

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
ESCOLA DE ENGENHARIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

CONTRIBUIÇÕES DE AVALIAÇÃO DE RISCO PARA A REGULAMENTAÇÃO NA  
QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO NO BRASIL

LUCIANO BARROS ZINI

PORTO ALEGRE

2021

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
ESCOLA DE ENGENHARIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

CONTRIBUIÇÕES DE AVALIAÇÃO DE RISCO PARA A REGULAMENTAÇÃO NA  
QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO NO BRASIL

LUCIANO BARROS ZINI

Tese de Doutorado apresentada como requisito  
parcial para obtenção do título de Doutor em  
Engenharia Química

Área de concentração: Pesquisa e Desenvolvimento  
de Processos

Orientadora: Dra. Mariliz Gutterres Soares

Porto Alegre

2021

“Eles só veem a própria sombra ou a sombra um do outro que o fogo projeta na parede oposta da caverna.”

Platão

# Agradecimentos

Ao Estado do Rio Grande do Sul, por conceder licença para qualificação profissional por 16 horas semanais.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, ao corpo docente do Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

À minha orientadora, pela oportunidade de ser orientado por uma grande pesquisadora.

Aos professores membros da banca examinadora desta tese, por gentilmente aceitarem nosso convite, bem como pelas valorosas contribuições na qualificação.

Ao Guilherme Aydos cuja amizade foi fundamental nos momentos mais difíceis.

À Claudia Cristina Rohloff (*in memoriam*).

Agradeço ao Demetrius Viana, Alexandre Gomes e Guilherme Pamplona.

A todos os servidores, estagiários e residentes que atuam/atuaram no programa de vigilância da qualidade da água para consumo humano, do Ministério da Saúde, das Secretarias Estaduais da Saúde, do Centro Estadual de Vigilância em Saúde, das Coordenadorias Regionais de Saúde e dos municípios.

À minha mãe Ana Maria de Barros e minha madrinha Regina Maria de Barros.

# Resumo

O acesso à água potável é essencial à saúde, é um direito humano e componente efetivo de políticas para a proteção da saúde. Assegurar a água e saneamento para todos, melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, figura entre os objetivos do desenvolvimento sustentável da agenda 2030. O objetivo desta tese é realizar avaliação quantitativa de risco à exposição humana a contaminações químicas via água para consumo humano no Brasil, e de protozoários no Estado do Rio Grande do Sul, a fim de contribuir com valores guias para parâmetros químicos não previstos no padrão de potabilidade e com estimativas de risco de infecção por *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. Em relação às contaminações químicas foi realizada revisão sistemática de artigos publicados entre 2012 e 2019 no Brasil e de buscas em dissertações e teses para ocorrências no RS. Foram encontrados 101 parâmetros químicos na água para consumo humano no Brasil, dos quais 31 são listados no padrão brasileiro de potabilidade vigente. A avaliação quantitativa de risco químico foi aplicada a partir dos dados toxicológicos disponíveis na literatura para calcular os valores guia para 61 dos 70 parâmetros não listados. A avaliação quantitativa de risco microbiológica (AQRM) foi realizada a partir de dados de ocorrência de protozoários das estações de tratamento de água do RS, no período de 2016 a 2020, acessados a partir do sistema de informação de vigilância da qualidade da água para consumo humano. Verificou-se que do total de 2304 análises de água bruta, em 223 amostras tiveram quantificação de cistos de *Giardia* e/ou oocistos de *Cryptosporidium* em concentrações que variaram de 0,1 a 21,5/L. Verificou-se que há sistemas que ultrapassaram os limites toleráveis de risco de infecção por *Cryptosporidium* de acordo com a OMS. Por fim, sugere-se que seja adotado em paralelo ao padrão de potabilidade uma listagem oficial mais ampla de parâmetros químicos contendo valores guias, a começar pelos 61 da presente tese. Quanto aos protozoários, o diagnóstico do risco microbiológico superior aos limites de tolerância aceitáveis de acordo com a OMS poderão nortear órgãos governamentais a tomarem medidas visando reduzir os riscos à saúde.

# Abstract

Access to clean water is essential to health, it is a human right and an effective component of health protection policies. Ensuring water and sanitation for all, improving water quality, reducing pollution are among the sustainable development goals of the 2030 agenda. The objective of this thesis is to carry out a quantitative risk assessment for human exposure to chemical contamination by drinking water in Brazil, and of protozoa in the State of Rio Grande do Sul, in order to contribute with guide values for chemical parameters not foreseen in the drinking pattern and with estimates of the risk of infection by *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp. Regarding chemical contaminations, a systematic review of articles published between 2012 and 2019 in Brazil and of searches in dissertations and theses for occurrences in RS was carried out. 101 chemical parameters were found in Brazilian drinking water, of which 31 are listed in the current Brazilian potability standard. Quantitative chemical risk assessment was applied from the toxicological data available in the literature to calculate guide values for 61 of the 70 unlisted parameters. The quantitative microbiological risk assessment (QMRA) was performed using data on the occurrence of protozoa from water treatment plants in RS, in the period from 2016 to 2020, accessed from the water quality surveillance information system. It was found that from a total of 2304 analyzes of raw water, 223 samples had quantification of *Giardia* cysts and/or *Cryptosporidium* oocysts in concentrations ranging from 0.1 to 21.5/L. It was found that there are systems that have exceeded the tolerable risk limits for *Cryptosporidium* infection according to the WHO. Finally, it is suggested that a broader official list of chemical parameters containing guide values, starting with 61 of the present thesis, be adopted in parallel to the potability standard. As for protozoa, the diagnosis of microbiological risk exceeding the acceptable tolerance limits according to the WHO may guide government agencies to take measures to reduce health risks.

# Lista de Figuras

Figura 2.1 Ciclo da <i>Giardia</i> .....	42
Figura 2.2 Ciclo de Vida do <i>Cryptosporidium</i> spp.....	45
Figura 3.1 Processo de seleção de artigos da revisão sistemática.....	64
Figura 3.2 Localização geográfica das cidades abastecidas pelas 204 estações de tratamento de água e pontos de captação superficial no Rio Grande do Sul.....	69
Figura 4.1 As principais fontes de contaminação química na água para consumo humano no Brasil: composição do solo, efluentes industriais, atividades de mineração, esgoto doméstico e atividades agrícolas.....	94
Figura 4.2 Exposição indireta a fármacos e desreguladores endócrinos a mulheres grávidas através da água para consumo humano.....	107
Figura 4.3 Cidades abastecidas por mananciais com presença de <i>Giardia</i> e/ou <i>Cryptosporidium</i> na água bruta das ETAs no Rio Grande do Sul.....	110
Figura 4.4 Número de quantificações de <i>Giardia</i> e <i>Cryptosporidium</i> em água bruta das ETAs do RS por mês e estação do ano no período de 2016 a 2020.....	113
Figura 4.5 Ocorrência de <i>Giardia</i> na água bruta do SAA de Porto Alegre: histograma da probabilidade de distribuição e curva exponencial de distribuição .....	125
Figura 4.6 Comparação de estimativas de risco anual de infecção por <i>Giardia</i> (mínimo, percentil 50% e máximo) via água para consumo humano dos SAA's do RS, de 2016 a 2020.....	128

Figura 4.7 Comparação de estimativas de risco de infecção anual por *Cryptosporidium* (mínimo, percentil 50% e máximo) via água para consumo humano dos SAA's do RS, de 2016 a 2020.....129

# Lista de Quadros

Quadro 2.1 Resumo dos quatro passos para aplicação de AQRM em água .....	53
Quadro 3.1 Caracterização das variáveis de entrada dos modelos de AQRM para <i>Giardia</i> e <i>Cryptosporidium</i> .....	76

# Lista de Tabelas

Tabela 2.1 Evolução do número de parâmetros químicos exigidos pelo padrão brasileiro de potabilidade.....	21
Tabela 2.2 Padrão de potabilidade brasileiro (VMP) para substâncias químicas e riscos à saúde.....	22
Tabela 2.3 Padrão organoléptico de potabilidade.....	26
Tabela 2.4 Classificação quanto à carcinogenicidade dos parâmetros químicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade.....	29
Tabela 2.5 Parâmetros de agrotóxicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade classificados quanto à autorização pela ANVISA, se já estava listado no padrão anterior, uso na agricultura e remoção no tratamento.....	33
Tabela 2.6 Patógenos transmitidos pela água para consumo humano.....	36
Tabela 2.7 Tamanho, densidade e velocidade de sedimentação de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na água.....	47
Tabela 2.8 Ocorrência de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e cistos de <i>Giardia</i> em mananciais de captação de água para consumo humano no Brasil.....	51
Tabela 4.1 Contaminações químicas encontradas na água para consumo humano no Brasil, a partir da revisão sistemática em artigos publicados de 2012 a 2019.....	84
Tabela 4.2 Contaminações químicas encontradas na água para consumo humano do RS.....	90
Tabela 4.3 Contaminações químicas encontradas previstas no padrão brasileiro de potabilidade.....	97

Tabela 4.4 Valores guias sugeridos para parâmetros químicos não previstos no padrão brasileiro de potabilidade que foram encontrados na água para consumo humano do Brasil e do RS.....	101
Tabela 4.5 Número de cidades, ETAs e população abastecida por sistemas de mananciais superficiais e com monitoramento e quantificação de protozoários no RS de 2016 a 2020.....	110
Tabela 4.6 N° de quantificações de protozoários na água bruta de sistemas de captação superficial, com o número de cidades abastecidas e a população de 2016 a 2020 no RS.....	111
Tabela 4.7 Número de cidades e população abastecida por ETAs que não atingiram o padrão de turbidez pós-filtração nos meses em que houve quantificação de protozoários no Rio Grande do Sul entre 2016 e 2020.....	115
Tabela 4.8 Distribuição de probabilidade para o risco de infecção por <i>Giardia</i> via água para consumo humano modelado a partir de faixas de ocorrência de cistos encontradas na água bruta .....	118
Tabela 4.9 Distribuição de probabilidade para o risco de infecção por <i>Cryptosporidium</i> modelado a partir de faixas de ocorrência de oocistos na água bruta.....	119
Tabela 4.10 Comparação das ocorrências de cistos de <i>Giardia</i> nos SAA do RS por cidade em relação ao risco teórico de infecção anual por <i>Giardia</i> via água para consumo humano calculado para a faixa de concentração fixada.....	120
Tabela 4.11 Comparação das ocorrências de cistos de <i>Giardia</i> nos SAA do RS por cidade em relação ao risco teórico de infecção anual por <i>Cryptosporidium</i> via água para consumo humano calculado para a faixa de concentração fixada.....	122
Tabela 4.12 Parâmetros da função exponencial da distribuição de ocorrência de cistos de <i>Giardia</i> na água bruta e respectivo risco anual de infecção por <i>Giardia</i> via água para	

consumo humano por cidade abastecida do RS, pelo período de 2016 a 2020, considerando 0,5 log de remoção na desinfecção.....	124
Tabela 4.13 Análise de sensibilidade para o cálculo de risco de infecção por <i>Giardia</i> nos SAAs do RS, considerando 0,5 log de remoção na desinfecção.....	125
Tabela 4.14 Parâmetros da função exponencial da distribuição de ocorrência de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na água bruta e respectivo risco anual de infecção por <i>Cryptosporidium</i> via água para consumo humano por cidade abastecida do RS, pelo período de 2016 a 2020 .....	126
Tabela 4.15 Análise de sensibilidade para o cálculo de risco de infecção por <i>Cryptosporidium</i> nos SAAs do RS.....	127

# Lista de Abreviaturas e Siglas

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANVISA: Agência Nacional de Vigilância Sanitária

ASTDR: Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BMDL: lower confidence limit on the benchmark dose

C. *Cryptosporidium*

CDC: Centers for Diseases Control and Prevention

CG-MS: cromatógrafo à gás acoplado ao espectrômetro de massas

DDA: Doença Diarreica Aguda

DNA: ácido desoxirribonucleico

DT50: dose tóxica mediana

*E. coli: Escherichia coli*

EPA: Environmental Protection Agency

ETA: estação de tratamento de água

ETE: estação de tratamento de esgoto

FI: fator de incerteza

G. *Giardia*

IARC: international agency for research on cancer

IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IDT: Ingestão Diária Tolerável

IRIS: Integrated Risk Information System

ITER: international toxicity estimates for risk

IWA: International Water Association

LC-MS: Liquid Chromatography with Spectrometry Detection

LOAEL: lowest observed adverse effect level

Log: logaritmo

MAPA: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

MS: Ministério da Saúde

NOAEL: no-observed adverse effect level

ONU: Organização das Nações Unidas

PCR: reação em cadeia da polimerase

pH: potencial hidrogeniônico

PRC: portaria de consolidação

PVC: policloreto de vinila

RS: Rio Grande do Sul

SES RS: Secretaria Estadual da Saúde do Rio Grande do Sul

SNIS: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

USEPA: United States Environmental Protection Agency

uT: unidade de turbidez nefelométrica

UV: radiação ultravioleta

VMP: Valor Máximo Permitido

WHO: World Health Organization

# Sumário

Agradecimentos.....	IV
Resumo .....	V
Abstract .....	VI
Lista de Figuras .....	VII
Lista de Tabelas .....	X
Lista de Abreviaturas e Siglas .....	XIII
1. Introdução.....	1
1.2 Apresentação da tese .....	8
Capítulo 2 – Revisão Bibliográfica.....	10
2.1 Contaminações Químicas na Água para Consumo Humano.....	11
2.1.1 Poluentes Emergentes .....	12
2.1.1.1 Desreguladores endócrinos .....	14
2.1.1.2 Fármacos .....	15
2.1.2 Avaliação Quantitativa de Risco Químico.....	17
2.1.3 Histórico do número de parâmetros químicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade .....	20

2.1.4 Valores máximos permitidos para os parâmetros químicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade .....	21
2.1.4.1 Classificação quanto à carcinogenicidade dos parâmetros químicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade .....	28
2.1.4.2 Parâmetros de agrotóxicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade .....	29
2.2 Contaminações Microbiológicas na Água para Consumo Humano .....	36
2.2.1 Protozoários .....	40
2.2.1.1 <i>Giardia</i> spp. ....	41
2.2.1.2 <i>Cryptosporidium</i> spp. ....	44
2.2.2 Tratamento de Água e Remoção de Protozoários.....	46
2.2.3 Ocorrência de cistos de <i>Giardia</i> spp. e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. em sistemas de abastecimento de água do Brasil .....	49
2.2.4 Manancial subterrâneo, viabilidade e infectividade e descoberta recente sobre <i>Cryptosporidium</i> : os desafios emergentes a respeito de protozoários na água .....	52
2.2.5 Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico .....	53
2.2.5.1 Formulação do Problema.....	54
2.2.5.2 Avaliação da exposição .....	54
2.2.5.3 Avaliação dos efeitos à saúde .....	54
2.2.5.4 Caracterização do risco .....	56

2.2.5.5 Aplicações de AQRM em água .....	57
Capítulo 3 - Metodologia.....	63
3.1 Avaliação Quantitativa de Risco Químico .....	63
3.1.1 Limitações da avaliação quantitativa de risco químico .....	67
3.2 Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico.....	68
3.2.1 Área de estudo .....	68
3.2.2. Base e análise de dados .....	70
3.2.3 Critério para análise de protozoários .....	71
3.2.4 Quantificação de <i>Giardia</i> e <i>Cryptosporidium</i> .....	71
3.2.5 Análise do padrão de turbidez pós-filtração.....	72
3.2.6 Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico .....	72
3.2.7 Limitações da avaliação quantitativa de riscos microbiológicos .....	77
Capítulo 4 - Resultados e Discussões .....	78
4.1 Contaminações químicas.....	82
4.1.1 Contaminações químicas previstas no padrão brasileiro de potabilidade .....	95
4.1.2 Avaliação Quantitativa de Risco Químico: proposição de valores guias para parâmetros não regulamentados pelo padrão brasileiro de potabilidade .....	99
4.2 Contaminações Microbiológicas: Protozoários.....	109
4.2.1 Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico .....	117

Capítulo 5 – Conclusões.....	132
Referências .....	137

# 1.Introdução

O acesso à água potável é essencial à saúde, um direito humano e um componente efetivo de políticas públicas. A relevância do tema é um consenso mundial, tanto que melhorar a qualidade da água, reduzir a poluição e eliminar ou minimizar a liberação de produtos químicos e materiais perigosos estão entre os objetivos e metas da Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável (ONU, 2019). Estas ações visam minimizar as consequências mais diretas do consumo de água não potável que estão relacionadas aos agravos de doenças diarreicas e à incidência de câncer (WHO, 2017). Neste sentido, existem duas classes de contaminantes da água que exigem especial atenção devido à alta frequência de ocorrência e ao elevado risco potencial à saúde: os contaminantes químicos e os contaminantes biológicos.

