDY, 2004). As lâmpadas de média pressão e alta intensidade funcionam em temperaturas na faixa de 600-900 °C e produzem uma luz UV de espectro bem largo, ou seja, policromático (USEPA,2006).

O funcionamento adequado desses equipamentos a fim de realizar o processo de desinfecção de maneira eficiente é altamente dependente da qualidade da água. Um dos fatores de maior influência é a porcentagem de transmitância da água que, quanto maior for, maior a distância percorrida pela radiação no corpo d'água (CHEIS, 2013). Sendo assim, a presença de sais dissolvidos e matéria orgânica compromete a transmissão da radiação pela água (MEDEIROS, 2010).

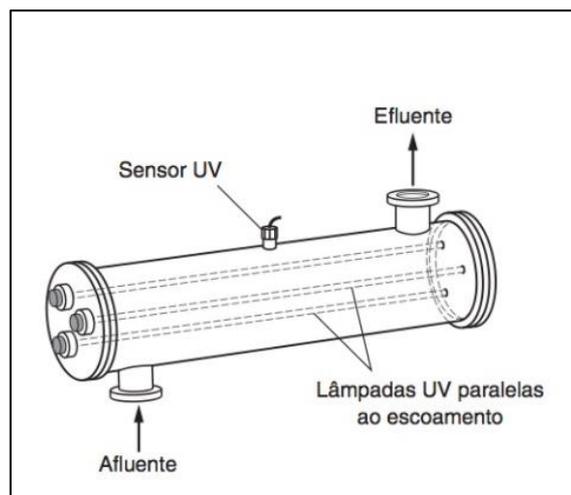
2.3.3 Reator UV

Os sistemas podem operar de duas formas distintas: em canais abertos ou condutos fechados. Em sistemas de tratamento de água os condutos fechados são os mais facilmente encontrados. Com relação a eles, existem dois tipos de configurações diferentes:

- Direção do fluxo da água em relação a posição das lâmpadas: direção do fluxo pode ser perpendicular (Figura 4) ou paralelo (Figura 5) ao posicionamento das lâmpadas (METCALF & EDDY, 2004)
- Número de lâmpadas que compõem o sistema: cada sistema possui uma quantidade singular de lâmpadas, devido aos seus fatores específicos, como qualidade da água, capacidade de descarga da lâmpada, características físicas do reator, etc. (METCALF & EDDY, 2004).

Figura 4: Reator UV de fluxo perpendicular

Fonte: METCALF & EDDY, 2016

Figura 5: Reator UV de fluxo paralelo

Fonte: METCALF & EDDY, 2016

2.3.4 Dose de Radiação UV e Cinética de Desinfecção

Uma das maiores preocupações no dimensionamento de sistemas de desinfecção microbológica de água para consumo humano por meio de lâmpadas ultravioletas é a dosagem de radiação pela qual os microrganismos serão submetidos. É um termo com significado similar à concentração em mg/L quando o desinfetante é uma substância química e, por sua vez, representa a exposição de um dado organismo à irradiação na faixa germicida mencionada anteriormente. Carrega consigo grande apreensão e requer especial atenção, pois, em casos de aplicação de doses subletais, pode ocorrer a indesejada recuperação de uma parcela da população de patógenos, reduzindo drasticamente a eficácia do tratamento (DANIEL *et al*, 2001). Quando bem dimensionado, o sistema pode ser mais efetivo do que a cloração no processo de desinfecção (SHABAN *et al*, 1997).

A dose de radiação ultravioleta é demonstrada matematicamente na Equação 2.5 e é caracterizada como sendo o produto da intensidade de radiação pelo tempo de exposição. Mantendo a mesma dose, o sistema pode alcançar a inativação de um número estipulado de microrganismos em um curto intervalo de tempo e alta intensidade ou em prolongada exposição e baixa intensidade (DANIEL *et al*, 2001).

$$D = I \cdot t \quad (2.5)$$

Onde:

D: dose de radiação ultravioleta (mW.s/cm²);

I: Intensidade de radiação (mW/cm²);

t: tempo de exposição (s).

A fração de sobrevivência, utilizada como parâmetro de análise da eficiência do método utilizada, pode ser observada na Equação 2.6:

$$\frac{N}{N_0} = f(D) \quad (2.6)$$

Onde:

N₀, N: concentração de microrganismos antes e depois da irradiação ultravioleta (organismos/100mL);

f(D): função da dose.

Após uma breve análise, pode-se inferir a dose de UV necessária para um sistema que trabalha em batelada pode ser facilmente calculada através da Equação 2.5.

Entretanto, a realidade da grande maioria dos sistemas de tratamento de água e de reatores de tratamento microbiológico trabalha em regime de escoamento contínuo. Nesse tipo de regime, uma mesma partícula de água está sujeita à variação da intensidade de radiação durante o período de residência no equipamento (DANIEL *et al*, 2001).

A dose de radiação que uma partícula recebe em um pequeno intervalo de tempo é equivalente a I.dt. Para o período todo de residência, pode-se considerar a Equação 2.7. O índice w é relativo à fração de distribuição de intensidades médias no tempo de exposição (DANIEL *et al*, 2001).

$$Dose_w = \int_0^t I \cdot dt \quad (2.7)$$

Também é possível calcular a intensidade média que uma partícula é submetida em relação ao período de exposição. Define-se, portanto, a Equação 2.8:

$$I_w = \frac{1}{t} \int_0^t I \cdot dt \quad (2.8)$$

A água captada não contém apenas microrganismos, mas também matéria orgânica, particulados, substâncias dissolvidas, entre outros, que, em conjunto com a própria água, absorvem a radiação emitida. Essa absorção segue a lei de Beer-Lambert (MOROWITZ, 1950):

$$I = I_0 e^{-\alpha x} \quad (2.9)$$

Onde:

I : intensidade de radiação que passa através da camada de água (mW/cm^2);

I_0 : intensidade emitida pela fonte (mW/cm^2);

x : espessura da camada de água exposta à radiação (cm);

α : coeficiente de absorção (cm^{-1}).

Desprezando a absorção da radiação pelo ar entre a fonte de radiação e a superfície da lâmina, que na superfície ($x = 0$) a intensidade de radiação é máxima ($I = I_0$) e que na profundidade x a intensidade é mínima, faz-se possível o cálculo da intensidade média por meio da integração da Equação de Beer-Lambert (MOROWITZ, 1950):

$$I_m = \frac{I_0}{L} \int_0^L e^{-\alpha x} \quad (2.10)$$

Onde:

I_m : intensidade média (mW/cm^2);

L : espessura da lâmina líquida (cm).

Assim, a intensidade média resultante pode ser observada na Equação 2.11:

$$I_m = \frac{I_0}{\alpha L} (1 - e^{-\alpha L}) \quad (2.11)$$

O coeficiente α é intrinsecamente ligado à qualidade da água e é determinado a partir de medidas de absorvância ou transmitância em comprimento de onda de 254 nm (DANIEL *et al.*, 2001).

É importante salientar que a radiação ultravioleta tem baixo poder de penetração na água e, assim como pode ser observado na Equação 2.11, a intensidade é inversamente proporcional à espessura da lâmina de líquido. Isso demonstra a relevância deste fator no momento de se dimensionar um sistema de desinfecção utilizando este tipo de agente físico (ALEXANDRE; FARIA; CARDOSO, 2008).