Os contaminantes químicos são uma preocupação para governos e as entidades ligadas à saúde que reconhecem a importância do gerenciamento racional de substâncias químicas para a saúde humana, tanto que consta nos objetivos do desenvolvimento sustentável a meta de reduzir o número de doenças e mortes causadas por produtos químicos perigosos que contaminam solo, ar e água (UN, 2015). No relatório da 69ª Assembléia Mundial da Saúde, com delegação de 194 Estados membros, foi indicado que 25% da carga global de morbidade da população mundial está relacionada a fatores ambientais, em particular à exposição a substâncias químicas. É estimado que no mundo, em 2018, ocorreram 18,1 milhões de novos casos de câncer e 9,6 milhões de mortes (Bray *et al.*, 2018). No Brasil, para o biênio 2018-2019, foram estimados 600.000 novos casos de câncer para cada ano (INCA, 2017).

Contudo, a venda anual global de produtos químicos dobrou entre 2000 e 2009 e a previsão é que seja multiplicada por seis entre 2010 e 2050 (OMS, 2016). O contínuo crescimento do consumo de produtos químicos em diversas atividades econômicas leva

à suspeita de que tais compostos possam estar presentes na água destinada ao consumo humano. Neste sentido, diversas revisões sistemáticas avaliaram a presença de contaminantes na água para consumo humano como, por exemplo, arsênio (Argos *et al.*, 2010; Celik *et al.*, 2008; Esteban *et al.*, 2014; Saint-Jacques *et al.*, 2014; Tsuji *et al.*, 2014), flúor (Taghipour *et al.*, 2015), metais pesados (Razak *et al.*, 2015), sódio (Talukder *et al.*, 2017), dureza (Gianfredi *et al.*, 2017) e algumas publicações relacionam através de meta-análises ou estudos epidemiológicos os impactos na saúde.

O padrão de potabilidade deve levar em conta uma série de condições ambientais, sociais, culturais e econômicas que possam afetar a qualidade da água e estabelece o monitoramento da qualidade da água destinada ao consumo humano (WHO, 2017). Atualmente existem dezenas de compostos que periodicamente são monitorados conforme os padrões de potabilidade de cada país. No Brasil, nos anos de 2011 a 2021, 89 parâmetros químicos distribuídos em inorgânicos, orgânicos, agrotóxicos e subprodutos de desinfecção compuseram o padrão brasileiro de potabilidade. Este número foi ampliado para 100, conforme Portaria do Ministério da Saúde nº 888/2021. Entretanto, considerando que o Brasil é um país de dimensões continentais, será que estes 100 parâmetros são suficientes? Será que não pode haver localmente a presença de outros contaminantes químicos na água para consumo humano em concentração acima de níveis de risco toleráveis à saúde?

Além disso, atualmente, o desenvolvimento e a aplicação de métodos analíticos para detecção de fármacos, hormônios, produtos de cuidados pessoais, ou mesmo drogas como cocaína e seu metabólito (Caldas *et al.*, 2013; Campestrini & Jardim, 2017; Torres *et al.*, 2015), permitem avaliar a ocorrência desses compostos na água para consumo humano, entretanto, não há valor de referência previstos pelo setor saúde para avaliar seus riscos à saúde, pois não fazem parte do padrão de potabilidade. Autores relataram na literatura a presença de contaminantes emergentes em diferentes matrizes no Brasil de 1997 a 2016 (Montagner *et al.*, 2017), tecnologias

para remoção de fármacos e desreguladores endócrinos são mostradas a partir de revisões com dados da água bruta e tratada (Lima *et al.*, 2017). Entretanto, não foi encontrado pelas buscas realizadas em publicações científicas em periódicos indexados nenhum estudo de revisão com enfoque na presença de contaminações químicas na água para consumo humano com avaliação de riscos à saúde. Portanto, embora muito já tenha sido feito para regulamentação da potabilidade da água no Brasil, inclusive com a recente revisão do padrão de potabilidade, é fundamental que estudos sejam realizados de forma contínua e com diferentes abordagens para identificação de possíveis substâncias químicas presentes na água dos brasileiros.

No que diz respeito aos contaminantes biológicos, as contaminações por protozoários são especialmente importantes pois, dependendo das quantidades destes patógenos na água bruta, os tratamentos convencionais de água não são capazes de eliminá-los. No mundo, 905 surtos de doenças diarréicas causadas por protozoários entre 1954 e 2016 foram reportados (Karaniš *et al.*, 2007; Baldursson and Karaniš, 2011; Efstratiou *et al.*, 2017a). Destes 905 surtos, os dois protozoários mais encontrados foram *Cryptosporidium spp* (responsável por 57,9% (524) dos surtos) e a *Giardia* (responsável por 38% (344) dos surtos). Em 152 surtos foi comprovado que a água para consumo humano foi a via de exposição aos protozoários. Embora a maior parte dos surtos tenha sido reportados em países desenvolvidos, como Estados Unidos, países da Europa e, mais recentemente, na Austrália, este problema é ainda mais preocupante em países em desenvolvimento, nos quais, os surtos podem ocorrer e não ser registrados devido às fragilidades do setor saúde e da estrutura laboratorial (Karaniš *et al.*, 2007; Baldursson and Karaniš, 2011; Efstratiou *et al.*, 2017a). Estima-se que a prevalência de giardiose na população de países industrializados seja de 0,1-5%, enquanto que na população de países em desenvolvimento seja de 10-50% (Fakhri *et al.*, 2021). Portanto, para controlar essas infecções parasitárias é essencial que se conheça a distribuição geográfica para identificação das possíveis fontes de contaminação, realizar a avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) para

estimar o risco de infecção e avaliar a necessidade de adequação nos níveis de tratamento para garantir segurança.

Especificamente sobre a presença de protozoários em sistemas de abastecimento de água, destacam-se internacionalmente três estudos de grande escala: um deles realizado nos Estados Unidos com abrangência nacional em 24 estados (King *et al.*, 2016) e outros dois na Espanha com abrangência estadual na Galícia (Castro-Hermida *et al.*, 2015) e Aragón (Ramo *et al.*, 2017). Alguns dos estudos no Brasil reportaram a presença de protozoários em mananciais de abastecimento de água em cidades, como Londrina (Almeida *et al.*, 2015), Belo Horizonte (Lopes *et al.*, 2017), Campinas (Franco *et al.*, 2016) e, em estudos de abrangência regional em 11 cidades do estado de São Paulo (Breternitz *et al.*, 2020). Entretanto, a maior parte destes estudos é limitada a poucas amostras e não possui dados referentes à sazonalidade. No Rio Grande do Sul, as pesquisas sobre o tema são escassas e não há registro de mapeamento estadual, havendo apenas uma avaliação dos quatro afluentes do lago Guaíba da região metropolitana de Porto Alegre (Berino, 2004).

A avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) apresenta-se como ferramenta importante para auxiliar e orientar o processo decisório de controle e prevenção da exposição de populações e indivíduos a diversos agentes ou situações perigosas à saúde (Haas *et al.*, 2014). Em relação a protozoários na água para consumo humano, a AQRM é centrada no controle de qualidade da água bruta, acompanhado da estimativa da remoção necessária (indicada também por padrão rigoroso de turbidez) e alcançável pela combinação de técnicas de tratamento (PROSAB, 2009). Quanto à aplicação de AQRM na água, Owens *et al.* (2020) realizaram uma revisão sistemática e identificaram 39 estudos no mundo publicados entre 2003 e 2019, sendo quatro no Brasil, um em Viçosa - MG (Bastos *et al.*, 2013) e três no Estado de São Paulo (Bataiero *et al.*, 2019, Razzolini *et al.*, 2016, e Sato *et al.*, 2013), sendo que não foi encontrado registro precedente de aplicação da metodologia em sistemas para comparação dos riscos de um estado inteiro da Nação. Uma

característica comum aos trabalhos revisados sobre a aplicação de AQRM no Brasil e no mundo é a dificuldade de ter uma maior amostragem espacial e temporal de ocorrência de protozoários na água, sendo que no Brasil o período de monitoramento para múltiplos sistemas foi de no máximo 24 meses (Sato *et al.*, 2013) e no mundo foi o estudo realizado na China por Han *et al.* (2020) de 10 anos. Em relação à representatividade espacial, destacam-se Sato *et al.* (2013) por avaliar regiões metropolitanas do estado de São Paulo, Han *et al.* (2020) das maiores cidades da China e Petterson *et al.* (2021) que avaliou sistemas de um estado da Austrália. Até o presente momento não se encontrou qualquer estudo que avalie o tema no estado do Rio Grande do Sul.

A presente tese se insere exatamente no cerne da problemática dos contaminantes químicos e biológicos da água destinada ao consumo humano, ao levantar as seguintes hipóteses:

- i) Há locais no Brasil com distribuição de água tratada, mas não propriamente potável, em função da ocorrência de parâmetros químicos em concentração acima do valor máximo permitido estabelecido no Padrão Brasileiro de Potabilidade.
- ii) O Padrão Brasileiro de Potabilidade, baseado no binômio exposição toxicidade, embora seja efetivo para determinar políticas públicas à nível nacional, não contempla parâmetros químicos de relevância local, sendo que em determinados locais do Brasil, há ocorrência de consumo de água com a presença de parâmetros químicos não previstos no padrão brasileiro de potabilidade, em concentrações acima de limites toleráveis de risco à saúde, sendo que valores guias podem ser propostos por meio de avaliação quantitativa de risco químico.
- iii) Os sistemas convencionais de tratamento não garantem a remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* presentes nos mananciais superficiais do RS utilizados para captação de água destinada ao consumo humano.

iv) Parte da população do RS consumiu água com riscos de infecção por protozoários acima de limites toleráveis.

O objetivo geral desta tese de doutorado é realizar avaliação quantitativa de risco à exposição humana a contaminações químicas via água para consumo humano no Brasil, e de protozoários no Estado do Rio Grande do Sul, a fim de contribuir com valores guias para parâmetros químicos não previstos no padrão de potabilidade e com estimativas de risco de infecção por *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp..

Os objetivos específicos são:

- Avaliar com base na literatura disponível se, no Brasil, existe relato de fornecimento de água para o consumo humano com parâmetros químicos em concentração acima do valor máximo permitido pelo padrão brasileiro de potabilidade.
- Identificar compostos químicos que não estão previstos no padrão brasileiro de potabilidade e que são detectados na água destinada ao consumo humano no Brasil e sugerir valores guias para parâmetros químicos não previstos no padrão brasileiro de potabilidade.
- Avaliar se a concentração dos parâmetros químicos não previstos no padrão brasileiro de potabilidade ultrapassa limites toleráveis de risco à saúde.
- Mapear a presença de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em água bruta de pontos de captação de mananciais superficiais utilizados para abastecimento de água para consumo humano no Rio Grande do Sul, bem como avaliar o atendimento do padrão da turbidez pós filtração dos tratamentos de água.
- Avaliar a sazonalidade da ocorrência de protozoários e se há correlação da ocorrência com a condição climática.

- Estimar a parcela da população do RS exposta a *Giardia* e *Cryptosporidium* pela ingestão de água pelo período de 2016 a 2020 e apontar sistemas de abastecimento de água prioritários em relação ao risco de infecção por esses protozoários.

A primeira parte das pesquisas realizadas trata dos contaminantes químicos na água para consumo humano, considerando os recentes avanços de metodologias analíticas, por meio de uma revisão sistemática da literatura encontrada em periódicos sobre os contaminantes químicos quantificados na água para consumo humano no Brasil, e por meio de buscas em dissertações e teses desenvolvidas para o Estado do Rio Grande do Sul. Além disso, visando preencher uma das lacunas de estudos reportados, esta tese contribui para a área de estudo ao propor valores de referência a partir de dados toxicológicos para parâmetros não previstos no padrão brasileiro de potabilidade. Os resultados poderão subsidiar a solicitação dos encaminhamentos necessários da vigilância em saúde que precisa de valores de referência para avaliação dos riscos à saúde. Além do mais, tais resultados poderão direcionar estudos futuros para parâmetros prioritários, de maiores toxicidades e, eventualmente, fomentar estudos que comprovem onexo causal entre contaminantes químicos presentes na água e doenças crônicas como o câncer.

A segunda parte da tese é um estudo da potabilidade da água quanto à concentração de protozoários identificados na água bruta oriunda de manancial superficial dos sistemas de abastecimento de água do Estado do Rio Grande do Sul. Como a concentração de protozoários na água tratada é muitas vezes, inferior ao limite de detecção dos métodos analíticos de 0,2-0,5 oo(cistos)/L (Efstratiou *et al.*, 2017b), utilizaram-se dados de monitoramento da concentração de *Giardia* e *Cryptosporidium* na água bruta, resultados de turbidez da água pós-filtração e cálculo do risco de infecção por meio da avaliação quantitativa de risco microbiológico. Esta tese se propõe a um estudo abrangente ao apresentar, analisar e discutir resultados de cinco anos de monitoramento de protozoários em abastecimentos de água de abrangência estadual com a estimativa de risco de infecção por *Giardia* e *Cryptosporidium* via água para

consumo humano. Durante o estudo, foram avaliadas as fragilidades dos sistemas de tratamento de água, apontados quais são os mananciais mais impactados no Rio Grande do Sul, bem como a sazonalidade e, por fim, investigadas as possíveis fontes de contaminação.

## 1.2 Apresentação da tese

Como produto da tese, já consta publicado o artigo intitulado “*Chemical contaminants in Brazilian drinking water: a systematic review*” na revista *Journal of Water and Health* (Zini and Gutterres, 2021). Um segundo artigo intitulado “*Occurrence of Cryptosporidium and Giardia in surface water supply from 2016 to 2020 in South Brazil*” foi aceito na revista *Environmental Monitoring and Assessment* (Zini et al., 2021).

No Capítulo 2 é apresentada a revisão bibliográfica relacionada aos objetivos da tese. É feita uma revisão sobre a questão de contaminações na água para consumo humano, a importância histórica do estabelecimento de sistemas de tratamento da água e padrões de potabilidade pelo mundo e o histórico de parâmetros previstos no padrão brasileiro de potabilidade. São descritos os critérios utilizados para a escolha de parâmetros químicos no padrão brasileiro de potabilidade, aspectos toxicológicos e aborda também poluentes emergentes com ênfase para desreguladores endócrinos e fármacos. Na sequência, é feita a revisão sobre contaminações microbiológicas, estas com enfoque para os protozoários *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp., a remoção destes protozoários pelo tratamento da água e as ocorrências nos sistemas de abastecimento de água do Brasil. Por fim é apresentada a avaliação quantitativa de risco microbiológico bem como aplicações para estimativas de risco de infecção por *Giardia* e *Cryptosporidium* via água para consumo humano no mundo e no Brasil. No Capítulo 3 é apresentada a metodologia empregada nos estudos. São apresentadas as

bases consultadas para a revisão sistemática de contaminações químicas, bem como os critérios de pesquisa utilizados. É apresentada a avaliação quantitativa de risco químico utilizada para propor valores guias para parâmetros químicos não previstos no padrão brasileiro de potabilidade. A parte microbiológica é baseada nos dados do sistema de informação de vigilância da qualidade da água para consumo humano e relatórios dos responsáveis pelo abastecimento de água, bem como a metodologia aplicada para avaliação quantitativa de risco microbiológico.

No Capítulo 4 são apresentados os resultados. Na primeira parte, estão as contaminações químicas encontradas na água para consumo humano no Brasil, reportadas em publicações de 2012 a 2020, e nas buscas adicionais em dissertações de mestrado e teses de doutorado para o RS, com a análise da potabilidade a partir do padrão de potabilidade e os valores guias propostos para os parâmetros não previstos. Na segunda parte, é analisada a ocorrência de *Cryptosporidium* e *Giardia* na água bruta das estações de tratamento de água do RS no período de 2016 a 2020, bem como a aplicação da avaliação quantitativa de risco microbiológico.