Já pela Lei de CHICK-WATSON, a inativação seria (ALEX *et al.*, 2002):

$$\ln \frac{N}{N_0} = -K \cdot I_m \cdot t \quad (2.12)$$

Onde:

K: coeficiente de letalidade ($\text{cm}^2/\mu\text{Ws}$)

I_m : intensidade média da radiação germicida

A Tabela 3 apresenta valores de coeficiente de letalidade à UV de alguns dos principais microrganismos presentes em recursos hídricos utilizados pelas companhias de saneamento (PIRES *et al*, 1998):

Tabela 3: Constante de Inativação UV.

Microrganismo	K ($\text{cm}^2/\mu\text{Ws}$)
<i>E. coli</i>	$2,50 \times 10^{-3}$
<i>P. aeruginosa</i>	$1,74 \times 10^{-3}$
<i>A. hydrophila</i>	$2,20 \times 10^{-3}$
<i>E. faecalis</i>	$1,23 \times 10^{-3}$
<i>V. cholerae</i>	$2,07 \times 10^{-3}$

Fonte: PIRES *et al.*, 1998

É importante salientar que não há residual desinfetante após o processo, exigido pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, publicado em 2017 (BRASIL, 2017), legislação atualmente vigente. Uma possível alternativa é a adição de cloro após exposição ao tratamento com lâmpadas ultravioletas com o objetivo de conferir residual desinfetante na rede de distribuição (DANIEL *et al*, 2001).

Fatores como pH, temperatura e alcalinidade não interferem na eficiência de desinfecção do método, visto que radiação ultravioleta é energia na forma de ondas eletromagnéticas. Entretanto, ao realizar o tratamento de água dura, por exemplo, pode ocorrer a deposição de sais pouco solúveis, como CaCO_3 no tubo que reveste a lâmpada, reduzindo, assim, a transmissão de radiação. Além disso, a presença de matéria orgânica, sais e compostos como ferro, sulfeto, nitrito e fenol absorvem radiação ultravioleta no comprimento de 254 nm, enquanto os microrganismos podem utilizar material particulado em suspensão como forma de proteção à radiação incidente (DANIEL *et al*, 2001).

Contudo, não existe, no Brasil, valores pré-estabelecidos na legislação de doses mínimas a serem adotadas em sistemas de desinfecção com radiação ultravioleta. Diversas características devem ser levadas em consideração, entre elas: características físico-químicas da água, nível de contaminação microbiológica, impacto das etapas de tratamento anteriores à desinfecção sobre os microrganismos, histórico epidemiológico e grau de risco a ser assumido (Alex *et al*, 2002). Na Tabela 4, pode-se observar algumas recomendadas nos Estados Unidos e em alguns países da Europa (PARROTTA & BEKDASH, 1998, WRIGHT & CAIRNS, 1998).

Tabela 4: Doses mínimas de UV recomendadas para desinfecção

Órgãos Regulamentares	Dose Recomendada (mW.s/cm ²)	Observações
1) Entidades		
Department of Health, Education and Welfare, USA	16	Padrão para desinfecção de barcos
American National Standards Institute, USA	38	Classe A - desinfecção de vírus e bactérias
	16	Classe B - desinfecção complementar
USEPA	21	Remoção de 2 log vírus hepatite A
	36	Remoção de 3 log vírus hepatite A
2) Estados dos EUA		
Arizona e Carolina do Norte	38	Idem ANSI/NSF Classe A
Nova Jersey, Pensilvânia e Utah	16	Desinfecção de águas subterrâneas
3) Países da Europa		
Áustria	30	
França	25	
Noruega	16	

Fonte: PARROTA & BEKDASH, 1998, WRIGHT & CAINS, 1998

Como cada microrganismo responde de maneira singular quando submetido a diferentes doses de radiação UV, procura-se uma média em que a dose consiga ser eficaz a uma determinada gama de patógenos. Para isso, é feito uma contagem de microrganismos presentes antes e depois da exposição em diversas amostras de água tratadas com variadas doses de UV.

Em posse desses dados, pode-se analisar a curva de resposta, a qual é um gráfico log, sendo inativação do organismo versus taxa de dose UV aplicada. A Tabela 5 exemplifica essa análise. As unidades de referência indicam que 1-log de inativação corresponde a uma

redução de 90% da população de microrganismos. 2-log corresponde a uma redução de 99%, 3-log a uma redução de 99,9% e assim por diante.

Tabela 5: Dose média requerida para inativação de alguns dos principais patógenos conhecidos

Patógenos	Dose média de UV (mJ/cm ²) requerida para inativação			
	1-log	2-log	3-log	4-log
<i>Cryptosporidium parvum</i> - oocisto	3,0	4,9	6,4	10
<i>Giardia lamblia</i> - cisto	NA	< 5	< 10	< 10
<i>Giardia muris</i> - cisto	1,2	4,7	NA	NA
<i>Vibrio cholerae</i>	0,8	1,4	2,2	2,9
<i>Escherichia coli</i> O157: H7	1,5	2,8	4,1	5,6
<i>Salmonella typhi</i>	1,8 - 2,7	4,1 - 4,8	5,5 - 6,4	7,1 - 8,2
<i>Salmonella enteritidis</i>	5	7	9	10
<i>Legionella pneumophila</i>	3,1	5	6,9	9,4
Hepatitis A virus	4,1 - 5,5	8,2 - 1,4	12 - 22	16 - 30
Poliovírus Tipo 1	4 - 6	8,7 - 14	14 - 23	21 - 30
Rotavírus SA11	7,1 - 9,1	15 - 19	23 - 26	31 - 36

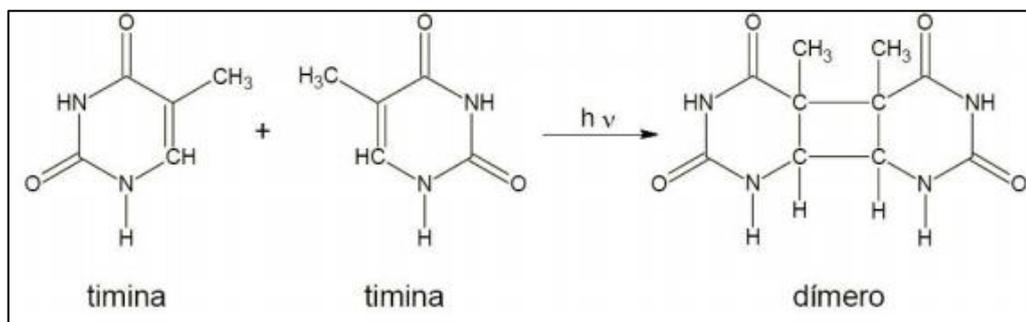
Fonte: USEPA, 1999

2.3.5 Mecanismos de Inativação

Diferentemente dos agentes desinfetantes químicos que, por meio de reações químicas inativam os microrganismos presentes na água, a radiação ultravioleta inviabiliza os patógenos por meio da absorção de luz de alta energia. Com isso, reações fotoquímicas são promovidas com os componentes fundamentais das células, afetando o funcionamento normal das mesmas, como, por exemplo, interrompendo o mecanismo de duplicação (USEPA, 1999).