No Capítulo 5 são apresentadas as conclusões, com base nos resultados apresentados e são apontadas sugestões para trabalhos futuros.

## Capítulo 2 – Revisão Bibliográfica

Os efeitos de contaminações químicas na água para consumo humano irão se manifestar por meio de doenças crônicas após longo período de exposição, exceto em situação acidental de contaminação massiva que pode causar efeito imediato. Surtos de doenças agudas causadas por agentes patogênicos via água para consumo humano têm a capacidade de atingir um grande número de pessoas em um curto espaço de tempo. O presente capítulo trata das contaminações químicas e microbiológicas possíveis de serem encontradas na água para consumo humano. Em relação aos contaminantes químicos, além de uma breve contextualização histórica, apresenta-se a avaliação quantitativa de risco químico que é a metodologia aplicada para definição da concentração que cada parâmetro poder ter em relação aos limites toleráveis de risco à saúde, ou seja, o valor máximo permitido. São descritos os parâmetros previstos no padrão brasileiro de potabilidade atualizado pela Portaria do Ministério da Saúde nº888/2021. Discorre-se sobre a toxicidade de cada substância com um olhar ampliado para as substâncias carcinogênicas e os critérios implementados para inclusão dos parâmetros de agrotóxicos no padrão brasileiro de potabilidade. Sobre contaminações químicas, ainda o tema de poluentes emergentes é abordado, com ênfase para desreguladores endócrinos e fármacos. O estado da arte sobre estudos de contaminações químicas na água para consumo humano brasileira é apresentado no capítulo de resultados, a partir da revisão sistemática realizada. Para os contaminantes microbiológicos são apresentados os principais agentes patogênicos causadores de doenças de veiculação hídrica (vírus, bactérias e protozoários), e descritos de forma mais detalhada os protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium*. Um breve histórico do tratamento da água é abordado, até o alcance das tecnologias mais avançadas para remoção de protozoários. Há uma seção que aborda as ocorrências de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. em sistemas de abastecimento de água do Brasil, com um resumo da estatística descritiva de cada ocorrência, bem como o Estado brasileiro onde

o estudo foi realizado. Outra seção aborda os desafios emergentes a respeito de protozoários na água. O capítulo encerra com a descrição da avaliação quantitativa de risco microbiológico e exemplos de aplicações no mundo e no Brasil.

## 2.1 Contaminações Químicas na Água para Consumo Humano

Historicamente, sempre foi dada mais atenção aos parâmetros microbiológicos da água, tendo em vista a grande incidência de doenças infecciosas de veiculação hídrica. Todavia, o conhecimento sobre a ocorrência de poluentes químicos nas águas para consumo humano é baixo frente à realidade de degradação do ambiente (Bergamasco *et al.*, 2011). O século XX foi um período de intenso crescimento populacional, onde a população global aumentou quatro vezes e a população urbana aumentou 13 vezes. Durante o último século a produção industrial aumentou 40 vezes e o consumo de energia 10 vezes e novos produtos químicos passaram a contaminar os mananciais de abastecimento de água, por meio das descargas das fábricas, escoamento de ruas e campos agrícolas. Foi no início dos anos 1960, após as duas guerras mundiais, com o avanço do modo de vida moderno, que a preocupação com os riscos químicos e radioativos e seus impactos à saúde aumentou (EPA, 2000; IWA, 2021).

Os parâmetros químicos podem ser categorizados em regulamentados, ou seja, parâmetros que já são exigidos pelo padrão de potabilidade, e não regulamentados que podem ser poluentes emergentes. Estes tópicos serão aprofundados nas próximas seções.

### 2.1.1 Poluentes Emergentes

Poluentes emergentes são definidos como substâncias químicas que têm sido detectadas em solo, ar e água, de ocorrência natural ou antrópica, que tem potencial de causar efeitos adversos ao meio ambiente e à saúde e não estão incluídas nos programas de monitoramento de rotina, ou seja, ainda não são regulamentados (Geissen *et al.*, 2015). São exemplos de grupos de substâncias de preocupação emergentes: fármacos e hormônios, alquifenóis e seus derivados, novos agrotóxicos, drogas ilícitas, produtos de higiene pessoal, antibióticos que provocam resistência bacteriana, sucralose e outros adoçantes artificiais, nanomateriais, substâncias per e polifluoroalquílicas, alguns subprodutos provenientes de processo de desinfecção da água, protetores solares, retardantes de chama bromados, dioxano, toxinas de algas e microplásticos (Richardson & Kimura, 2020; Richardson & Ternes, 2011).

Talvez, um dos principais impulsos do avanço do conhecimento nesta área tenham sido iniciativas como a da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos que a partir de 1998 passou a elencar uma lista de compostos candidatos a regulamentação a serem reavaliados a cada cinco anos, com meta de no mínimo cinco passarem a ser regulamentados, e a da União Européia, que passou a elencar substâncias prioritárias por meio de diretivas como a de 2001 que adicionou disruptores endócrinos como substâncias prioritárias. Estas políticas influenciaram na corrida pelo desenvolvimento de métodos analíticos e maior conhecimento de aspectos toxicológicos de substâncias químicas presentes em diferentes matrizes ambientais como solo, ar e água (Richardson, 2003), destacando a importância de aliar estudos químicos e toxicológicos, com efeitos como mutagenicidade, carcinogenicidade, hepatotoxicidade, nefrotoxicidade, imunotoxicidade, neurotoxicidade, desenvolvimento neurotóxico e farmacocinética (Simmons *et al.*, 2002). Para proteger a saúde humana, são definidos níveis máximos de contaminantes e para avaliar a ocorrência, sazonalidade e comportamento no ambiente é necessário que se desenvolvam

métodos analíticos com limites de detecção ainda mais baixos que os níveis de saúde. Análises de métodos de cromatografia líquida e gasosa, que costumavam ter uma hora de duração, passaram a ser reduzidos significativamente, chegando a tempo total de análise inferior a 10 min. Com a ampliação do uso de extração em fase de pré tratamento, pesquisas começaram a atingir limites de quantificação da ordem de grandeza de ng/L e alguns chegando a pg/L (Richardson, 2001). Métodos analíticos cada vez com limites de quantificação mais baixos permitem identificar novos contaminantes e compreender o processo de degradação de poluentes em subprodutos (Richardson, 2007).

Noguera-Oviedo & Aga (2016) descreveram cinco lições aprendidas em mais de duas décadas de pesquisa em poluentes emergentes:

- I. A ocorrência de poluentes emergentes é um fenômeno global, com fontes majoritariamente oriundas das atividades humanas;
- II. Tratamento não significa necessariamente remoção completa de poluentes emergentes;
- III. Metabólitos e produtos de transformação de fotólise importam porque alguns podem ser mais tóxicos ou mais biologicamente mais ativos que os precursores;
- IV. São necessários testes não convencionais de toxicidade para poluentes emergentes (por exemplo, para avaliar a toxicidade ecológica de misturas no ambiente);
- V. Até a ferramenta analítica mais avançada pode errar o alvo (por exemplo, devido à falta de padrões e bibliotecas LC-MS pesquisáveis).

O descarte de esgoto bruto e de efluentes de estações de tratamento de esgotos vem sendo considerado a principal via de aporte dos contaminantes emergentes para sistemas aquáticos. Muitos compostos orgânicos apresentam características físico-químicas que favorecem a sua permanência no efluente final das ETEs, sem que haja remoção significativa (Raimundo, 2011). Fármacos, hormônios e produtos químicos disruptores endócrinos tornaram-se importantes questões ambientais, com

preocupação que possam causar efeitos adversos à biota aquática em concentrações extremamente pequenas (ng/L ou µg/L) além de possíveis efeitos estrogênicos e outros, tanto para a vida selvagem quanto para os humanos (Richardson, 2003).

#### 2.1.1.1 Desreguladores endócrinos

O sistema endócrino é um complexo sistema de hormônios que regula o desenvolvimento, o crescimento, a reprodução e o comportamento. Algumas substâncias sintéticas e naturais têm a habilidade de mimetizar estes hormônios, então podem interferir ou desregular as funções normais. No reino animal disruptores endócrinos são suspeitos de serem responsáveis pelo declínio de certas espécies, como a esterilidade do jacaré americano, mudança de sexo em peixes e mariscos entre outros problemas (Richardson, 2005). A saúde humana e a vida selvagem dependem da capacidade de se reproduzir e se desenvolver normalmente e isso não é possível sem um sistema endócrino saudável. Efeitos sobre estes sistemas podem levar à obesidade, infertilidade ou redução da fertilidade, dificuldades de aprendizagem e memória, início de diabetes em adultos ou doença cardiovascular, bem como uma variedade de outras doenças. A janela mais sensível de exposição a desreguladores endócrinos ocorre durante períodos críticos de desenvolvimento, como durante o desenvolvimento fetal e a puberdade (WHO, 2012). Substâncias químicas desreguladoras endócrinas podem alterar a função hormonal ligando-se a receptores hormonais diretamente ou por retransmissão indireta de mensagens moleculares por meio de um conjunto complexo de proteínas celulares que ativam genes e alteram o crescimento e a divisão celular (Richardson, 2005).

Uma variedade de compostos naturais e produtos químicos antropogênicos são reconhecidos, ou suspeitos, de influenciar o sistema endócrino, tais como: estrogênios

naturais (por exemplo, 17 $\alpha$ -sitosterol, estrona), andr3genos naturais (por exemplo, testosterona), fitoester3ides, flavon3ides (por exemplo, daidze3ina), estrog3enios sint3eticos (por exemplo, 17 $\alpha$ -etinilestradiol), agrot3oxicos (como a atrazina), ftalatos, surfactantes de etoxilato de alquilfenol, dioxinas, PCBs coplanares, parabenos (derivados de hidroxibenzoato), bisfenol A e organomet3alicos (Richardson, 2005). De cerca de 800 produtos qu3imicos com potencial de desregula33o endr3crina, apenas uma pequena fra33o de par3metros foram investigados em testes capazes de identificar efeitos end3crinos em organismos intactos (WHO, 2012).

#### 2.1.1.2 F3rmacos

H3 há mais de 3000 ingredientes farmac3uticos dispon3veis no mercado (Richardson & Kimura, 2020) e a lista cresce anualmente na medida em que novos produtos s3o lan3ados (Omar *et al.*, 2016). Os f3rmacos podem ser subdivididos em categorias de acordo com o uso, tais como analg3sicos, antibi3ticos, antidiab3ticos,  $\beta$ -bloqueadores, contraceptivos, reguladores de lip3dios, antidepressivos e drogas para impot3ncia (Richardson & Ternes, 2005). Os f3rmacos tamb3m s3o usados para fins veterin3rios e podem ser de dif3cil biodegrada33o e apresentar assimila33o incompleta por animais e seres humanos durante o uso (Warner *et al.*, 2019). Devido 3 alta estabilidade, s3o excretados pela urina (embora a forma excretada difira da forma biologicamente ativa), e, por isso, identificados nos esgotos (Yang *et al.*, 2017). Compostos farmac3uticos s3o produzidos para uma resposta biol3gica a um organismo alvo, mas podem produzir a mesma resposta em um organismo n3o alvo, mesmo em tra3os de concentra33es (Wilkinson *et al.*, 2016).

Produtos farmac3uticos que foram detectados diretamente, ou como seus metab3litos, incluem antibi3ticos (como eritromicina, sulfametoxazol, e trimetoprima),

analgésicos e antiinflamatórios (como ácido acetilsalicílico, ibuprofeno e diclofenaco), reguladores de lipídios (como ácido clofíbrico, bezafibrato e gemfibrozil), beta-bloqueadores (tais como bisoprolol, betaxolol e metoprolol), drogas antiepilépticas (como como carbamazepina), anticoncepcionais orais (como 17 alfa-etinil estradiol e mestranol), e esteróides e hormônios (como cis-androsterona, coprostanol, 17R-estradiol, 17alpha-estradiol, estrona, progesterona e testosterona). Embora no meio ambiente as concentrações sejam geralmente muito baixas (abaixo de ng/L), esses níveis seriam suficientes para induzir respostas estrogênicas e causar efeitos reprodutivos e de desenvolvimento na vida selvagem. Muitos produtos farmacêuticos e hormônios são altamente polares, o que implica necessidade do uso de LC-MS ou um procedimento de derivatização eficiente combinado com CG-EM para sua análise (Richardson, 2003). Na medida em que os métodos analíticos vão evoluindo, vai sendo possível compreender melhor os mecanismos de reação dos fármacos nas diferentes etapas do processo de tratamento de água e esgoto.

Há antibióticos que provocam resistência bacteriana e têm sido detectados nos principais rios do mundo (Singh *et al.*, 2019). Uma das lacunas no conhecimento científico é a resposta para o questionamento sobre quais impactos desses antibióticos têm sido detectados na água para consumo humano e sobre os efeitos que poderiam causar para a saúde pública. Combinar radiação UV com processos oxidativos avançados (como UV/cloro, UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV/TiO<sub>2</sub>) pode melhorar a remoção de bactérias resistentes a antibióticos e genes resistentes a antibióticos, enquanto a desinfecção pode promover a transferência horizontal de genes de bactérias resistentes a antibióticos para patógenos caso utilize tempo de contato insuficiente à transferência horizontal de genes por apenas lisar as células (Sanganyado & Gwenzy, 2019).

O Brasil tem fragilidade na prescrição de medicamentos, pois é um país onde a população tem a cultura de se automedicar. Além disso, não existe logística reversa implementada. Ainda não há nenhum fármaco regulado para monitoramento de rotina na água, seja avaliação pela perspectiva de meio ambiente ou mesmo de saúde

através do padrão de potabilidade. Todavia, em uma revisão a respeito de estudos de fármacos em amostras de água no Brasil (Lima *et al.*, 2017), bem como estudos conduzidos na Inglaterra, Estados Unidos e Austrália que também avaliaram fármacos na água, as concentrações encontradas são de várias ordens de grandeza (até 1000 vezes) abaixo da dose terapêutica utilizada, em alguns casos, para estabelecer limites de saúde (WHO, 2011).

### 2.1.2 Avaliação Quantitativa de Risco Químico

A formulação de normas e diretrizes de qualidade da água para consumo humano segue princípios da avaliação quantitativa de risco químico. Há duas abordagens distintas para a determinação de valores máximos permitidos (VMP), uma para substâncias tóxicas não carcinogênicas, outra para substâncias carcinogênicas. Para substâncias tóxicas não carcinogênicas, o valor máximo permitido se refere à dose associada ao consumo de água que, em tese, pode ser ingerido diariamente durante a vida (70 anos utilizado como média de expectativa de vida) sem risco de ocorrência de efeitos adversos à saúde. Para o caso de substâncias carcinogênicas, o valor máximo permitido se refere à dose associada ao consumo de água durante 70 anos correspondente a um caso adicional de câncer a cada 10.000, 100.000 ou 1.000.000 de pessoas, dependendo da substância (WHO, 2017). A exposição química que inicia o processo de carcinogênese genotóxica, ou seja, a indução de uma mutação no material genético (DNA de células somáticas - células diferentes de óvulos ou espermatozoides) possui um risco teórico em qualquer nível de exposição (ou seja, qualquer valor) (WHO, 2017).

Os estudos de carcinogenicidade de agentes químicos da International Agency for Research (IARC) são realizados por grupos de trabalho que seguem critérios

científicos de dados da exposição humana, estudos de câncer em humanos, estudos experimentais de câncer em animais e dados mecanicistas e outros dados relevantes (IARC, 2019). A substância pode ser classificada em um dos seguintes grupos:

**Grupo 1.** Cancerígeno para os seres humanos. Aplica-se sempre que houver evidência suficiente de carcinogenicidade em humanos. Além disso, esta categoria pode ser aplicada quando há forte evidência em humanos expostos de que o agente exibe características essenciais de carcinógenos e evidências suficientes de carcinogenicidade em experimentos animais.

**Grupo 2 A.** Provavelmente cancerígeno para os seres humanos. Quando há duas das seguintes avaliações, incluindo pelo menos uma que envolve humanos expostos ou células ou tecidos humanos:

- Evidência limitada de carcinogenicidade em humanos;
- Evidência suficiente de carcinogenicidade em experimentos com animais;
- Fortes evidências de que o agente apresenta características-chave de carcinógenos.

**Grupo 2 B.** Possivelmente cancerígeno para os seres humanos. Quando há pelo menos uma das seguintes avaliações:

- Evidência limitada de carcinogenicidade em humanos;
- Evidência de carcinogenicidade suficiente em experimentos com animais;
- Fortes evidências de que o agente apresenta características-chave de carcinógenos.

**Grupo 3.** Não classificável quanto à sua carcinogenicidade para seres humanos. Quando não se enquadram em nenhum outro grupo, são geralmente colocados nesta categoria. Isso inclui o caso em que há fortes evidências de que o mecanismo de carcinogenicidade em experimentos animais não opera em humanos para um ou mais sítios tumorais equivalentes em experimentos animais, os sítios tumorais restantes não

suportam uma avaliação de evidência suficiente em experimentos animais, e outras categorias não são suportadas por dados de estudos em humanos e estudos mecanísticos. Uma avaliação no Grupo 3 não é uma determinação de não carcinogenicidade ou segurança geral. Frequentemente, significa que o agente tem potencial carcinogênico desconhecido e que existem lacunas significativas na pesquisa.

Os termos “provavelmente carcinogênico” e “possivelmente carcinogênico” não têm significância quantitativa e são usados para distinguir a robustez das evidências quanto à carcinogenicidade. Provavelmente cancerígeno tem evidências mais robustas do que possivelmente carcinogênico (IARC, 2019).

Para os efeitos tóxicos não carcinogênicos, pressupõe-se que haja uma dose abaixo da qual nenhum efeito adverso crônico seria observado. O VMP para cada substância é, geralmente, estabelecido a partir de evidências toxicológicas ou epidemiológicas, que permite estimar um Nível de Efeito Adverso Não Observado (*No Observable Adverse Effect Level* - NOAEL). As provas de toxicidade são usualmente obtidas em experimentos com animais. A partir desses estudos, definem-se níveis de exposição segura para os seres humanos, considerando-se variações inter e intra espécie (por exemplo, objetivando proteger populações mais sensíveis ou suscetíveis). Para tanto, aplica-se um fator de incerteza ao valor de NOAEL encontrado no estudo (WHO, 2004a). A OMS ressalta que, quando possível, os valores de NOAEL devem ser obtidos a partir de estudos de longo prazo, preferivelmente envolvendo a ingestão de água. Entretanto, os valores de NOAEL encontrados em estudos desenvolvidos para curto prazo ou naqueles em que foram consideradas outras fontes de exposição também podem ser utilizados. Outra questão apontada é que na ausência do valor de NOAEL, pode-se utilizar o valor referente ao Menor Nível de Efeito Adverso Observado (*Lowest Observed Adverse Effect Level* - LOAEL), que indica a menor concentração ou nível de determinada substância, para a qual foi observado um efeito adverso à saúde. Nesse caso, deve-se aplicar um fator de incerteza adicional para o uso do LOAEL em substituição ao NOAEL (WHO, 1999). Para fármacos utiliza-se a menor dose

cl clinicamente eficaz, que é geralmente equivalente a menor dose prescrita ou recomendada e leva em consideração o número de doses em um dia (*Lowest Observed Confidence Limit on the Benchmark Dose - BMDL*). Esses valores são derivados de uma avaliação do equilíbrio entre eficácia e segurança. A abordagem usada para derivar um valor de triagem para água potável é dividir o BMDL por um fator que forneceria uma garantia razoável de que os efeitos, farmacológico ou tóxico, seria extremamente improvável (WHO, 2011). O nível de exposição segura é, então, a dose abaixo da qual as pessoas poderiam estar expostas sem que ocorressem danos à saúde, o que é comumente chamado de Ingestão Diária Tolerável (IDT). A IDT é uma estimativa da quantidade de determinada substância presente nos alimentos ou na água potável, expressa em função da massa corporal (mg/kg), que se pode ingerir, diariamente, ao longo de toda a vida, sem risco considerável para a saúde (WHO, 1999).

### 2.1.3 Histórico do número de parâmetros químicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade

No Brasil, o primeiro padrão de potabilidade da água foi publicado pelo Ministério da Saúde por meio da Portaria nº 56/1977, onde constavam 37 parâmetros químicos. Após quatro décadas, o número de parâmetros químicos aumentou para 100 na Portaria GM/MS nº 888/2021. Na Tabela 2.1 consta o histórico do número de substâncias químicas exigidas no padrão brasileiro de potabilidade, classificadas em inorgânicas, orgânicas, agrotóxicos, subprodutos de desinfecção, e organolépticas. Destaca-se o aumento do número de agrotóxicos, que foi de 13 para 40, fruto dos esforços do setor de saúde para avaliar os impactos oriundos da economia majoritariamente agrícola do país.

**Tabela 2.1** Evolução do número de parâmetros químicos exigidos pelo padrão brasileiro de potabilidade.

Parâmetros	Portaria do Ministério da Saúde Brasileiro/Ano				
	56/1977	36/1990	1469/2000 e 518/2004	2914/2011	888/2021
Inorgânicos	11	11	13	15	14
Orgânicos	0	8	12	15	16
Agrotóxicos	13	10	22	27	40
Subprodutos de Desinfecção	0	3	6	7	10
Organolépticos	13	18	21	22	20
<b>Total</b>	<b>37</b>	<b>50</b>	<b>74</b>	<b>86</b>	<b>100</b>

#### 2.1.4 Valores máximos permitidos para os parâmetros químicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade

A Tabela 2.2 apresenta as substâncias químicas previstas na Portaria GM/MS nº 888/2021, classificadas em inorgânicas, orgânicas, agrotóxicos, subprodutos de desinfecção, com os respectivos valores máximos permitidos. Na Tabela 2.2 também foram incluídas informações toxicológicas encontradas em Bastos *et al.* (2018a), Bastos *et al.* (2019b), Bastos *et al.* (2019c) e Bastos *et al.* (2018b) que nortearam a revisão do padrão brasileiro de potabilidade, e que tiveram como base informações sistematizadas por organismos internacionais, tais como: *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>), *Integrated Risk Information System* (IRIS), da USEPA (<http://www.epa.gov/IRIS/>), *International Toxicity Estimates for Risk* (ITER) (<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?iter>), e adicionalmente, mais especificamente em relação à carcinogenicidade, baseado na classificação efetuada por organismos internacionais, tais como: *International Agency for Research on Cancer* (IARC) (<http://monographs.iarc.fr/>) e USEPA (2005).

**Tabela 2.2** Padrão de potabilidade brasileiro (VMP) para substâncias químicas e riscos à saúde.

<b>Inorgânicas</b>	<b>VMP (mg/L)</b>	<b>Principais efeitos à saúde observados em estudos de toxicidade (Bastos <i>et al.</i>, 2018a)</b>
Antimônio	0.006	Diminuição da longevidade; alteração dos níveis de glicose e colesterol no sangue.
Arsênio	0.01	Pigmentação da pele e queratose; câncer de pele, pulmão e bexiga; problemas cardiovasculares.
Bário	0.7	Potencial para causar hipertensão; lesão ou doença nos rins.
Cádmio	0.003	Disfunções renais.
Chumbo	0.01	Afeta o sistema nervoso central; o desenvolvimento mental e físico; problemas renais; pressão alta.
Cobre	2	Distúrbios gastrointestinais.
Cromo	0.05	Efeitos sistêmicos.
Fluoreto	1.5	Efeitos adversos nos tecidos ósseos (ossos e dentes); fluorose dentária.
Mercúrio Total	0.001	Distúrbios neurológicos (mercúrio orgânico) e renais (mercúrio inorgânico).
Níquel	0.07	Perda de peso corpóreo; danos ao coração, fígado e rins; e dermatites.
Nitrato <sup>1</sup>	10	Afeta o sistema de transporte de oxigênio pelo sangue (metahemoglobinemia); reage com aminas primárias no estômago para formar compostos nitrosos, conhecidos por serem carcinogênicos em animais.
Nitrito <sup>1</sup>	1	
Selênio	0.04	Selenose (perda de cabelos, fadiga, fraqueza das unhas); pode afetar outras funções do organismo como o metabolismo da glicose.
Urânio	0.03	Disfunção renal; efeitos sobre o sistema reprodutivo; efeitos sobre organismos em desenvolvimento.
<b>Orgânicas</b>	<b>VMP (µg/L)</b>	<b>Principais efeitos à saúde observados em estudos de toxicidade (Bastos <i>et al.</i>, 2019a, Batos <i>et al.</i>, 2019b)</b>
1,2 Dicloroetano	5	Câncer, Grupo 2 B IARC
Acrilamida	0.5	Efeitos carcinogênicos, genotóxico, neurotóxico e reprodutivos.
Benzeno	5	Grupo 1 - carcinogênico para humanos. Leucemia.
Benzo[a]pireno	0.4	Câncer - efeitos adversos no desenvolvimento (neurotoxicidade desenvolvimental), efeitos reprodutivos e imunológicos.
Cloreto de Vinila	0.5	Câncer (fígado). Carcinogênico para humanos.
Di(2-etilhexil) ftalato	8	Grupo 2 B. Hepatotoxicidade e efeitos adversos na reprodução em ratos e camundongos. Câncer no fígado em ratos e camundongos.
Diclorometano	20	Grupo 2A. Câncer. Alterações histológicas no fígado.
1,4-Dioxano	48	Grupo 2B. Hepatotoxicidade, câncer no fígado em animais de laboratório.
Epicloridrina	0.4	Grupo 2A. Provável cancerígeno humano (tumores locais após administração em ratos e camundongos).
Etilbenzeno	300	Grupo 2A. Efeitos em células vermelhas do sangue, no fígado e sistema respiratório.
Pentaclorofenol	9	Grupo 1. Linfoma não-hodgkin.
Tetracloroeto de Carbono	4	Grupo 2B. Hepatotóxico.

<b>Orgânicas</b>	<b>VMP (µg/L)</b>	<b>Principais efeitos à saúde observados em estudos de toxicidade (Bastos <i>et al.</i>, 2019a, Batos <i>et al.</i>, 2019b)</b>
Tetracloroeteno	40	Grupo 2A. Efeitos neurológicos, hepáticos, renais, imunológicos, hematológicos e reprodutivos/desenvolvimentais. Carcinomas e adenomas hepatocelular, hemangioma e hemangiosarcoma em camundongos e leucemia e fibroadenoma na glândula mamária em ratos.
Tolueno	30	Perda de peso. Efeitos hepatotóxicos
Tricloroeteno	4	Câncer renal, de fígado e câncer do sistema imunológico (linfoma não-hodgkin) em humanos.
Xilenos	500	Perda de peso.
<b>Agrotóxicos</b>	<b>VMP (µg/L)</b>	<b>Principais efeitos à saúde observados em estudos de toxicidade (Bastos <i>et al.</i>, 2019c)</b>
2.4 D	30	Grupo 2B. Efeitos nos rins e tireóide.
Alacloro	20	Carcinogênico. Hemossiderose no rim, fígado e baço.
Aldicarbe	+	Inibição da acetilcolinesterase, não genotóxico ou carcinogênico, neurotoxicidade.
Aldicarbesulfona	+	
Aldicarbesulfóxido	10	
Aldrin + Dieldrin	0.03	Tem mais de um mecanismo de toxicidade. Os órgãos alvo são o sistema nervoso central e o fígado. Dieldrin é teratogênico.
Ametrina	60	Alterações no fígado e diminuição transitória no ganho de peso corporal em estudos com ratos.
Atrazina + S-Clorotriazinas (Deetil-Atrazina - Dea, Deisopropil-Atrazina - Dia e Diaminoclorotriazina - Dact)	2	A exposição de longo prazo causa perda de peso, degeneração cardiovascular, retinal e muscular, e câncer.
Carbendazim	120	Evidências de atrofia testicular difuso. Em cães, houve alterações histopatológicas no fígado, aumento do colesterol, e alterações nos níveis de enzimas hepáticas.
Carbofurano	7	Inibição da colinesterase, danos ao sistema nervoso e reprodutivo.
Ciproconazol	30	Efeitos hepáticos.
Clordano	0.2	É bioacumulativo, neurotóxico nos animais e nos seres humanos. A exposição de longo prazo ao clordano pode causar danos no fígado, rins, coração, pulmões, baço e às glândulas supra renais, além de câncer.
Clorotalonil	45	Grupo 2 B. Efeitos na reprodução e no desenvolvimento, irritação no trato respiratório, pele e olhos.
Clorpirifós + clorpirifós-oxon	30	Inibição da atividade colinesterase. Indicativo de toxicidade para o sistema nervoso central. Associação com câncer no sistema nervoso, digestivo e hematopoiético e no pulmão.
DDT+DDD+DDE	1	É bioacumulativo e armazena-se na gordura corpórea. Efeitos no fígado. Possível agente carcinogênico em humanos de acordo com a IARC. Associação com câncer no sistema digestivo, hematopoiético e urinário, reprodução masculina e feminina e no pulmão.

<b>Agrotóxicos</b>	<b>VMP (µg/L)</b>	<b>Principais efeitos à saúde observados em estudos de toxicidade (Bastos et al., 2019c)</b>
Difenoconazol	30	Irritação nos olhos.
Dimetoato ometoato	+ 1.2	Efeitos na reprodução e diminuição da colinesterase no cérebro.
Diuron	20	Possível carcinogênico humano. Perda de peso corporal, aumento no peso do fígado, hiperplasia e ritroide e diminuição de valores hematológicos.
Epoxiconazol	60	Cistos ovarianos e efeitos histopatológicos nas glândulas adrenais. Provável carcinogênico humano e desregulador endócrino.
Fipronil	1.2	Efeitos sobre o sistema nervoso, tireóide e rins em estudo de ratos por 2 anos.
Flutriafol	30	Efeitos hepáticos.
Glifosado + AMPA	500	Aumento da incidência de dilatação tubular renal na prole de ratos. Redução no ganho de peso.
Hidroxi-Atrazina	120	Toxicidade renal.
Lindano (gama HCH)	2	Estudos em ratos por dois anos: aumento da incidência de hipertrofia hepatocelular, aumento do peso do fígado e do baço e aumento da mortalidade em doses mais altas. Efeitos deletérios no fígado e rins.
Malationa	60	Grupo 2A. Inibidor de colinesterase e neurotóxico.
Mancozebe + ETU	8	Hiperplasia da tireóide.
Metamidofós Acefato	+ 7	Inibição da colinesterase.
Metolacoloro	10	Estudo de dois anos com ratos verificou testículos atrofiados e degeneração do epitélio tubular. Estudo com cães: perda de peso e aumento do fígado.
Metribuzim	25	Efeitos no fígado e na tireoide, redução de ganho de peso corporal.
Molinato	6	Alterações nos parâmetros de fertilidade e na morfologia do esperma de ratos. Redução do número de ninhadas de ratos, redução da sobrevivência dos filhotes.
Paraquate	13	A absorção pode causar lesão pulmonar, hepática, renal e miocárdica.
Picloram	60	Estudo com cães: aumento do peso do fígado.
Profenofós	0.3	Estudo com cães: inibição da colinesterase plasmática.
Propargito	30	Estudo dietético de dois anos em ratos baseado na proliferação de células no intestino delgado.
Protioconazol ProticonazolDestio	+ 3	Efeitos hepáticos.
Simazina	2	Efeitos no sistema hematológico e aumento de incidência de tumores de mama em estudo de longo prazo em ratos. Redução do ganho de peso. Níveis altos de fosfatase alcalina sérica e transaminase glutâmico-oxalacética sérica e leve hiperplasia da glândula tireoide.
Tebuconazol	180	Fígado: indução de enzimas hepáticas e alterações histopatológicas e glândulas adrenais: retardo no crescimento e alterações histopatológicas.
Terbufós	1.2	Inibição da colinesterase, diminuição da atividade colnesterase sérica em estudo com cães.