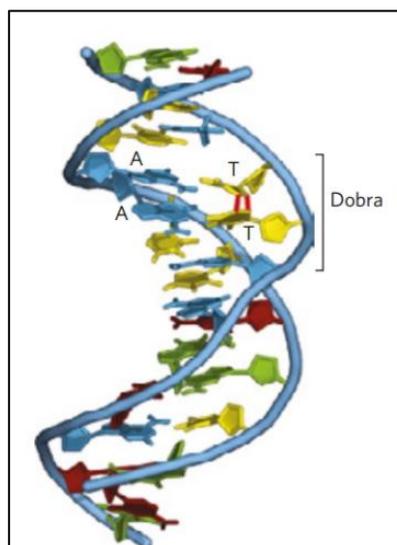
Classificada como radiação não ionizante, a luz ultravioleta causa danos diretamente às fitas de DNA dos microrganismos expostos. Ela gera ligações entre as bases pirimídicas adjacentes, sendo a timina a base nitrogenada mais propensa a sofrer este tipo de reação. O dímero formado, por sua vez, impede a correta duplicação do DNA, impossibilitando a reprodução dos microrganismos. Constatou que o comprimento de onda de cerca de 260 nm possui o maior efeito germicida. Este comprimento de onda impede a ação das fotoliasas, enzimas responsáveis pelo reparo da fita de DNA através da separação do dímero formado nas duas bases nitrogenadas originais (TORTORA; FUNKE; CASE, 2017). As Figuras 6 e 7 ilustram o processo que ocorre na fita de DNA afetada.

Figura 6: Reação de Dimerização



Fonte: NEVES, 2008

Figura 7: Fita de DNA modificada



Fonte: NELSON; COX, 2019

2.3.6 *Uso da Radiação UV pelo Mundo*

A partir do momento que a tecnologia se tornou confiável, alguns países europeus começaram a adaptar suas instalações a fim de substituir a desinfecção química por lâmpadas ultravioletas. No ano de 1985 já existiam 500 estações instaladas com radiação UV na Suíça e 600 na Áustria. Posteriormente, Noruega e Holanda começaram a implantar esta tecnologia. (TINOCO, 2010). Dados de 2014 apontam que existiam, naquele ano, aproximadamente 2.000 instalações desse tipo pelo mundo e aproximadamente 60.000 reatores de desinfecção com lâmpada UV operando (ORAM, 2014).

Uma das maiores estações de tratamento de água potável com desinfecção UV está instalada na cidade de Nova Iorque, nos Estados Unidos. Capaz de produzir cerca de 7,6 bilhões de litros de água tratada por dia, a estação abastece a maioria da população do município, que conta com mais de 8 milhões de pessoas (TROJAN, 2010).

A estação é alimentada pela bacia hidrográfica Catskill/Delaware, distante 161 km da cidade. Anteriormente, a água não era filtrada e não era submetida a processos de desinfecção microbiológica, tendo em vista que a bacia era de boa qualidade e pronta para o uso. Entretanto, em 2006, a USEPA decidiu que todas as unidades de fontes superficiais que não passavam por processos de filtração deveriam adotar algum tipo de tratamento a fim de garantir a inativação de protozoários do gênero *Cryptosporidium* (TROJAN, 2010).

Inicialmente foi proposto pelos engenheiros responsáveis pelo projeto um sistema moderno de filtração, o qual foi posteriormente descartado devido ao seu elevado custo. A Trojan, uma das maiores empresas do ramo de desinfecção ultravioleta do país, propôs um sistema composto por lâmpadas de baixa pressão com alta capacidade de vazão. Assim, os custos com energia elétrica seriam minimizados, enquanto a eficiência da desinfecção seria maximizada. O sistema instalado é capaz de reduzir em 3 log microrganismos como *Giardia* e *Cryptosporidium* (TROJAN, 2010).

Outra grande capital mundial a aderir à tecnologia foi Moscou. Com o aumento populacional das últimas décadas, cresceu a preocupação das autoridades locais com relação ao impacto ambiental que poderia ser causado pelo tratamento convencional de água. Com o objetivo de contornar este problema, chegaram à conclusão de que a melhor decisão seria a de adaptar suas duas principais estações de tratamento, a Kuryanovskiye WWTP e a Lyubebretskiye WWTP, ao tratamento microbiológico com lâmpadas UV (WATERWORLD, 2014).

No ano de 2014, as duas estações eram responsáveis pelo tratamento de mais de 16 milhões de litros de água por dia, abastecendo as residências de mais de 14 milhões de russos (WATERWORLD, 2014).

2.3.7 *Vantagens e Desvantagens da Radiação UV*

Estudo realizado em 2014 pela EPA (*United States Environmental Protection Agency*) reportou que o custo médio da etapa de desinfecção microbiológica do processo de produção de água potável por UV foi de \$0,086/m³, cerca de 10% a mais do que a desinfecção com cloro gasoso (CASHMAN, 2014).

Já a definição do custo total de produção de água potável em um país de dimensões continentais como é o caso do Brasil não é uma tarefa simples. A realidade de cada região tem peso significativo neste cálculo, ainda mais com a dificuldade que se tem em disponibilizar aos municípios uma infraestrutura adequada ao tratamento e distribuição de água. Em 2015 estimou-se que o custo médio de produção de água potável no Brasil foi em torno de R\$ 2,49/m³ (IBGE, 2018).

A Tabela 6 apresenta um resumo das principais vantagens e desvantagens da utilização dessa tecnologia.

Tabela 6: Características gerais de Sistemas de Desinfecção UV

Vantagens	Desvantagens
Eficaz para muitos vírus, bactérias e protozoários	Matéria dissolvida ou em suspensão reduz a intensidade da radiação
Não produz residual tóxico	Não produz efeito residual
Não altera qualidade da água como pH, gosto, odor, cor, corrosividade e turvação	Design hidráulico do sistema é crítico
Requer pouco espaço	A única forma de monitoramento das doses é através de medidas secundárias como leitura de sensores, transmitância, taxas de fluxo de água, etc.
Sistema simples e de baixo custo operacional e de manutenção	Fornecimento de energia elétrica deve ser ininterrupto
Rápido. Doses efetivas de desinfecção em poucos segundos	Resíduos gerados pelas lâmpadas ao fim de sua vida útil
Mais seguro quando comparado ao uso de desinfetantes químicos	Paradas da planta para a troca das lâmpadas

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY, 2004

3 Materiais e Métodos

Como pode ser observado, a eficiência do tratamento de água através da radiação ultravioleta apresenta resultados positivos e significativos. No entanto, certos fatores requerem especial atenção no momento em que um sistema de desinfecção microbiológica por meio destas lâmpadas é dimensionado.

Sabendo que a radiação ultravioleta é utilizada, de maneira geral, para desinfecção de superfícies, definiu-se, como objeto de estudo, a variação da eficiência do tratamento em diferentes espessuras de lâminas d'água. Além disso, variou-se também o tempo de residência das amostras, a fim de determinar uma situação ótima de trabalho caso o experimento pudesse ser extrapolado para um processo contínuo.

Com o objetivo de realizar experimentos de acordo com a realidade da água coletada pelas estações de tratamento, entrou-se em contato com o Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) de Porto Alegre para o recolhimento de amostras de água não tratada. O laudo constatando a presença de *E. coli* no ponto de captação está presente no Anexo A, Figura A.1.

As coletas de amostras foram programadas para serem realizadas na manhã do dia em que seriam feitos os experimentos. Foi utilizado um galão devidamente esterilizado de 5 litros cedido pelo Laboratório Central do Rio Grande do Sul (Lacen), no município de Porto Alegre. A primeira coleta foi realizada no dia 12 de setembro de 2019 às 10 horas da manhã. As demais coletas seriam programadas para o início do semestre letivo de 2020, entretanto, em função da pandemia, não puderam ser realizadas.

3.1 Planejamento Experimental

Os experimentos foram organizados em um delineamento fatorial do tipo 3^2 , ou seja, dois fatores observados simultaneamente em três níveis diferentes cada, com o objetivo de observar a influência dos mesmos no tratamento microbiológico utilizando lâmpadas ultravioletas.