<b>Agrotóxicos</b>	<b>VMP (µg/L)</b>	<b>Principais efeitos à saúde observados em estudos de toxicidade (Bastos et al., 2019c)</b>
Tiametoxam	36	Nefropatia/alterações renais.
Tiodicarbe	90	Neurotoxicidade.
Tiram	6	Diminuição dos glóbulos vermelhos, hemoglobina e hematócritos, alterações degenerativas no nervo ciático e atrofia do músculo gastrocnêmio e mudanças no peso corpóreo, aumento do peso do fígado e alterações hematológicas e hormonais. Distúrbios neurológicos.
Trifluralina	20	Efeitos hepáticos/alterações no fígado e diminuição de peso.
<b>Subprodutos de Desinfecção</b>	<b>VMP (mg/L)</b>	<b>Principais efeitos à saúde observados em estudos de toxicidade (Bastos et al., 2018b)</b>
2,4,6 Triclorofenol	0.2	Leucemia - possivelmente carcinogênico aos seres humanos.
2,4-diclorofenol	0.2	Embora em doses altas possa causar doenças crônicas, lesões de pele e úlcera, danos ao fígado e efeitos neurológicos, o subsídio do VMP é a partir de NOAEL.
Ácidos haloacéticos total <sup>2</sup>	0.08	Provável carcinogênico aos seres humanos. Risco de câncer. Redução do peso corporal, dos rins, fígado e baço em ratos. Efeitos no fígado, cérebro e testículos em cães. Alterações histopatológicas em ratos.
Bromato	0.01	Provável carcinogênico aos seres humanos. Grupo 2 B. Estudo em ratos: inibição do ganho de peso corporal, lesões renais e adenocarcinoma renal.
Cloraminas Total	4	Perda de peso em ratos.
Clorato	0.7	Redução no peso absoluto do cérebro e do fígado, redução da amplitude do sobressalto auditivo em estudo com ratos.
Clorito	0.7	Redução no peso absoluto do cérebro e do fígado, redução da amplitude do sobressalto auditivo em estudo com ratos.
Cloro residual livre	5	Perda de peso em ratos.
N-nitrosodimetilamina	0.0001	Risco de câncer a partir de modelo multiestágios para citoadenomas biliares hepáticos em ratas.
Trihalometanos Total <sup>3</sup>	0.1	Possivelmente carcinogênico aos seres humanos, em situações de exposição acentuada podem provocar citotoxicidade e hiperplasia regenerativa. Desenvolvimento de lipomas (cistos) hepáticos.

<sup>1</sup> A soma das razões das concentrações de nitrito e nitrato e seus respectivos VMPs não deve exceder 1.

<sup>2</sup> Ácido monocloraacético, ácido dicloroacético, ácido tricloroacético, ácido monobromoacético, ácido dibromoacético, ácido bromocloroacético, ácido bromodichloroacético, ácido dibromocloroacético, ácido tribromoacético.

<sup>3</sup> Triclorometano ou clorofórmio, bromodichlorometano, dibromoclorometano, tribromometano ou bromofórmio.

Os riscos à saúde relacionados à água para consumo humano são quantificados de acordo com a exposição oral. Embora possa haver exposição de contaminações químicas na água para consumo humano por via dérmica e respiratória durante um banho, por exemplo, em geral esta exposição não é levada em conta para definição do VMP.

A alteração da aparência, gosto e odor da água pode afetar sua aceitação pelo consumidor. As principais substâncias que podem causar alterações organolépticas estão listadas na Tabela 2.3, bem como possíveis implicações da ocorrência de cada parâmetro nos SAAs ultrapassar o VMP. Ressalta-se que boa parte dos parâmetros organolépticos já possui rejeição pela população em concentrações menores do que a que de fato colocaria a saúde em risco.

**Tabela 2.3** Padrão organoléptico de potabilidade.

<b>Parâmetro</b>	<b>VMP (mg/L)</b>	<b>Efeitos possíveis quando o VMP é ultrapassado (WHO, 2017)</b>
Alumínio	0.2	Embora para o presente VMP o critério utilizado tenha sido os limiares de gosto, pode causar perda de peso e há a hipótese de ser um fator de risco no desenvolvimento ou aceleração de Alzheimer devido à potencial neurotoxicidade e tem potencial bioacumulativo.
Amônia (Como N)	1.2	Pode comprometer a eficiência da desinfecção, resultado da formação de nitrito na rede de distribuição, causa de falha na filtração para a remoção de manganês e causa de problemas de odor.
Cloreto	250	Concentrações excessivas aumentam a velocidade de corrosão de metais no sistema de distribuição, dependendo da alcalinidade da água. Concentrações acima do VMP podem alterar dar origem a um sabor detectável na água.
Cor Aparente <sup>1</sup>	15	Caso este limite seja ultrapassado pode ser visível para o consumidor e afetar a aceitabilidade. A cor aparente pode ser indicativa de precursores de subprodutos de desinfecção.
1,2 diclorobenzen	0.001	Alteração do gosto.
1,4 diclorobenzeno	0.0003	Alteração do gosto.
Dureza total	300	Dureza é causada por cálcio e magnésio e é geralmente indicada pela precipitação de espuma de sabão. Valores acima do VMP podem causar alteração do gosto e causar deposição de incrustações nas instalações da ETA, tubulações e reservatórios do sistema de distribuição.
Ferro	0.3	Pode alterar a cor e a turbidez da água e manchar roupas e acessórios de encanamento.
Gosto e odor <sup>2</sup>	6	Pode ser sinal de mudança da qualidade da água bruta ou deficiências no processo de tratamento que devem ser

Parâmetro	VMP (mg/L)	Efeitos possíveis quando o VMP é ultrapassado (WHO, 2017)
		investigadas.
Manganês	0.1	Pode causar gosto e causar deposições no sistema de distribuição.
Monoclorobenzeno	0.02	Embora para definição do VMP tenha sido limiares de odor, em doses maiores pode causar perda de peso e problemas no fígado, rim e sistema hematopoiético. Limitadas evidências de carcinogenicidade em ratos machos, em altas doses aumento da ocorrência de nódulos neoplásicos.
Sódio	200	Pode afetar a aceitação devido a alterações no gosto.
Sólidos dissolvidos totais	500	Pode ser motivo de objeção pelos consumidores.
Sulfato	250	Pode causar gosto e em doses altas pode ter efeito laxativo em consumidores não acostumados.
Sulfeto de hidrogênio	0.05	Pode afetar a aceitação da água. Pode causar irritação nos olhos e os efeitos tóxicos são maiores pela via inalatória.
Turbidez <sup>3</sup>	5	Pode proteger microorganismos dos efeitos da desinfecção. Partículas em suspensão podem ser visíveis a olho nu diminuindo a aceitação. Pode ser indicativo de contaminações químicas e microbiológicas.
Zinco	5	Indesejável gosto adstringente. Pode parecer opalescente e desenvolver uma camada gordurosa ao ferver.

<sup>1</sup> Unidade Hazen (mgPt-Co/L)

<sup>2</sup> Intensidade

<sup>3</sup> Unidade de turbidez

#### 2.1.4.1 Classificação quanto à carcinogenicidade dos parâmetros químicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade

Entre os efeitos à saúde que contaminantes químicos presentes na água para consumo humano podem causar, um dos mais preocupantes é a alteração no padrão genético das células com consequente crescimento tumoral, ou seja, carcinogenicidade.

Oito substâncias são classificadas como carcinogênicas, grupo 1, de acordo com a classificação da IARC, sendo cinco parâmetros orgânicos (benzeno, cloreto de vinila, pentaclorofenol, benzo[a]pireno e tricloroeteno), o parâmetro inorgânico arsênio e o agrotóxico alacloro. O parâmetro cloreto de vinila deve ser monitorado na rede de distribuição, mesmo que não seja encontrado na saída do tratamento, tendo em vista a possibilidade de ser liberado de materiais à base de plástico de PVC. Os subprodutos de desinfecção, ácidos haloacéticos e N-nitrosodimetilamina são classificados no grupo 2A, prováveis carcinógenos, já trihalometanos e bromato são classificados no grupo 2 B, possíveis carcinógenos. Estes subprodutos podem ser gerados a depender da presença de precursores na água bruta que possam vir a reagir com o produto de desinfecção utilizado no processo de tratamento.

Na Tabela 2.4 estão classificados os parâmetros químicos presentes no padrão brasileiro de potabilidade quanto à carcinogenicidade. Na avaliação quantitativa de risco químico os parâmetros carcinogênicos possuem um método de cálculo de VMP baseado na probabilidade de ocorrência de mutação genética em um indivíduo (WHO, 2017). Neste sentido, conhecer a classificação quanto à carcinogenicidade de eventuais substâncias químicas presentes na água para consumo humano é importante para fomentar pesquisas que testem hipóteses de impactos na incidência de neoplasias na população a partir de contaminações químicas na água e desenvolvam novos métodos epidemiológicos de se avaliar onexo causal das doenças crônicas.

**Tabela 2.4** Classificação quanto à carcinogenicidade dos parâmetros químicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade (IARC, 2021).

Classificação IARC	Inorgânicos	Orgânicas	Agrotóxicos	Subprodutos de Desinfecção
<b>Grupo 1</b>	arsênio	benzeno, cloreto de vinila, pentaclorofenol, benzo[a]pireno, tricloroeteno	alacoloro, lindano	
<b>Grupo 2 A</b>		acrilamida, diclorometano, epicloridrina, etilbenzeno, tetracloroeteno	malationa, epoxiconazol, glifosato	ácidos haloacéticos, N-nitrosodimetilamina
<b>Grupo 2 B</b>		1,2 dicloroetano, Di(2-etilhexil) ftalato, 1,4-dioxano, tetracloroeto de carbono	2.4 D, clordano, clorotalonil, DDT+DDD+DDE, difenoconazol, diuron	trihalometanos, bromato
<b>Grupo 3</b>			aldicarbe, atrazina, picloram, simazina, tiram	

#### 2.1.4.2 Parâmetros de agrotóxicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade

O fato de o Brasil ser um país que tem a agricultura como base de sua economia implica em ter uso intensivo de agrotóxicos no território brasileiro. No contexto do acelerado lançamento de novos agrotóxicos autorizados para uso no país, é importante destacar quais foram os critérios adotados na última revisão do padrão de potabilidade brasileiro, descritos em Bastos *et al.* (2019c):

Agrotóxicos proibidos no Brasil: seja pela persistência no ambiente ou pela possibilidade de contrabando pelas fronteiras;

- Dinâmica ambiental: avalia a predisposição do agrotóxico chegar ao manancial superficial ou subterrâneo, considerando as propriedades físico-químicas e a interação com solo, ar e água;
- Volume comercializado: para os agrotóxicos autorizados no país;
- Aspectos toxicológicos para definir a inclusão e o VMP.

No documento elaborado por Bastos *et al.* (2019c) que subsidiou o processo de revisão do padrão brasileiro de potabilidade, os autores contabilizaram 815 agrotóxicos constantes nas diretrizes da OMS (WHO, 2017), normas dos EUA (USEPA, 2018), Canadá (Health Canada, 2017), Austrália (NHMRC/NRMMC, 2011) e Nova Zelândia (Ministry of Health, 2017). Destes, a ANVISA autoriza o uso no Brasil de 545 compostos, enquanto 167 não são autorizados. Outros 103 compostos não constam na lista de autorizados/não autorizados pela ANVISA (Bastos *et al.*, 2019c).

Para avaliar a inclusão de parâmetros de agrotóxicos foram utilizados os seguintes critérios:

- i) a substância compõe o padrão de potabilidade da norma brasileira (PRC nº 5/2017);
- ii) compõe o padrão de potabilidade de normas/é mencionada em diretrizes de pelo menos três das agências acima citadas;
- iii) é apontada como possível candidata a regulamentação em algumas das agências consideradas;
- iv) apresenta comercialização relevante no país;
- v) apresenta dinâmica ambiental favorável à sua ocorrência em água.

Para o grupo dos agrotóxicos com uso autorizado, para a avaliação do risco associado a cada substância, Bastos *et al.* (2019c) aplicaram uma matriz semi quantitativa com duas variáveis: i) a ingestão diária tolerável (IDT); e ii) a intensidade de comercialização (em toneladas) da substância no país, representando o potencial de exposição humana. As substâncias foram então priorizadas a partir de toxicidade e exposição.

Para o grupo de substâncias não autorizadas, Bastos *et al.* (2019c) adotaram uma abordagem diferenciada, uma vez que não há autorização para utilização desses compostos e por consequência não existem dados de comercialização:

- Análise das informações relativas à dinâmica ambiental das substâncias, de forma a se avaliar o potencial de ocorrência em mananciais de abastecimento, como critério excludente.

- Ranqueamento com base no valor da IDT, ordenado de forma crescente.

Bastos *et al.* (2019c) avaliaram ainda 42 compostos de uso proibido, sendo que 29 passaram pelo crivo inicial da dinâmica ambiental e 12 foram selecionados para avaliação, com corte estabelecido em IDT de  $0,00275 \text{ mg.kg.pc}^{-1}.\text{d}^{-1}$ .

Os parâmetros de agrotóxicos endossulfan, 2,4,5 T, parationa metílica, pendimentalina e permetrina foram excluídos do padrão brasileiro de potabilidade com a atualização da Portaria MS nº888/2021 em relação à PRC nº5/2017.

2,4 D é o segundo agrotóxico mais vendido do Brasil. 2,3,4-T, juntamente com o 2,4 D, era um dos componentes do agente laranja, utilizado na Guerra do Vietnã, cuja toxicidade era, essencialmente, associada à presença da dioxina TCDD, proveniente do processo de fabricação do 2,4,5-T. A produção e registro do 2,3,5-T foi descontinuada há quase 30 anos em muitos países, por esse motivo, foi removido na atualização do padrão de potabilidade (Portaria nº888/2021), permanecendo somente o 2,4 D (Bastos *et al.*, 2019c), sendo que no padrão anterior (PC nº5/2017) era atribuído um VMP para a soma dos dois parâmetros. Neste mesmo sentido foram removidos os agrotóxicos parationa metílica, pendimentalina e permetrina.

Aldrin é convertido em dieldrin e é altamente persistente (DT50 de 5 anos). Embora tenha sido proibido no Brasil desde 1985, pelo fato de ser poluente orgânico persistente de elevada toxicidade, tem sido detectado nas águas do Brasil, conforme apontam os dados do SISAGUA, por este motivo permaneceu no padrão (Bastos *et al.*, 2019c).

Dezoito fungicidas do grupo triazol têm em comum quatro principais metabólitos: 1,2,4-triazol, triazol alanina, ácido acético triazol e ácido láctico triazol. Cinco entre os

dezoito estão presentes no padrão brasileiro de potabilidade: ciproconazol, epoxiconazol, flutriafol, protioconazol e tebuconazol, sendo que os principais efeitos toxicológicos identificados de seus subprodutos são perda de peso corpóreo, úlceras estomacais e variações anatômicas do osso hióide em fetos de coelhos.

A Tabela 2.5 apresenta os 40 agrotóxicos previstos na Portaria nº888/2021 com a informação se o uso é autorizado pela ANVISA, se já estava listado no padrão de potabilidade anterior, a classificação quanto ao uso na agricultura e a capacidade de remoção por processo convencional de tratamento da água. Os dados da Tabela 2.5 foram compilados a partir dos documentos norteadores do processo de revisão do padrão de potabilidade elaborados por Bastos *et al.* (2019c). São 31 parâmetros de agrotóxicos autorizados pela ANVISA e 9 parâmetros não autorizados. A atualização do padrão brasileiro de potabilidade traz 16 parâmetros que não estavam listados no padrão de potabilidade anterior (Anexo XX da PC nº 5/2017). Em relação aos usos da agricultura, constam parâmetros de agrotóxicos classificados como acaricida, fungicida, herbicida, inseticida, nematicida e praguicida. Em relação a remoção no tratamento, os parâmetros clorpirifós, diuron e glifosato podem ser degradados/removidos no tratamento: o tratamento não é efetivo para remoção/degradação de 2,4 D, alacloro, atrazina, carbofurano e malationa e não há informação para 22 parâmetros e a remoção é limitada para os demais parâmetros da Tabela 2.5.

**Tabela 2.5** Parâmetros de agrotóxicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade (Portaria nº888/2021) e classificações quanto à autorização de uso pela ANVISA, ao uso na agricultura e à efetividade da remoção no tratamento convencional.