Os fatores utilizados foram: tempo de tratamento e espessura da lâmina d'água. Os tempos de tratamento estudados foram de 5, 10 e 15 minutos. Já as espessuras de lâmina d'água foram definidas através de três volumes de amostra distintos adicionados em placas de Petri, correspondendo a 15, 30 e 45 mL em cada um dos níveis. Levando em consideração que as dimensões das placas de Petri utilizadas eram de 90 x 15 mm, as espessuras utilizadas, após conversão, foram de: 2.4, 4.7, e 6.3 mm (RODRIGUES, 2005).

Além disso, separou-se uma parcela da amostra original para ser utilizada como controle com a finalidade de comparar os resultados após o tratamento.

3.2 Tratamento com Lâmpada Ultravioleta

Com o preparo das amostras finalizado, encaminhou-se para a parte do tratamento em si. Nessa etapa foi utilizada uma câmara de fluxo laminar do Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, a qual é equipada com lâmpada ultravioleta. Em cada um dos tempos determinados, adicionou-se os volumes mencionados às placas de Petri, as quais foram alocadas ao centro da capela, e as lâmpadas UV foram

ligadas. No total foram três bateladas, visto que, em cada um dos três tempos selecionados, era possível o tratamento das três profundidades escolhidas.

3.3 Avaliação do Efeito do Tratamento

Logo após, as amostras, tanto tratadas como as de controle, foram encaminhadas para as etapas de diluição seriada e plaqueamento em profundidade. Foram utilizados meio de cultivo sólido para posterior análise do efeito do tratamento através da estimativa do crescimento microbiano. Todos estes procedimentos serão detalhadamente abordados a seguir.

3.3.1 Preparo do Meio de Cultura

O meio de cultura selecionado para o plaqueamento foi o Luria Bertani, LB, o qual é muito utilizado para o crescimento de *E. coli*. Vale ressaltar que existe a possibilidade de ocorrer o crescimento de outras colônias de microrganismos além de *E. coli* e que, por limitações técnicas, não foi realizada a identificação das colônias que cresceram nas placas. Os reagentes e as proporções utilizadas seguiram as recomendações de boas práticas laboratoriais e foram as seguintes (DÖBEREINER, 1999):

- Peptona: 10 g/L
- Extrato de Levedura: 5 g/L
- Cloreto de Sódio: 5 g/L
- Ágar: 15 g/L

Cada reagente foi individualmente pesado e acondicionado em um Erlenmeyer de 1000 mL, completando-se o nível com água destilada. A solução foi homogeneizada por um agitador magnético. Posteriormente, o recipiente foi tampado com algodão e papel alumínio para ser encaminhado para a etapa de esterilização em autoclave a 121°C e 1 atm por 15 minutos. O equipamento utilizado pode ser observado na Figura 8.

Figura 8: Autoclave utilizado nos experimentos



Fonte: Adquirida pelo autor, 2019

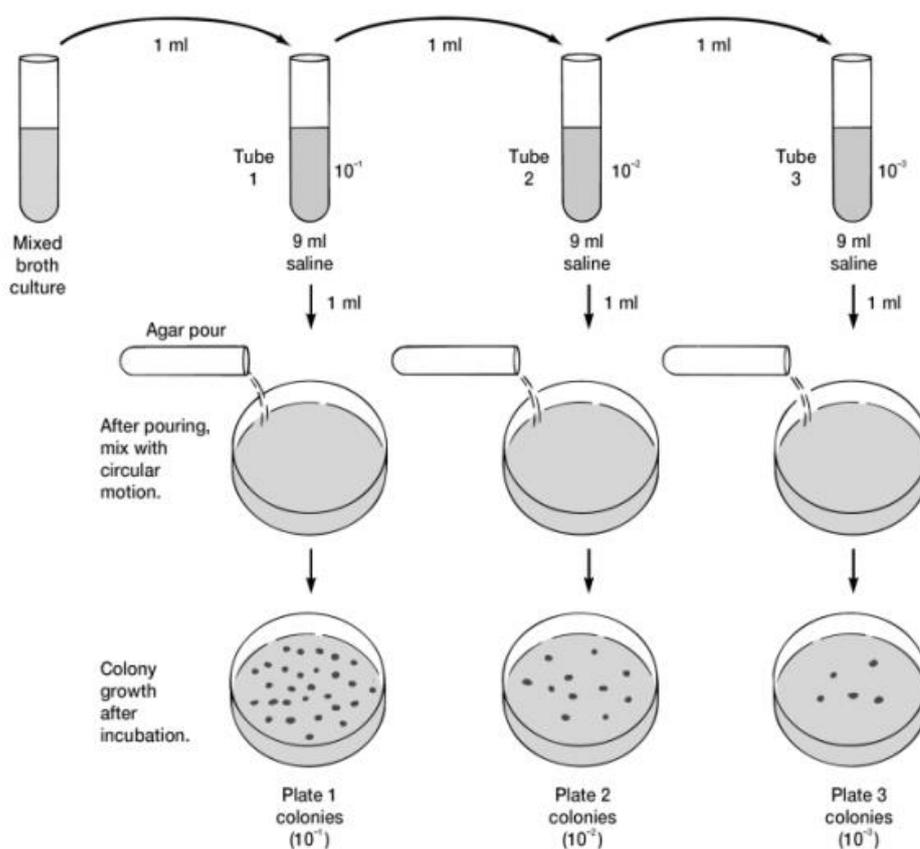
3.3.2 Plaqueamento em Profundidade “Pour Plate” e Diluição Seriada

Para possibilitar a contagem de Unidades Formadoras de Colônia (UFC), utilizou-se o método de diluição seriada. Para isso, preparou-se uma solução de NaCl 0,9%, acondicionada em tubos do tipo Eppendorf de 2 mL e encaminhados para esterilização em autoclave nas mesmas condições às quais o meio de cultura foi submetido.

Foram realizadas duas diluições, tanto para o controle quanto para cada um dos tratamentos. A primeira diluição utilizou 0,1 mL da amostra original e 0,9 mL de solução salina. Já a segunda utilizou 0,1 mL da primeira diluição e 0,9 mL de solução salina.

O método para inoculação das amostras escolhido foi o plaqueamento em profundidade ou “pour plate”. Nele, o inóculo é dispensado em placas de Petri vazias e esterilizadas, adicionando-se o meio de cultura posteriormente a uma temperatura de aproximadamente 45 °C. A homogeneização é realizada por meio de movimentos em forma de “oito”. Com a completa solidificação do meio, as placas são incubadas em estufa. É importante destacar que a amostra de controle, a solução estoque e ambas diluições foram preparadas em duplicatas a fim de se obter o resultado mais significativo. Com isso, o número de UFC final é dado pela média da contagem das duas placas. A Figura 9 ilustra o procedimento.

Figura 9: Diluição Seriada e Plaqueamento em Profundidade



Fonte: (ABUSHATTAL; ALNAIMAT, 2012)

3.3.3 Contagem em Placas

Para realizar a contagem de microrganismos, o método da contagem em placas é um dos mais comuns e de fácil realização. Ele é baseado na capacidade de reprodução dos microrganismos em um meio de cultura adequado. Com a multiplicação microbiana, a qual ocorre no período de 24 a 48 horas após o plaqueamento, começa a ocorrer o acúmulo de bactérias em pontos visualmente distintos (GUERRA, 2016).

O cômputo dos resultados como Unidade Formadora de Colônia (UFC) pode ser descrito por unidade de peso, volume, área, entre outras. Para isso, é necessário realizar a contagem manual do número de colônias formadas em cada uma das placas. Considera-se a contagem de até, aproximadamente, 300 UFC em uma única placa de Petri. O número mínimo depende do protocolo utilizado, podendo ser encontrado valores entre 15 e 25 UFC por placa. O limite máximo é estipulado devido à dificuldade de contagem em placas com muitas colônias. Já o limite inferior é estipulado para que os testes tenham significância estatística (GUERRA, 2016).

Para expressão do resultado em UFC por mL de amostra, primeiramente, é realizada a contagem em cada uma das placas da duplicata e feita uma média aritmética simples, como pode ser observado na Equação 3.1:

$$Média = \frac{C_1 + C_2}{2} \quad (3.1)$$

Onde:

C_1 : número de colônias contabilizadas na placa 1;

C_2 : número de colônias contabilizadas na placa 2;

Posteriormente, utiliza-se a Equação 3.2 para expressar o resultado final levando em consideração o fator de diluição e a alíquota de amostra utilizada:

$$\frac{UFC}{mL} = Média \times \frac{1}{f_d} \times \frac{1}{v_a} \quad (3.2)$$

Onde:

f_d : fator de diluição;

v_a : volume da alíquota utilizada (mL).

4 Resultados e Discussão

O preparo do meio de cultura, solução salina e esterilização de todos os equipamentos a serem utilizados nos experimentos ocorreu no dia 11 de setembro de 2019. No dia 12 de setembro de 2019, pelo período da manhã, ocorreu a coleta da amostra de água não tratada junto ao DMAE. Seguiu-se, então, todo procedimento detalhado em materiais e métodos. A contagem de UFC foi realizada no dia 13 de setembro de 2019, 24 horas após o término da primeira rodada de tratamentos. Os resultados podem ser observados nos Quadros 1, 2, 3 e 4.

Quadro 1: Resultado do crescimento de colônias nas amostras de controle

Diluição	0	-1	-2
Controle	Mais de 300 colônias	78 colônias grandes + 300 colônias pequenas	13 colônias grandes + 140 colônias pequenas
	Mais de 300 colônias	149 colônias grandes + 300 colônias pequenas	10 colônias grandes + 149 colônias pequenas

Quadro 2: Resultado do crescimento de colônias no tempo de tratamento igual a 5 minutos

		Tempo de Tratamento		
		5 min		
		Fator de Diluição		
		0	-1	-2
Espessura lâmina d'água (Volume da placa de Petri)	15 mL	9	2	-
		10	1	-
	30 mL	-	-	-
		-	-	-
	45 mL	-	-	-
		-	-	-

Quadro 3: Resultado do crescimento de colônias no tempo de tratamento igual a 10 minutos

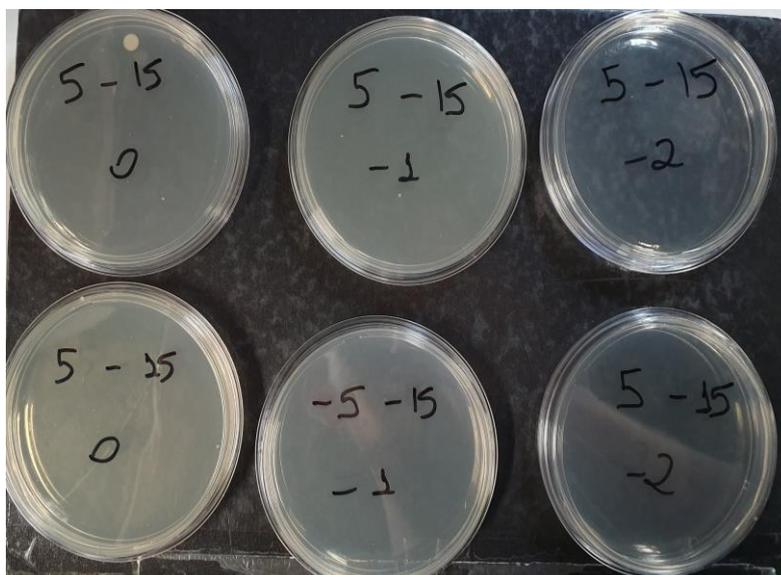
	Tempo de Tratamento	10 min		
	Fator de Diluição	0	-1	-2
Espessura lâmina d'água (Volume da placa de Petri)	15 mL	-	-	-
		-	-	-
	30 mL	-	-	-
		-	-	-
	45 mL	-	-	-
		-	-	-

Quadro 4: Resultado do crescimento de colônias no tempo de tratamento igual a 15 minutos

	Tempo de Tratamento	15 min		
	Fator de Diluição	0	-1	-2
Espessura lâmina d'água (Volume da placa de Petri)	15 mL	-	-	-
		-	-	-
	30 mL	-	-	-
		-	-	-
	45 mL	-	-	-
		-	-	-

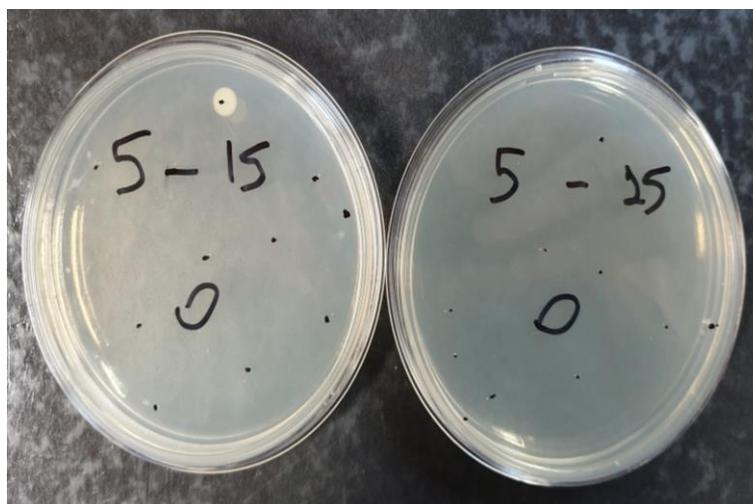
Como pode ser observado, os resultados foram muito promissores, uma vez que não houve crescimento de microrganismos nas maiores espessuras de lâminas d'água analisadas, mesmo no tempo de tratamento de 5 minutos. Ao contrário do que era esperado, como pode ser constatado no Quadro 2 e contemplado nas Figuras 10 e 11, o tratamento de menor espessura e menor tempo de contato foi o único que apresentou crescimento de microrganismos, possivelmente contaminação durante manipulação. Já a Figura 12 representa os resultados obtidos para o grupo de controle, os quais estão descritos no Quadro 1. Por fim, na Figura 13, pode-se verificar a eficiência do tratamento.

Figura 10: Placas com resultado positivo para crescimento de colônias: espessura correspondente a 15 mL e tempo de residência igual a 5 minutos em todas as diluições.



Fonte: Adquirida pelo autor, 2019

Figura 11: Tratamento com espessura de lâmina d'água correspondente a 15 mL e tempo de residência igual a 5 minutos na diluição zero (Quadro 2).