<b>Agrotóxicos</b>	<b>Uso autorizado pela ANVISA</b>	<b>Listado no padrão anterior</b>	<b>Classificação quanto ao uso</b>	<b>Remoção no tratamento convencional</b>
2.4 D	sim	sim	herbicida	não efetiva
Alacloro	sim	sim	herbicida	não efetiva
Aldicarbe + Aldicarbesulfona + Aldicarbesulfóxido	não	sim	praguicida	indícios de remoção - formação de subprodutos aldicarbesulfóxido e aldicarbesulfona
Aldrin + Dieldrin	não	sim	inseticida	aldrin 95% da coagulação e dieldrin 40%
Ametrina	sim	não	herbicida	tratamento convencional + carvão ativado é eficaz na remoção
Atrazina + S-Clorotriazinas (Deetil-Atrazina - Dea, Deisopropil-Atrazina - Dia e Diaminoclorotriazina - Dact)	sim	sim	herbicida	não efetiva
Carbendazim	sim	sim	fungicida	na clarificação de 33 a 67% para águas de alta turbidez e 68 a 86% para águas de baixa turbidez.
Carbofurano	não	sim	nematicida	não efetiva
Ciproconazol	sim	não	fungicida	si
Clordano	não	sim	inseticida	si
Clortalonil	sim	não	fungicida	si
Clorpirifós + clorpirifós-oxon	sim	sim	inseticida	na clarificação de 20 a 80%; na cloração de 80 a 100%, no entanto com formação de clorpirifós-oxon.
DDT+DDD+DDE	não	sim	inseticida	30 a 70%
Difenoconazol	não	não	fungicida	si

Agrotóxicos	Uso autorizado pela ANVISA	Listado no padrão anterior	Classificação quanto ao uso	Remoção no tratamento convencional
Dimetoato + ometoato	sim	não	inseticida	na coagulação 35% (na cloração tende a ser transformado em ometoato)
Diuron	sim	sim	herbicida	30-100%
Epoxiconazol	sim	não	fungicida	si
Fipronil	sim	não	inseticida	si
Flutriafol	sim	não	fungicida	si
Glifosado + AMPA	sim	sim	herbicida	Eficiente, cloração 96%.
Hidroxi-Atrazina			subproduto da atrazina	
Lindano (gama HCH)	não	sim	inseticida	clarificação ~ 45%
Malationa	sim	não	inseticida	não efetivo
Mancozebe + ETU	sim	sim	fungicida	si
Metamidofós + Acefato	não	sim	inseticida	si
Metolaclo-ro	sim	sim	herbicida	si
Metribuzim	sim	não	herbicida	Potencial de redução de 50%.
Molinato	sim	sim	herbicida	si
Paraquate	não	sim	herbicida	si
Picloram	sim	não	herbicida	si
Profenofós	sim	sim	inseticida	si
Propargito	sim	não	acaricida	1 a 17%
Protioconazol + ProticonazolDestio	sim	não	fungicida	si
Simazina	sim	sim	herbicida	si
Tebuconazol	sim	sim	fungicida	si
Terbufós	sim	sim	inseticida	si
Tiametoxam	sim	não	inseticida	si
Tiodicarbe	sim	não	inseticida	si
Tiram	sim	não	herbicida	si
Trifluralina	sim	sim	herbicida	si

si: sem informação

Quanto ao monitoramento de agrotóxicos na água, o ideal seria a implementação na rotina de métodos analíticos multiresíduos, como o desenvolvido por Zini (2016) onde a partir de um padrão de 183 agrotóxicos, foram validados 75 parâmetros em uma corrida cromatográfica de 20 min, e que estes métodos pudessem ser constantemente aprimorados, entretanto, a realidade dos laboratórios de saúde pública ou mesmo do setor de saneamento está demasiado distante deste ideal.

Os agrotóxicos são utilizados na produção agrícola e desafiam a regulamentação devido à velocidade com que são lançados novos compostos no mercado. Como limitação da regulamentação, quanto ao padrão brasileiro de potabilidade, que é pensado para todo o território nacional, peculiaridades regionais podem ficar descobertas pela legislação e neste sentido entra a importância de os estados regulamentarem de acordo com a realidade do seu território. É o caso do Rio Grande do Sul que possui a Portaria SES RS 320/2014 que acrescenta 46 parâmetros de agrotóxicos para enquadrar a água como potável. Um instrumento importante para balizar ações de vigilância em saúde é o uso de informações da dinâmica ambiental para avaliação de riscos de agrotóxicos na água, como apresentado para os parâmetros de agrotóxicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade e na Portaria estadual do Rio Grande do Sul na pesquisa de Zini (2016). Parâmetros de agrotóxicos não previstos no padrão brasileiro de potabilidade que sejam encontrados na água carecem de referência para análise de risco à saúde.

## 2.2 Contaminações Microbiológicas na Água para Consumo Humano

Doenças infecciosas que tem como agentes etiológicos bactérias, vírus e protozoários, são as causas mais comuns de danos à saúde associados à água para consumo humano. O êxito da infecção vai depender da dose, da virulência e do quão invasivo é o patógeno, bem como do sistema imunológico do indivíduo. Os excrementos humanos e de animais são as maiores fontes de contaminação microbiológica da água. A água com contaminação microbiológica tem alto potencial de danos que podem ocorrer ao mesmo tempo a uma parcela considerável da população (WHO, 2017). O impacto socioeconômico mesmo em infecções não fatais é de grandes proporções, e envolve além da associação com hospitalização, o absenteísmo no trabalho para adultos (Grabow, 2007) e da escola para crianças e jovens em desenvolvimento, entre outros aspectos. A Tabela 2.6 aponta a lista de patógenos que podem transmitir doenças de veiculação hídrica e foram confirmados por estudos epidemiológicos e em casos históricos (WHO, 2017).

**Tabela 2.6** Patógenos transmitidos pela água para consumo humano.

<b>Patógeno</b>	<b>Persistência em abastecimento de água<sup>a</sup></b>	<b>Resistência ao Cloro<sup>b</sup></b>	<b>Infectividade Relativa<sup>c</sup></b>
<b>Báctéria</b>			
<i>Burkholderia</i>	pode se multiplicar	baixa	baixa
<i>Campylobacter</i>	moderado	baixa	moderada
<i>Escherichia coli</i> - <i>Diarreogênica</i>	moderado	baixa	baixa
<i>E. coli</i> - <i>enteroemorrágica</i>	moderado	baixa	alta
<i>Francisella</i>	longo	moderada	alta

<b>Patógeno</b>	<b>Persistência em abastecimento de água<sup>a</sup></b>	<b>Resistência ao Cloro<sup>b</sup></b>	<b>Infectividade Relativa<sup>c</sup></b>
<b>Bácteria</b>			
<i>Legionella</i>	pode se multiplicar	baixa	moderada
<i>Mycobacteria</i> (não tuberculosa)	pode se multiplicar	alta	baixa
<i>Salmonella typhi</i>	moderado	baixa	baixa
<i>Salmonella enterica</i>	pode se multiplicar	baixa	baixa
<i>Salmonella bongori</i>	pode se multiplicar	baixa	baixa
<i>Salmonella dysenteriae</i>	pode se multiplicar	baixa	baixa
<i>Shigella</i>	baixa	baixa	alta
<i>Vibrio</i>	baixa para longa	baixa	baixa
<b>Vírus</b>			
Adenoviridae	moderada	longa	alta
Astroviridae	moderada	longa	alta
Caliciviridae	alta	longa	alta
Hepeviridae	alta	longa	alta
Picornaviridae	alta	longa	alta
Reoviridae	alta	longa	alta
<b>Protozoários</b>			
<i>Acanthamoeba</i>	pode se multiplicar	alta	alta
<i>Cryptosporidium</i>	longa	alta	alta
<i>Cyclospora</i>	longa	alta	alta
<i>Entamoeba</i>	moderada	alta	alta
<i>Giardia</i>	moderada	alta	alta
<i>Naegleria</i>	pode se multiplicar	baixa	moderada
<b>Helminto</b>			
<i>Dracunculus</i>	moderada	moderada	alta

a Período de detecção para estágio infectivo na água a 20 °C; baixa para uma semana, moderado de uma semana para um mês, longo acima de um mês.

b Dependendo da espécie pode haver variação na resistência e também pode depender das características do manancial de captação e das condições operacionais. Resistência é baseada na inativação de 99% a 20°C onde, geralmente, baixa representa  $Ct_{99} < 1 \text{ min.mg.L}^{-1}$ , moderada  $1-30 \text{ min.mg.L}^{-1}$  e alta  $> 30 \text{ min.mg.L}^{-1}$ , (Onde C=concentração de cloro livre em mg/L e t=tempo de contato em minutos).

c Experimentos com voluntários, evidência epidemiológica e estudos com animais. Alta significa dose infectante  $1-10^2$  organismos ou partículas, moderado  $10^2-10^4$  e baixa  $> 10^4$ . (adaptado, WHO, 2017)

Como pode ser observado na Tabela 2.6, as bactérias são os organismos mais sensíveis à inativação por meio da desinfecção. Neste sentido, o tratamento de água tem sido fundamental para preservar a saúde pública. Cólera, febre tifóide, disenteria, hepatites A e E e muitas outras doenças causadas por vírus e bactérias que podem ser transmitidas por vias hídricas, são evitadas pela desinfecção da água. Além disso, o cloro residual na rede de distribuição previne contaminações secundárias (Tulchinsky, 2018).

O custo para monitorar diferentes patógenos na rotina das empresas de saneamento é elevado. Por razões financeiras, de limitações técnico-analíticas e de necessidade de respostas ágeis, no controle microbiológico da qualidade da água usualmente recorre-se a indicadores microbiológicos de parâmetros mais simples e mais baratos (PROSAB, 2019). Por exemplo, para a eficiência da desinfecção é avaliada a presença ou ausência de coliformes totais e de *E. coli*. Para a remoção de protozoários é avaliada a eficiência da filtração por meio da análise de turbidez da água na saída de cada unidade filtrante. Embora haja uma correlação positiva entre a concentração de *E. coli* e patógenos, vírus e protozoários são mais resistentes ao tratamento convencional, incluindo etapas de filtração e desinfecção, e podem estar presentes na água tratada na ausência de *E. coli* (WHO, 2017). Vírus entéricos humanos são claramente uma preocupação na avaliação microbiológica da água, no entanto, o estudo e os métodos de análise da virologia ambiental ainda são limitados, não há um método de parâmetros secundários bacterianos que alertem para eventual contaminação viral (Gibson, 2014). Nesse sentido, para indicar a inativação de vírus são estabelecidos no padrão brasileiro de potabilidade os parâmetros de controle da desinfecção que incluem a concentração residual do agente de desinfecção, tempo de contato, pH e temperatura da água.

Vírus afetam todas as formas de vida, de um organismo unicelular como uma bactéria, a um protozoário, até sistemas mais complexos de plantas e animais, incluindo o ser humano. Vírus entéricos normalmente são eliminados em grande quantidade, o que favorece a disseminação ambiental, e muitos permanecem viáveis durante e após a passagem pelo sistema gastrointestinal, como também no ambiente. Os vírus entéricos (com exceção da Hepatite E) são majoritariamente da espécie humana, e sua presença nos mananciais é evidenciada pela contaminação fecal humana (Grabow, 2007; Carter, 2005).

A morbidade e a mortalidade das doenças e surtos por meio de vírus de transmissão fecal-oral são pouco conhecidas, não reportadas ou mesmo não monitoradas. Entre as dificuldades de análises de vírus na água destacam-se os elaborados métodos de análise viral em amostras ambientais, como a necessidade de grandes volumes, mais de 100 até 6000 L de água por amostra (Gibson, 2014). O desenvolvimento de melhores dados epidemiológicos no mundo tem fornecido uma base substancial para a compreensão do ônus das doenças transmitidas pela água e da etiologia dessas doenças. Isso, por sua vez, informa como podemos implementar estratégias eficazes e econômicas para combater esses agentes por meio do aumento de saneamento básico e pela promoção de ações educativas (Woodall, 2008).

Protozoários e helmintos são a causa mais comum de doenças infecciosas em homens e animais. Estas doenças têm um grande impacto socioeconômico e na saúde pública. As formas de cistos e oocistos dos protozoários são extremamente resistentes aos processos convencionais de desinfecção da água e em alguns casos são difíceis de remover pelo processo de filtração. Nos últimos 30 anos, o mais notável exemplo de doença emergente causado por protozoário patogênico foi a criptosporidiose (WHO, 2017).

### 2.2.1 Protozoários

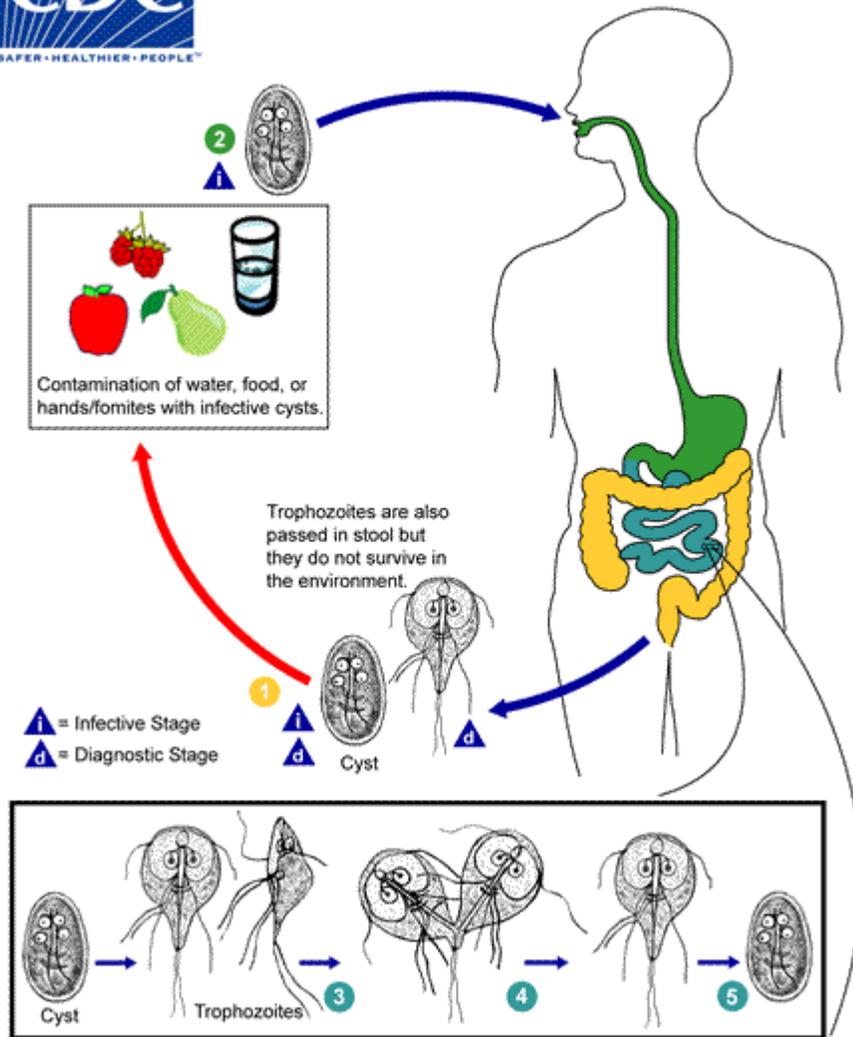
Em linhas gerais, bactérias e vírus são inativados por desinfecção, enquanto (oo)cistos de protozoários são, preponderantemente, removidos por processos de separação (decantação e filtração) (PROSAB, 2009). Com o advento da desinfecção da água, os surtos de doenças de veiculação hídrica reportados pelo mundo concentraram-se nos protozoários (Karanis *et al.*, 2007).