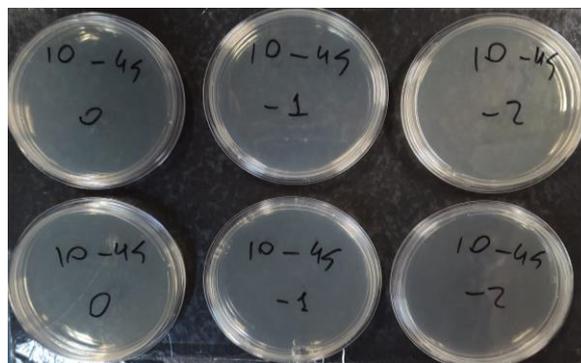
Fonte: Adquirida pelo auto, 2019

Na Figura 12 é possível observar o grupo de controle e o respectivo crescimento de colônias em cada uma das diluições da amostra original.

Figura 12: Crescimento de colônias no grupo de controle (Quadro 1)

Fonte: Adquirida pelo autor, 2019

Já a Figura 13, a qual representa o tratamento de profundidade equivalente a 45 mL de amostra com um tempo de residência igual a 10 minutos, cujos resultados estão expressos no Quadro 4, pode ser colocada como representante de todos os outros testes feitos, visto que os resultados foram os mesmos: nenhum crescimento de colônias de microrganismos.

Figura 13: Tempo de tratamento de 10 minutos em profundidade de 45 mL (Quadro 4)

Fonte: Adquirida pelo autor, 2019

Devido ao fato de os resultados terem sido semelhantes em todas as condições testadas, seriam necessários experimentos em condições limites (menores tempo e/ou maiores espessuras) para, assim, possibilitar a análise através de modelos matemáticos gerados pelo planejamento experimental. Infelizmente, em virtude da pandemia do novo Coronavírus, o acesso aos laboratórios foi impossibilitado, limitando, assim, o progresso do presente trabalho.

5 Considerações Finais

A capacidade adaptativa e criativa em momentos adversos possibilitou a evolução dos seres humanos. Doenças, guerras e fome marcaram a história de grande parte das civilizações, forçando-as ao desenvolvimento de alternativas para garantir sua sobrevivência. Contudo, com o grau de avanço científico atingido, a prevenção de crises deve ser o novo propulsor na busca por novas tecnologias, a fim de garantir a utilização sustentável dos recursos do planeta, bem como a segurança e bem-estar de todos os seres que nele habitam.

Neste contexto, o presente trabalho demonstrou alguns dos principais desafios enfrentados no processo de desinfecção microbiológica da água para consumo humano. Os problemas têm origem ainda no ponto de captação, o qual é afetado pela poluição e complexidade dos despejos urbanos, industriais e/ou agrícolas ao qual os corpos d'água estão sujeitos ao longo de seus cursos.

Sabendo que o processo convencional a base de cloro terá sua eficiência drasticamente reduzida pelo aumento da complexidade da água no ponto de captação, é imprescindível o estudo de novos métodos a fim de contemplar o maior número de realidades distintas.

A desinfecção microbiológica utilizando radiação ultravioleta comprovou sua eficiência, praticidade e confiabilidade. Demonstrou, também, que embora necessite de uma espessura delgada de lâmina d'água, tende a permitir certa folga operacional, uma vez que os resultados preliminares da primeira rodada de testes possibilitaram esta inferência. Além disso, não ocorre a geração de subprodutos prejudiciais à saúde das pessoas, como é caso dos trihalometanos no tratamento utilizando derivados de cloro. Em contrapartida, a presença de matéria orgânica e sais dissolvidos reduz a eficiência do tratamento pelo fato de absorverem parte da radiação incidente. Além disso, o fornecimento de energia elétrica deve ser contínuo o que pode, dependendo da região, ser um impeditivo devido ao seu elevado preço.

Como mencionado no presente trabalho, planejou-se uma série de experimentos para o primeiro semestre do ano de 2020 no intuito de estudar de maneira aprofundada a influência da espessura da lâmina d'água na eficiência do tratamento. Infelizmente, devido à pandemia da COVID-19, o acesso aos laboratórios foi impossibilitado, bem como a coleta de água na companhia de saneamento.

É importante ressaltar que os métodos de desinfecção abordados nada mais são do que tentativas de resolução paliativas de uma questão complexa. Um esforço que poderia render resultados positivos, aliado aos mecanismos avançados de tratamento de água, é o de recuperar e proteger os mananciais responsáveis pelo abastecimento das cidades. Simplificando o processo de tratamento e reduzindo o risco à saúde da população.

Referências

Agência Nacional de Águas. **Água Mata mais que Guerras**. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/noticias-antigas/agua-mata-mais-que-guerras.2019-03-14.4420526934>>. Acessado em: 30 mar. 2020.

ALEXANDRE, Fernanda Antunes; FARIA, José de Assis Fonseca; CARDOSO, Claudio Fernandes. Avaliação da eficiência da radiação ultravioleta na esterilização de embalagens plásticas. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, n. 5, p. 1524-1530, 2008.

Antony van Leeuwenhoek: inventor do microscópio. **J. Bras. Patol. Med. Lab., Rio de Janeiro**, v.45, n.2, abr. 2009. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-24442009000200001&lng=pt&nrm=iso>. acessos em 25 ago. 2020.

AWWA, A. P. H. A. et al. Standard methods for the examination of water and wastewater. **Washington, DC Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, v. 20, 1998.

AZAMBUJA, Camila Bernardes. **Descrição da Doença Diarreica Aguda notificada no Rio Grande do Sul, no período de 2007 a 2017**. 2018. 29p. EPISUS Fundamental. Porto Alegre, 2018.

BAKER, M.N; (1949). The quest for pure water. In: LEAL, F.C.T. (2001). **Contribuição ao estudo da remoção da cor natural no tratamento das águas de abastecimento**. 155p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais.

BARBOSA, Alene de Oliveira et al. **Uso da Radiação Ultravioleta como Técnica Avançada de Tratamento de Água**. 2016

BOLTON, J. R. UV Disinfection: **An Overview of its Application and Cost Effectiveness for Water and Wastewater Treatment**. A technical symposium, Costa Mesa, CA. 2000.

BOLTON. J. R. (1999). **Light compendium: ultraviolet principles and applications**. EPA-Newsletter, n.66, p9-37.

BRASIL. **Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da qualidade da água para consumo humano**. 2014.

Brasil. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). **Manual de Cloração de Água em Pequenas Comunidades Utilizando o Clorador Simplificado Desenvolvido pela FUNASA**. Brasília, 2014.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). **Manual de fluoretação de água para consumo humano**, 2012.

BRASIL. Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde. **Anexo XX**, out 2014.

BRK Ambiental. **Afinal, colocar cloro na água é uma boa opção? Entenda!** Brasil, 2019. Disponível em: <<https://blog.brkambiental.com.br/cloro-na-agua/>>. Acesso em: 26 ago. 2020

BRK AMBIENTAL. **Conheça as Etapas do Processo de Tratamento de Água**, 2018. Disponível em: < <https://blog.brkambiental.com.br/etapas-tratamento-de-agua/>>. Acesso em: 05 out. 2020.

BÜHLER, H. F. et al. **Análise espacial de indicadores integrados de saúde e ambiente para morbimortalidade por diarreia infantil no Brasil**, 2010. Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 30(9):1921-1934, set, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/0102311X00078013>>. Acesso: 25 ago. 2020

CACCIO, S.; PUTIGNANI, L. *Epidemiology of human Cryptosporidiasis* in CACCIO, S. M.; WIDMER, G. editors (2014). **Cryptosporidium: Parasite and Disease**. Springer, 2014.

CACCIO, S.; SPRONG, H. (2011). *Epidemiology of Giardiasis in Humans* in LUJÀN, H. D.; SVÄRD, S. editors **Giardia: A model Organism**. Springer, 2011.

CAESB. **Como a Água é Tratada**, 2020. Disponível em: < <https://www.caesb.df.gov.br/como-a-agua-e-tratada.html>>. Acesso em: 05 out. 2020.

CAIRNCROSS, S.; FEACHEM, R.G. (1990). **Environmental health engineering in the tropics: an introductory text**. 4. ed. Chichester, John Wiley & Sons. 283p., apud HELLER, L. (1997). **Saneamento e saúde**. Brasília, OPAS/OMS. 97p.

CAMPOS, J.R.; PIZZIRANI, J.A. (1977). **Desinfecção com radiação ultravioleta**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 9., Belo Horizonte. 17p.

CANTUSIO NETO, R. et al. *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.

CASHMAN, S. et al. Environmental and cost life cycle assessment of disinfection options for municipal drinking water treatment. **US Environmental Protection Agency: Cincinnati, OH, USA**, 2014.

CEVS. **Toxoplasmose: análise preliminar dos dados coloca água e hortaliça com possíveis origens do surto**, 2018. Disponível em: < <https://www.cevs.rs.gov.br/toxoplasmose-analise-preliminar-dos-dados-coloca-agua-e-hortalica-como-possiveis-origens-do-surto>>. Acesso em: 08 out. 2020.

COHN, P.D.; COX, M.; BERGER, P.S. (1999). Health and aesthetic aspects of water quality. In: **Water quality and treatment**. 5.ed. USA, McGraw-Hill Inc.

COMUSA. Serviço de Água e Esgoto de Novo Hamburgo, **Tratamento de Água**. Disponível em: <http://www.comusa.rs.gov.br/index.php/saneamento/tratament_oagua>. Acessado em: 09 abr. 2020.

DANIEL, L. A. **Processos de Desinfecção e Desinfetantes Alternativos na Produção de Água Potável**. Projeto Prosab, Rio de Janeiro: Rima/ABES, 2001.

DANIEL, L.A. **Desinfecção de esgoto com radiação ultravioleta: fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos**. São Carlos, 164p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

DANIEL, Luiz Antonio et al. Métodos alternativos de desinfecção da água. In: **Métodos alternativos de desinfecção da água**. Prosab, 2001.

DEZUANE, J. (1997). Microbiological parameters. In: **Drinking water quality**. USA, John Wiley & Sons Inc. 575p.

DÖBEREINER, Johanna; ANDRADE, V. de O.; BALDANI, V. L. D. Protocolos para preparo de meios de cultura da Embrapa Agrobiologia. **Embrapa Agrobiologia-Documentos (INFOTECA-E)**, 1999.

FEACHEM, R.G. (1983). **Detection, survival, and removal of pathogens in the environment**. In: Sanitation and disease health aspects of excreta and wastewater management. John Wiley & Sons.

FILHO, Ferreira; SECKLER, Sidney. **Tratamento de água: concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. – 1. ed. – Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

G1. **Um ano após surto de toxoplasmose ser confirmado em Santa Maria, ainda não há laudo sobre contaminação**, 2019. Disponível em: < <https://g1.globo.com/rs/rio-grande-do-sul/noticia/2019/04/19/um-ano-apos-surto-de-toxoplasmose-ser-confirmado-em-santa-maria-ainda-nao-ha-laudo-sobre-contaminacao.ghtml>>. Acesso em: 08 out. 2020.

GUERRA, André Fioravante. Microbiologia de Alimentos. **Métodos de Contagem**. Valença, 1ª Edição, 2016. 28p.

HAGLER, A.N et al. **Microbiologia sanitária**. In Roitman, I.; Travassos, L.R.; Azevedo, J.L. Tratado de microbiologia, Manole. São Paulo, Brasil. 1988

HARM, W. (1980). **Biological effects of ultraviolet radiation**. New York, Cambridge University Press. 216p.

IBGE. **Brasil consome 6 litros de água para cada R\$ 1 produzido pela Economia**, 2018. Disponível em: <<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013->

agencia-de-noticias/releases/20465-brasil-consome-6-litros-de-agua-para-cada-r-1-produzido-pela-economia>. Acessado em 07 out. 2020.

Instituto de Física da UFRGS. **O Espectro Eletromagnético**. Disponível em: <<http://www.if.ufrgs.br/tex/fis01043/20022/Carla/espectro.htm>>. Acessado em: 05 abr. 2020.

ABUSHATTAL, S; ALNAIMAT, S; **Laboratory Manual in General Microbiology**. 2012.

KOLLER, L.R. (1952). **Ultraviolet radiation**. Londres, John Wiley & Sons. 220p.

MACIEL, P. M. F. **Remoção de Giardia spp. e Cryptosporidium spp. em Águas de Abastecimento Com Turbidez Elevada Utilizando Cloreto de Polialumínio: Estudo em Escala de Bancada e Desafios Analíticos**. 2014. 160f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em e Área de Copncentração em Hidráuliza e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

MACKENZIE, W. R. *et al.* A massive outbreak in milwaukee of Cryptosporidium infection transmitted through the public water-supply. **New England Journal of Medicine**, v. 331, n. 3, p. 161-167, Jul 1994. ISSN 0028-4793.

MEDEIROS, Raphael Corrêa. **Comparação da resistência de protozoários patogênicos - Giardia spp. e Cryptosporidium spp. - e de microrganismos indicadores à desinfecção sequencial cloro-radiação ultravioleta e ozônio-radiação ultravioleta**. 2010. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2010. doi:10.11606/D.18.2010.tde-13072010-143056.

METCALF & EDDY. **Engenharia de tratamento e reuso de águas residuais**, 2004. 4 ed. Nova Iorque: McGraw-Hill, 2013.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**, 2016. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 2016

METIS. **Gastroenterite Aguda**, 2016. Disponível em: <http://metis.med.up.pt/index.php/Gastroenterite_aguda> Acesso em: 5 ago. 2020.

MINISTÉRIO DA SAÚDE DO BRASIL. **Cólera: causas, sintomas, transmissão, tratamento e diagnóstico**. Disponível em: <<http://www.saude.gov.br/saude-de-a-z/colera>>. Acessado em 04 de ago. 2020.

MONACO, P. B. **Inativação de Indicadores Patogênicos em Sistemas Combinados de Tratamento e Pré-Desinfecção de Esgoto Sanitário**, 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Civil na área de Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

MOURA, Alex et al. **Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de águas com turbidez e cor moderadas.** 2002.

NELSON, D. L.; COX, M. M. Princípios de bioquímica de Lehninger. 7. ed. Porto Alegre: Artmed, 2019.

NEVES, D.P. (1988). **Parasitologia humana.** 7.ed. São Paulo, Atheneu. 462p.

NEVES, H. J. P. **Desinfecção de Água Contaminada por *Pseudomonas aeruginosa* via Radiação Ultravioleta: Modelagem e Desenvolvimento Cinético.** 2008. 160f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

ORAM, B. **UV Disinfection Drinking Water Treatment.** Disponível em: <<https://www.water-research.net/index.php/water-treatment/water-disinfection/uv-disinfection>>. Acesso em: 25 ago. 2020.

PÁDUA, Valter L. et al. Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. **Rio de Janeiro: ABES,** 2009.

PARROTA, M. J.; BEKDASH, F. (1998). **UV disinfection of small groundwater supplies.** Journal AWWA, v.90, n.2, p.71-81, Feb.

PENTAIR. **Smart UV Sterilizer Lamp & Replacement Parts.** Disponível em: <<https://pentairaes.com/smart-uv-sterilizer-replacement-parts.html>>. Acessado em: 08 abr. 2020.