No ano de 2018, ocorreu no município de Santa Maria, RS, até então o maior surto de toxoplasmose do mundo. Relatório de 06/09/2018 apontou 748 casos confirmados, sendo 85 gestantes, 3 óbitos fetais (28, 29 e 36 semanas), 4 abortos (14 e 15 semanas) e 17 casos de toxoplasmose congênita. A toxoplasmose é uma zoonose causada pelo protozoário *Toxoplasma gondii* e seu monitoramento não consta no padrão de potabilidade. No processo de investigação, várias evidências foram apontadas para enquadrar a água como principal fonte de infecção. Na inspeção sanitária foi identificado que a água na saída dos filtros estava com turbidez acima do permitido. Análise imuno enzimática para detecção do antígeno CCp5A, em casos confirmados, resultou em 78% das amostras testadas positivas, ou seja, indicaram oocistos como fonte de infecção (descartando carnes como fonte de exposição onde o protozoário encontra-se na forma de cisto). Estudo de caso controle realizado pelo Ministério da Saúde apontou estatisticamente a água como provável fonte de infecção. Em uma amostra de caixa d'água residencial em Santa Maria foi constatada a presença de DNA do protozoário (Silva *et al.*, 2018; Ribeiro *et al.*, 2018 e Minuzzi *et al.*, 2018). Além disso, suínos, que são altamente suscetíveis à infecção por *Toxoplasma gondii*, foram utilizados em modelo de bioensaios e receberam amostras de água da rede pública de distribuição e todos foram soroconvertidos, comprovando a presença do protozoário na forma infectiva na água e reforçando a hipótese da água como principal fonte de infecção do surto ocorrido no município (Minuzzi *et al.*, 2020).

A resistência à desinfecção e a elevada persistência ambiental caracterizam e distinguem os protozoários entre os agentes etiológicos das doenças de veiculação hídrica como microrganismos de maior periculosidade. Considerando o tamanho, a infectividade relativa e a baixa dose infectante destacam-se os cistos de *Giardia* e os oocistos de *Cryptosporidium*, previstos no padrão brasileiro de potabilidade para monitoramento. Ambos possuem a rota fecal-oral como principal via e podem ser transmitidos de pessoa-pessoa por contato direto ou indireto, animal-animal, animal-homem, água contaminada ou alimento contaminado (Fayer *et al.*, 2000; Plutzer *et al.*, 2010).

#### 2.2.1.1 *Giardia* ssp.

*Giardia* é um protozoário flagelado, descoberto por Antonie van Leeuwenhoek em 1681. Apresenta-se nas formas de trofozoíto e cisto. O cisto é uma forma de resistência ou inativa, tem formato oval com tamanho de 8 a 12 µm de comprimento por 7 a 10 µm de largura e uma parede de 0,3 a 0,5 µm de espessura, possuindo de dois a quatro núcleos. O trofozoíto coloniza o intestino delgado, e é a forma ativa na qual se alimenta e se reproduz (Plutzer *et al.*, 2010; USEPA, 2005). O ciclo de vida da *Giardia* pode ser observado na Figura 2.1.



**Figura 2.1** Ciclo da *Giardia*.

Tanto cistos quanto trofozoítos podem ser encontrados nas fezes (estágio de diagnóstico) (1). A infecção ocorre pela ingestão de cistos em água contaminada, alimentos ou pela via fecal-oral (mãos ou fômites) (2). No intestino delgado, a excitação libera trofozoítos (cada cisto produz dois trofozoítos) (3). Trofozoítos se multiplicam por fissão binária longitudinal, permanecendo no lúmen do intestino delgado proximal onde podem estar livres ou presos à mucosa por um disco de sucção ventral (4). A encistação ocorre à medida que os parasitas transitam em direção ao cólon. O cisto é o estágio mais comumente encontrado nas fezes não diarréicas (5) (CDC, 2021a).

O gênero *Giardia* possui seis espécies reconhecidas com seus respectivos hospedeiros: *G. agilis* - anfíbios, *G. ardeae* e *G. psittad* - pássaros, *G. muris* e *G. microti* - roedores e *G. duodenalis* - mamíferos. Para *G. duodenalis* que é a única espécie

reconhecidamente encontrada em humanos e outros mamíferos são usados dois sinônimos: *Giardia intestinalis* e *Giardia lamblia* (Thompson, 2004; Certad *et al.*, 2017).

Apenas os genótipos A e B da *G. duodenalis* foram detectados em humanos. Os genótipos A e B com potencial zoonótico já foram encontrados nas fezes de diversos mamíferos domésticos e silvestres como cabra, ovelha, gado, porco e cavalo. *Giardia* não requer um período de maturação dos cistos, sendo que após a excreção pelas fezes já estão imediatamente capazes de infectar um novo hospedeiro (Feng e Xiao 2011; Plutzer *et al.*, 2010).

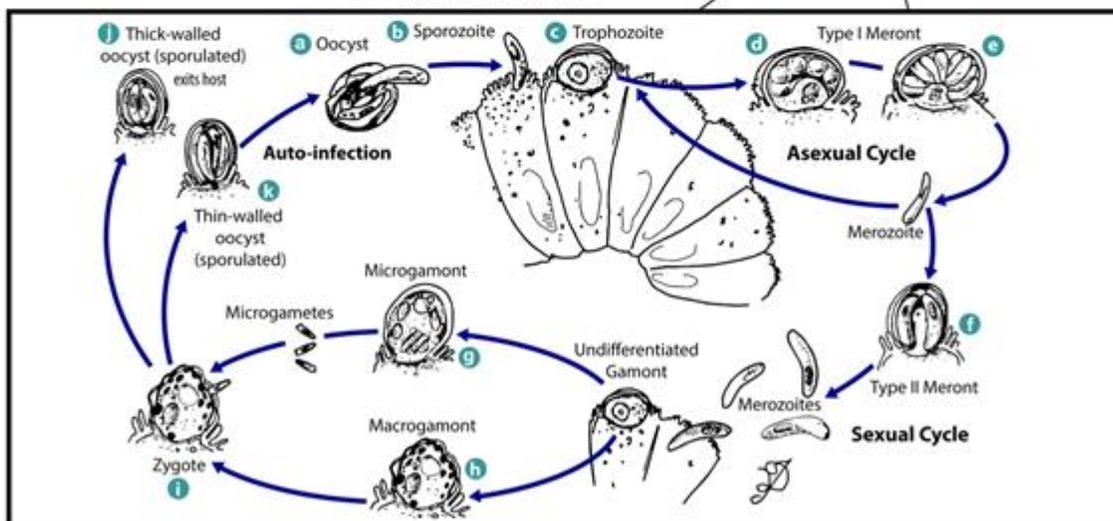
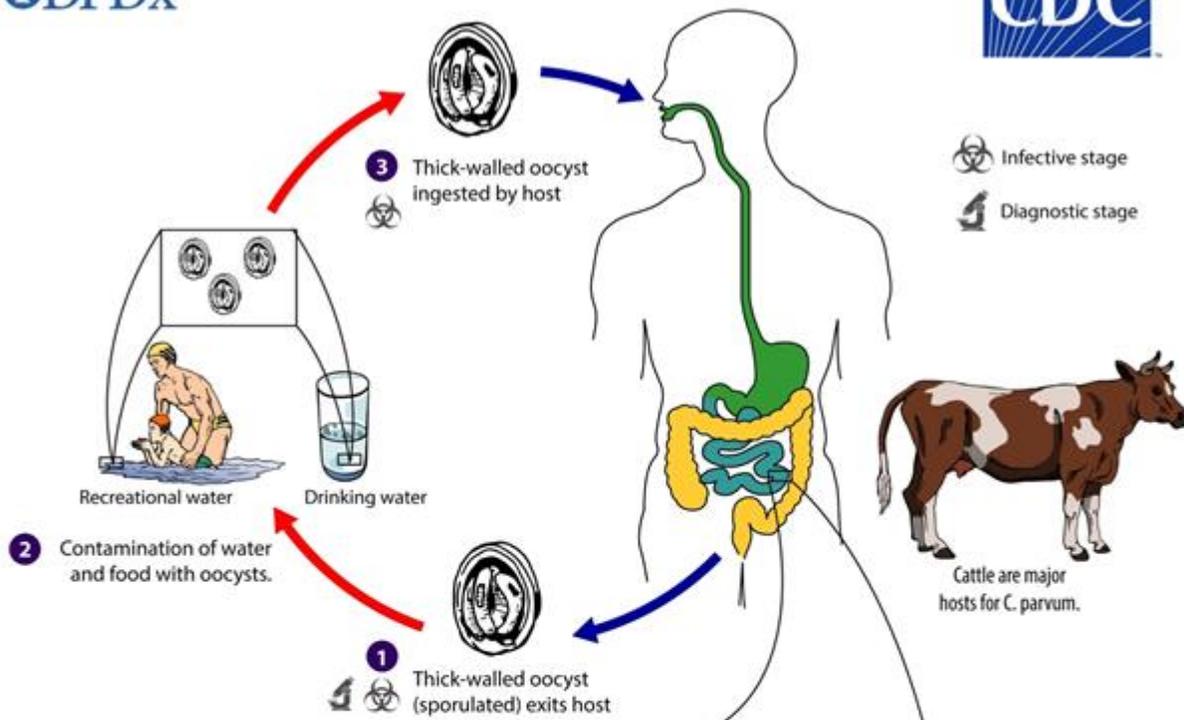
O período de incubação varia de uma a duas semanas antes do aparecimento dos sintomas. O espectro de manifestações clínicas na giardíase humana é amplo, variando de queixas intestinais breves, leves e transitórias, que se resolvem completamente, até sintomas que consistem em um início agudo de diarreia, desconforto abdominal, inchaço e flatulências, muitas vezes acompanhados de náuseas e perda de peso com duração de até 7 semanas (Plutzer *et al.*, 2010).

Os cistos podem ser eliminados tanto por pessoas e animais doentes (sintomáticos), quanto por assintomáticos. Pessoas infectadas podem eliminar de  $10^5$  a  $10^6$  cistos por grama de fezes (Danciger & Lopez, 1975). O tempo de viabilidade dos cistos foi avaliado por Regnier *et al.* (1989) em água de lago, água de rio, água tratada e água destilada. Regnier *et al.* (1989) identificaram que os cistos suspensos tanto na água de lago quanto de rio podem permanecer viáveis de 56 a 84 dias, e na água tratada por 14 dias, sendo que quanto menor a temperatura da água maior é o tempo de viabilidade dos cistos. No inverno a temperatura média do lago foi de  $3^{\circ}\text{C} \pm 0,1^{\circ}\text{C}$  e no rio de  $0,7^{\circ}\text{C} \pm 0,4^{\circ}\text{C}$  (Regnier *et al.*, 1989). O tempo de viabilidade no solo varia de acordo com a temperatura, 2 semanas a  $25^{\circ}\text{C}$  e 7 semanas a  $4^{\circ}\text{C}$  (Olson *et al.*, 1999).

### 2.2.1.2 *Cryptosporidium* spp.

*Cryptosporidium* spp. foi descrito em 1907, reconhecido como patógeno animal em 1955 e somente 20 anos mais tarde caracterizado como patógeno humano (Szewzyk *et al.*, 2000). Em menos de duas décadas o número de espécies conhecidas do gênero *Cryptosporidium* passou de 10 para 34, sendo que 20 já foram detectadas em humanos. As espécies *C. parvum* e *C. hominis* são as responsáveis pela maioria dos casos de infecção humana (Fayer *et al.*, 2000; Zahedi *et al.*, 2018). Oocistos esporulados, contendo quatro esporozoítos, são excretados pelas fezes de hospedeiros infectados (CDC, 2021b). A parede dos oocistos confere consideráveis condições de resistência a agressões nos ambientes aquáticos por longos períodos, sendo que, sob condições controladas, foi comprovado que os oocistos podem se manter infectivos por mais de oito meses (Jenkins *et al.*, 2002). O tamanho dos oocistos varia de 4 a 6  $\mu\text{m}$ , sendo o menor entre os protozoários patogênicos (Karanis *et al.*, 2007).

Os oocistos não têm período de maturação, e assim que expelidos pela excreção no ambiente são altamente infectantes. As pessoas com infecção aguda podem eliminar em torno de  $10^5$  a  $10^7$  oocistos por grama de fezes (WHO, 2006a). As infecções por *Cryptosporidium* podem se caracterizar como enterites severas ou, até mesmo, assintomáticas. O ciclo de vida do *Cryptosporidium* spp. pode ser observado na Figura 2.2.



**Figura 2.2** Ciclo de Vida do *Cryptosporidium* spp..

Oocistos esporulados, contendo 4 esporozoítos, são excretados pelo hospedeiro infectado através das fezes (1). Transmissão de *Cryptosporidium* spp. ocorre principalmente através da ingestão de água contaminada com fezes (por exemplo, água para consumo humano ou recreativa) ou comida (por exemplo, leite cru) ou após contato direto com animais ou pessoas infectadas (2). Após a ingestão por um hospedeiro adequado (3) ocorre a excistação (a). Os esporozoítos são liberados e parasitam as

células epiteliais (b, c) do trato gastrointestinal. Nessas células, geralmente dentro da borda do tecido epiteliall, os parasitas sofrem multiplicação assexuada (esquizogonia ou merogonia) (d, e, f) e depois multiplicação sexual (gametogonia) produzindo (g) microgamontes (masculino) e (h) macrogamontes (feminino). Após a fertilização dos macrogamontes pelos microgamontes (i) que se rompem do microgamonte, os oocistos se desenvolvem e esporulam no hospedeiro infectado. Os zigotos dão origem a dois tipos diferentes de oocistos (de parede espessa e de parede fina). Oocistos de paredes espessas são excretados do hospedeiro para o ambiente (j) enquanto os oocistos de paredes finas estão envolvidos no ciclo auto infectivo interno e não são recuperados (k) nas fezes. Os oocistos são infecciosos na excreção, permitindo assim a transmissão fecal-oral direta e imediata (CDC, 2021b).

## 2.2.2 Tratamento de Água e Remoção de Protozoários

Civilizações antigas já se estabeleciam próximas a fontes de água. Embora a importância da disponibilidade hídrica tenha sido relevante para nossos ancestrais, o entendimento da qualidade da água não era conhecido ou não foi documentado. Em 1854 o epidemiologista John Snow demonstrou que a epidemia de cólera ocorrida em Londres estava relacionada à água de poço. Em 1864 a teoria microbiana das doenças de Louis Pasteur propôs que as doenças são causadas por microorganismos. Estes dois fatos históricos influenciaram a implantação, durante o século XIX, de filtração da água com posterior desinfecção com cloro para o abastecimento das cidades. A partir disso, padrões de potabilidade foram estabelecidos para parâmetros bacteriológicos (EPA, 2000, IWA, 2021).

Estação de tratamento de água é definida como conjunto de unidades destinado a adequar as características da água aos padrões de potabilidade (ABNT, 1992). A sequência de etapas para tratamento de água de mananciais superficiais mais utilizada é a do ciclo completo ou convencional composto por coagulação, floculação, sedimentação (ou flotação), filtração rápida, desinfecção e correção de pH (Brasil, 2006). Clarificação é definida como a soma dos processos de coagulação, floculação e decantação. A turbidez é a variável tradicionalmente utilizada para o controle

operacional e a avaliação da eficiência de processos de tratamento para remoção de partículas em suspensão.

Cistos e oocistos de protozoários apresentam características como dimensões e carga elétrica que os tornam passíveis de serem removidos em processos de clarificação da água. A etapa de filtração pode ser responsável por até 2 log de remoção de cistos de *Giardia* com turbidez da água filtrada  $\leq 0,5$  uT e 2,5 log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. com turbidez  $\leq 0,3$  uT (Xagorarakí & Harrington, 2004; Oliveira et al., 2018). Sais inorgânicos como sulfato de alumínio, sulfato férrico, cloreto férrico e sulfato ferroso clorado são comuns no processo de coagulação e floculação. Entretanto, recentemente vem ocorrendo o aumento do uso de formas poliméricas de coagulantes metálicos, tais como o cloreto de polialumínio (PAC). Em escala de bancada, com o uso de PAC, foi alcançada remoção de até 2 log para cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* spp. (Maciel & Sabogal-Paz, 2016).

Para que se tenham melhores resultados na remoção de protozoários no tratamento da água, é importante compreender algumas das propriedades desses organismos. Neste sentido, a Tabela 2.7 apresenta o tamanho, densidade e velocidades de sedimentação e potencial zeta de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* na água.

**Tabela 2.7** Tamanho, densidade e velocidade de sedimentação de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* na água.