PIANOWSKI, E. H.; JANISSEK, P. R. Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos. **Sanare. Revista Técnica da Sanepar,** Curitiba, v.20, n.20, p.6-17, jul/dez. 2003.

PIRES, M.R. et al. **Desinfecção de água com radiação ultravioleta: Eficiência bactericida.** Revista do Instituto Adolfo Lutz. São Paulo, Vol. 57, No. 1, p. 29-34. 1998

PRÁ, I.; SILVA, S. B.; LUVIELMO, M. M; GEYER, M. C. **Potencialidades do uso do ozônio no processamento de alimentos,** 2011 - Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v.32, p. 659-682, 2011.

RAZZOLINI, M. T. *et al.* Risk of *Giardia* infection for drinking water and bathing in a periurban área in São Paulo, Brazil. International Journal of Environmental Health Research, v. 21, n. 3, p. 222-234, 2011.

RODRIGUES, M.I. Planejamento de Experimentos e otimização de processos: uma estratégia sequencial de planejamentos, 2005. 1a. Ed. Campinas – SP: Casa do Pão Editora, 2005.

ROSE, J.B. (1990). Emerging issues for the microbiology of drinking water. In: Water, Engineering & Management, p.23-29.

RYAN, U.; XIAO, L. Taxonomy and Molecular Taxonomy in: CACCIO, S. M.; WIDMER, G. (editors). **Cryptosporidium: Parasite and Disease**. Springer, 2014.

SAAE. **Sistemas de Tratamento de Água**, 2006. Disponível em: < http://www.saaepenedo.com.br/arquivos/outros/Tratamento_de_Agua.pdf>. Acesso em: 05 out. 2020.

SAATKAMP, Katia Eliza (1998). **COMPARAÇÃO DE DIFERENTES MEIOS DE CULTURA UTILIZADOS COMO SUBSTRATOS NA CONTAGEM DE BOLORES E LEVEDURAS NO CONTROLE DA QUALIDADE DE ERVA-MATE**. Curitiba, UFPR.

SABESP. **Tratamento de Água**, 2020. Disponível em: < <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=47>>. Acesso em: 05 out. 2020.

SABESP. **Tratamento de Água**. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=47>> Acesso em: 02 set. 2020

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado da Saúde. Diretoria de Vigilância Epidemiológica. **Manual de Diagnóstico e Tratamento de doenças diarreicas agudas**. Santa Catarina, 2007. Disponível em: < <http://www.dive.sc.gov.br/conteudos/imunizacao/publicacoes/Manual%20de%20Diagnostico%20e%20Tratamento%20das%20DDA.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2020.

SATO, M. I. Z. *et al.* Assessing the infection risk of *Giardia* and *Cryptosporidium* in public drinking water delivered by surface water systems in São Paulo State, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 442, p. 389-396, Jan 20133. ISSN 0048-9697.

SBMT. **Toxoplasmose: Surto de Santa Maria (RS) deve ser confirmado maior do mundo**, 2018 Disponível em: < <https://www.sbmt.org.br/portal/toxoplasmosis-outbreak-in-santa-maria-should-be-confirmed-as-the-worlds-largest/>>. Acesso em: 08 out. 2020.

SHABAN, A. M.; TAWHEEL, G. E. E.; (1997). **UV ability to inactive microorganisms combined with factors affecting radiation**. Wat. Sci. Tech, v.35, p.107-112.

SILVEIRA, I. C. T. Cloro e Ozônio Aplicados à **Desinfecção de Efluente Hospitalar em Contadores Biológicos Rotatório, com Avaliação de Efeitos Tóxicos em *Daphnia Similis***, 2004. Tese (Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

SOUTO, Juliane Pena et al. Poluição fecal da água: microorganismos indicadores. In: **Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. 2015. p. 1-5.

STANCARI, Regina Célia Arantes; CORREIA, Marlene. Detecção de oocistos de *Cryptosporidium* spp e cistos de *Giardia* spp. em mananciais e águas de abastecimento público. **Revista do Instituto Adolfo Lutz (Impresso)**, v. 69, n. 4, p. 453-460, 2010.

TINÔCO, Juliana Delgado. **Desinfecção por radiação ultravioleta: estudo do desempenho do processo e avaliação econômica**. 2011. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

TORTORA, Gerald J.; FUNKE, Berdell R.; CASE, Christine L. **Microbiologia**. 12. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017

TROJAN. **UV Disinfection - NEW YORK CITY Drinking Water Facilities**. Disponível em: <http://www.trojanuv.com/resources/trojanuv/casestudies/MDW/New_York_City_Case_Study___Drinking_Water.pdf>. Acessado em: 12 mar. 2020.

TROJAN. **UV DISINFECTION: Multi-Barrier Strategy with UV**, 2010. Disponível em: <http://www.trojanuv.com/resources/trojanuv/casestudies/MDW/Introduction_to_UV_Disinfection_for_Drinking_Water__European_Focus_.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2020.

USEPA – U.S. Environmental Protection Agency. **Ultraviolet Disinfection Guidance Manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule**. EPA 815-R-06-007, 2006.

USEPA. **Alternative disinfectants and oxidants. Guidance Manual**, EPA 815-R-99014. cap.8, p.8,1 - 8.25, 1999.

USEPA. **Ultraviolet light disinfection technology in drinking water – An overview**. EPA 811.12.96.002, 1996 apud PARROTTA, M.J., BEKDASH, F. UV disinfection of small groundwater supplies. Journal AWWA, Vol. 90, No. 2, p. 71-81. Feb., 1998.

VON SPERLING, M. (1995). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte, DESA-UFGM. 240p.

WATERWORLD. **Made in Moscow: World's Largest UV Plant**. Disponível em: <<https://www.snatural.com.br/desinfeccao-ultravioleta-uvc-agua-reuso-potavel/>> Acesso em: 01 set. 2020.

WRIGTH, H.B., CAIRNS, W.L. Desinfección de agua por medio de luz ultravioleta. In: **Simposio Regional sobre Calidad del Agua: Desinfección Efectiva**, 1998, Lima, Peru. Calidad del Agua: Desinfección Efectiva. Ed. (?), 1998. p.1-28.

XIAO, L. Molecular epidemiology of cryptosporidiosis: An update. **Experimental Parasitology**, v. 124, n. 1, p. 80-89, Jan 2010. ISSN 0014-4894.

ANEXO A

Figura A.1: Laudo do ponto de captação da amostra utilizada




Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano

Data: 07/10/2020 Hora: 10:26:16

Controle Mensal de SAA - Visualizar

UF: RIO GRANDE DO SUL
Município: PORTO ALEGRE
Nome SAA: MOINHOS DE VENTO
Código SAA: S431490000004
Instituição Responsável: DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE AGUA E ESGOTOS DMAE

Mês: Agosto

Estação de Tratamento: MOINHOS DE VENTO
Data de digitação no Sisagua: 27/09/2019
Data do preenchimento do formulário: 27/09/2019

Responsável pelas informações: Isabel Pinent
Cargo do Responsável: TTAE

Monitoramento da qualidade da água no ponto de captação

Escherichia coli

Ponto de captação: SUPERFICIAL; LAGO - GUAIBA; Lat:-30,0144670; Long:-51,2150470

	AMOSTRA 1	AMOSTRA 2	AMOSTRA 3	AMOSTRA 4
DATA DA COLETA	05/08/2019	12/08/2019	19/08/2019	26/08/2019
E.Coli/100mL	1.100,0	422,0	816,0	545,0

Fonte: Vigiagua,2020