	Tamanho $\mu\text{m}$	Densidade <sup>1</sup> $\text{kg.m}^{-3}$	Velocidade de Sedimentação $\mu\text{m.s}^{-1}$	Potencial Zeta mV
<b>Cistos de <i>Giardia</i></b>	7-15	1045,4	0,7-1,4	-12 <sup>2</sup>
<b>Oocistos de <i>Cryptosporidium</i></b>	4-6	1035	0,3-0,4	-35 <sup>3</sup>

Fonte: <sup>1</sup>(Medema et al., 1998), <sup>2</sup>(Dai & Boll, 2006), <sup>3</sup>(Ongerth & Percoraro, 1996)

Em suspensão na água os cistos e oocistos comportam-se como partículas coloidais; infere-se que sua remoção na etapa de decantação seja de 0,5 log e o restante da remoção dependente da etapa de filtração (Oliveira *et al.*, 2018). Por isso, no processo de tratamento da água, a etapa de filtração possui relação direta com a remoção de protozoários (WHO, 2006a e 2006b). Nesse sentido, com o intuito de garantir a remoção de cistos, o padrão brasileiro de potabilidade exige que 95% das amostras de água na saída de cada unidade filtrante, no período mensal, tenham resultados de turbidez menores ou iguais a 0,5 uT. Caso os oocistos sejam encontrados na água bruta com média aritmética de concentração maior ou igual a 1 oocistos/L, a turbidez na saída de cada unidade filtrante deverá ser mantida abaixo de 0,3 uT em 95% dos resultados mensais (Brasil, 2021).

Algumas estações de tratamento de água (ETA), visando atender exigências ambientais, recirculam a água de lavagem dos filtros. Um estudo que avaliou a recirculação de água de lavagem de filtros de uma ETA em escala piloto identificou que a concentração média de cistos e oocistos chega a ser de 1,3 a 4,5 vezes maiores que a água bruta, concluindo que a água de lavagem de filtro pode ser vista como a introdução de um perigo na ETA (Freitas, 2007).

Surtos de criptosporidiose associados ao consumo de água têm sido relatados em diversos países. No registro da maioria desses eventos os sistemas de tratamento de água apresentavam conformidade com os padrões bacteriológicos de potabilidade reforçando a importância das etapas de remoção de turbidez (WHO, 2006a). Também são importantes os cuidados operacionais, pois elevações das taxas de filtração pode determinar situações de transpasses de partículas de tamanhos próximos aos oocistos de *Cryptosporidium* spp., bem como sua incidência momentos imediatamente anteriores à lavagem dos filtros em função da possibilidade de saturação do leito filtrante (Emelko *et al.*, 2005).

Sob condições otimizadas de coagulação e floculação e de adequada operação, o tratamento convencional de água pode alcançar remoção de (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* de 1-2 log na decantação e até 4 log na filtração (Baudin & Laîne, 1998; LeChevallier & Au, 2004). Contudo, a agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2006a), com base em diversos trabalhos, assume 0,5 log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* como crédito possível de ser conferido pela decantação e 3 log ao tratamento de ciclo completo.

A desinfecção com dióxido de cloro, radiação ultravioleta ou ozonização podem alcançar remoções adicionais. Oocistos não recuperam a infectividade após a exposição à radiação ultravioleta, sendo um tratamento recomendado para controle de *Cryptosporidium*. Além disso, estudos têm demonstrado que o uso de processos físicos e químicos utilizados em série ou sequencialmente podem alcançar sua inativação (Smith, 2003). Há ainda processos avançados como a micro, ultra e nanofiltração, além da osmose reversa que têm se mostrado eficientes na remoção de oocistos, embora seu custo restrinja sua aplicação em grande escala, especialmente em países em desenvolvimento (Amburgey *et al.*, 2000; Coccagna *et al.*, 2000). A tecnologia de remoção com membrana sinterizada alcançou eficiência de remoção de *C. parvum* de 5,1 a 5,4 log em diferentes fluxos de filtração, ou seja, garante uma remoção superior ao tratamento convencional (Li *et al.*, 2020).

### 2.2.3 Ocorrência de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em sistemas de abastecimento de água do Brasil

No Brasil, o rápido e desordenado crescimento dos centros urbanos, além do baixo investimento em saneamento básico resulta em um cenário de elevados índices de contaminação dos recursos hídricos. Em 2008, já se apontava que pouco mais da

metade dos municípios brasileiros eram atendidos por redes coletoras de esgoto, e destes, apenas 29% faziam o tratamento, ou seja, os efluentes de esgoto sanitário eram lançados diretamente em corpos d'água (IBGE, 2010). Uma década após, dados de 2019 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento apontam tratamento de 49,1% do total de esgoto gerado no país e 54,1% de coleta, sendo que 1634 municípios não possuem sistema público de esgoto e apenas 610 municípios com população correspondente a 10% do país têm acesso aos serviços de esgoto universalizados (SNIS, 2020). Além disso, também há intensa atividade pecuária no país, como demonstrado pelos dados de 2019, onde se produziu 214.893.800 cabeças de gado e 40.556.892 cabeças de suínos (MAPA, 2020).

O baixo percentual de tratamento de esgoto e a atividade pecuária podem se refletir em contaminação por protozoários patogênicos nos mananciais. Alguns estudos realizados no Brasil que relatam a ocorrência de *Giardia* e *Cryptosporidium* em água bruta de mananciais superficiais destinados ao abastecimento público são demonstrados na Tabela 2.8. Em apenas dois dos vinte e nove estudos não foram encontrados oocistos de *Cryptosporidium* spp., e cistos de *Giardia* spp. foram quantificados, pelo menos em algum momento, em todos os estudos avaliados. O grande volume de amostra, usualmente 10 litros, o pré-tratamento exigido e a complexidade da análise podem justificar o baixo número de amostras com frequência mensal dos estudos pesquisados, geralmente limitados a poucos meses, em período de um ou no máximo dois anos de coletas. Apenas quatro pesquisas tiveram mais de 100 amostras de água analisadas (Hachich *et al.*, 2004: 278 análises; Sato *et al.*, 2013: 206; Andrade, 2015: 117 e Breternitz *et al.*, 2020: 128), e o restante abaixo de 50 coletas.

Em seis estudos foram coletadas amostras de água bruta e água tratada para analisar a eficiência dos processos convencionais na remoção de protozoários, sendo que em dois não houve detecção (Neto, 2004; e Braga, 2007) e em quatro foi identificada presença de protozoários na água tratada (Bastos *et al.*, 2004; Leal, 2005; Razzolini *et al.*, 2010 e Martins, 2012). Em quatro pesquisas foram caracterizadas as

espécies por sequenciamento pela técnica PCR (Araujo *et al.*, 2011; Franco *et al.*, 2016; Bataiero, 2016 e Andrade, 2015).

**Tabela 2.8** Ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* em mananciais de captação de água para consumo humano no Brasil.

UF	N	<i>Cryptosporidium</i>				<i>Giardia</i>				Referência
		oocistos/L			Ocorrência (%)	cistos/L				
		Ocorrência (%)	Média	Mín		Máx	Média	Mín	Máx	
SP	3	100.00	54.1	44.5	60.8	100	57.5	33	95	Franco <i>et al.</i> , 2001
SP	14	0.00	-	-	-	93	38.8	10	94.5	Neto, 2004
SP	50	2.00	20	20	20	64	69.81	14	240	Oliveira, 2005
SP	12	66.67	33.21	nd	236	na	na	na	na	Muller, 1999
SP	278	2.50	5.57	2	20	27	ni	ni	521	Hachich <i>et al.</i> , 2004
SP	30	0.00	-	-	-	6.67	0.2	0.1	0.3	Stancari & Correa, 2010
SP	25	7.60	0.1	0.1	0.1	46.1	0.37	nd	3.4	Razzolini <i>et al.</i> , 2010
SP	30	30	ni			na	na	na	na	Araujo <i>et al.</i> , 2011
SP	30	6.67	11.5	nd	13	96.67	49.75	nd	162	Barros, 2011
SP	6	50.00	0.75	nd	0.4	100	3.16	0.4	8.2	Alves, 2013
SP	206	9.22	ni	nd	6	49.51	ni	nd	97	Sato <i>et al.</i> , 2013
SP	14	85.70	29.7	nd	17	100	65.1	4	21	Franco <i>et al.</i> , 2016
SP	48	37.50	0.13	nd	2	83.3	0.97	nd	8.6	Bataiero, 2016
SP	36	11.11	0.28	nd	0.4	41.67	1.7	nd	4.4	Fregonesi, 2017
SP	128	30.40	0.37	nd	11.5	29.7	0.64	nd	17.7	Breternitz <i>et al.</i> , 2020
MG	24	79.50	13.87	nd	510	75	6.2	nd	140	Bastos <i>et al.</i> , 2004
MG	10	ni	16	nd	6	ni	14	nd	3	Dias, 2007
MG	21	71.4	8.66	nd	20.02	28.5	5.89	nd	30	Oliveira, 2004
MG	51	75.00	11.67	nd	25	50	4	nd	7	Braga, 2007
MG	117	43.00	3.9	nd	14	na	na	na	na	Andrade, 2015
MG	18	70.00	5.6	nd	62.5	3.33	0.094	nd	1.5	Ladeia <i>et al.</i> , 2005
MG	24	17.64	4.5	nd	3	66.67	29.77	nd	250	Leal, 2005
MG	48	33	0.2	nd	0.4	54.16	0.22	nd	0.8	Lopes, 2009
MG	48	37.50	0.3	nd	2.5	66.67	6.7	nd	18	Martins, 2012
ES	24	75.00	129.2	nd	400	87.5	133	nd	700	Covre, 2009
PR	15	26.60	0.15	nd	1.2	6.66	0.2	nd	0.2	Nishi <i>et al.</i> , 2009
GO	15	100.00	111.65	16.7	250	86.67	65.8	nd	116.7	Silva, 2020
SC	48	8.92	206.8	nd	454	28.57	121.3	nd	454	Grott <i>et al.</i> 2016
RS	48	43.75	0.405	nd	3.83	73	0.9175	nd	6.05	Berino, 2004

#### 2.2.4 Manancial subterrâneo, viabilidade e infectividade e descoberta recente sobre *Cryptosporidium*: os desafios emergentes a respeito de protozoários na água

Uma revisão a respeito de pesquisas sobre a presença de *Cryptosporidium* spp. em mananciais subterrâneos no mundo identificou 37 artigos com resultados positivos para 10-20% das investigações realizadas, apontando o mecanismo de transporte destes protozoários para os aquíferos como uma das lacunas do conhecimento e um ponto negligenciado pelo setor de saúde (Chique *et al.*, 2020). A própria legislação brasileira só exige o monitoramento de protozoários para mananciais de captação superficial.

Estudo de revisão a respeito de resultados de monitoramento de protozoários na água aponta que as análises de viabilidade e infectividade usualmente foram colocadas como objetivos secundários no monitoramento de cistos e oocistos de amostras ambientais, podendo superestimar o risco de saúde pública (Efstratiou *et al.*, 2017b). Além disso, testes de infectividade não são uma opção para os laboratórios de rotina; nesse sentido, excitação induzida, integridade de membrana por inclusão ou exclusão, assim como fluorescência e uso das técnicas baseadas em microscopia se colocam como alternativas (Silva & Sabogal-Paz, 2021).

Há ainda a hipótese de *Cryptosporidium* ser capaz de acessar a energia disponível nos biofilmes e se multiplicar na rede de distribuição (Ryan *et al.*, 2016), hipótese com algumas evidências, mas que carece de mais estudos. Os protozoários patogênicos de fato podem ser quantificados nos biofilmes que agem como um reservatório biológico para cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* (Masangkay *et al.*, 2020), entretanto se *Cryptosporidium* pode seguir seu ciclo de reprodução nesses locais, independente de hospedeiro, é algo que precisa ser comprovado. Os biofilmes podem estar presentes nas etapas do processo de tratamento, na rede de distribuição

ou nos reservatórios de água. Caso esta hipótese seja comprovada, o setor de saneamento e saúde junto com os grupos de pesquisa precisarão se debruçar para encontrar soluções.

### 2.2.5 Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico

A AQRM pode ser utilizada para priorizar os riscos de diferentes sistemas de abastecimento de água e determinar qual precisa de estudos mais detalhados para situações particulares (WHO, 2016). Há quatro passos para a aplicação da AQRM: formulação do problema, avaliação da exposição, avaliação dos efeitos à saúde e caracterização do risco (WHO, 2016). Um resumo de cada passo é apresentado no Quadro 2.1 e serão apresentados em mais detalhes nas seções a seguir.

**Quadro 2.1.** Resumo dos quatro passos para aplicação de AQRM em água (WHO, 2016).

<b>Etapa</b>	<b>Descrição</b>
Formulação do problema	Contexto geral (patógeno de referência, exposição e caminhos, eventos de risco e resultados de interesse em saúde) da avaliação de risco é definida e restringida a fim de direcionar com sucesso a questão de gestão específica que deve ser tratada
Avaliação da exposição	A magnitude e a frequência da exposição a cada patógeno de referência por meio da exposição identificada via eventos perigosos são quantificados.
Avaliação dos efeitos à saúde	Relações dose-resposta (ligando a dose de exposição à probabilidade de infecção ou doença) e probabilidade de morbidade e mortalidade (dependendo do efeito adverso à saúde a ser avaliado) são identificados para cada patógeno de referência.
Caracterização do Risco	As informações sobre a exposição e a avaliação dos efeitos na saúde são combinadas para gerar uma medida quantitativa de risco.

#### 2.2.5.1 Formulação do Problema

Esta etapa consiste na identificação do microrganismo, bem como suas possíveis rotas de transmissão, entendimento do processo de adoecimento das pessoas e desenvolvimento e uso de ferramentas de diagnóstico e tratamento/prevenção (Haas *et al.*, 2014). A formulação do problema consiste na descrição dos efeitos agudos e crônicos à saúde associados ao bioagente de interesse no estudo. É predominantemente um processo qualitativo destinado a identificar os bioagentes de interesse (Razzolini & Nardocci, 2006). As camadas de avaliação não diferem em termos da natureza, somente no nível de quantificação dos dados e sofisticação matemática, tempo e expertise necessários.

#### 2.2.5.2 Avaliação da exposição

Na água para consumo humano, a avaliação da exposição é dada a partir das estimativas da concentração de determinados microrganismos na água bruta e das prováveis alterações nas concentrações microbianas durante o tratamento, bem como considera a quantidade de microrganismos ingeridos a partir de um consumo médio de água potável por pessoa por dia (Haas *et al.*, 2014).

#### 2.2.5.3 Avaliação dos efeitos à saúde

Para a aplicação da metodologia de AQRM é necessária a existência de dados sobre dose-resposta à exposição ao microrganismo, os quais são normalmente obtidos

em estudos experimentais com voluntários humanos ou animais ou constituem evidências epidemiológicas, usualmente levantadas em investigações de surtos/epidemias (PROSAB, 2009).

A infectividade de um patógeno depende da habilidade de passar pelas defesas do hospedeiro, encontrar um lugar para colonizar e causar infecção no hospedeiro humano (WHO, 2016). A probabilidade de infecção é função da:

- variabilidade entre patógenos e sua virulência e infectividade em humanos;
- variabilidade entre hospedeiros e a força da resposta imunológica, ou seja, quem pode ser mais facilmente infectado. Em adição em período curto ou longo de imunidade para iniciar um processo infeccioso pode proteger proporções da população de uma infecção entérica futura.

Os estudos podem ser oriundos de estudos clínicos ou a partir de informações de surtos. Em todos os casos, os seguintes fatores devem ser interpretados para os dados (WHO, 2016):

- Quantos sujeitos foram incluídos no estudo?
- Quais foram os objetos de estudo e quais os grupos populacionais vulneráveis para a doença?
- Qual a história do organismo usado no experimento?
- Qual foi a dose de exposição?
- Quantas infecções foram determinadas?

A avaliação da dose-resposta pode utilizar dados epidemiológicos coletados em estudos de coorte, caso-controle, experimentais ou de surtos de doença, e a partir destes dados se estabelecem modelos matemáticos para a relação entre a dose recebida de determinado agente e o risco de ocorrência de consequências adversas à saúde em populações expostas (Haas *et al.*, 2014).

Como exemplo, cita-se o estudo para determinar a dose infectante de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, no qual 29 voluntários saudáveis receberam uma dose única de 30 a 1 milhão de oocistos. Em 18 (62%) voluntários ocorreu infecção por *Cryptosporidium*, a partir da análise dos resultados, a ID<sub>50</sub> foi determinada em 132 oocistos (DuPont *et al.*, 1995).

#### 2.2.5.4 Caracterização do risco

O conceito risco, traduzido como probabilidade de um evento ocorrer, pode ser utilizado considerando seu aspecto quantitativo ou apenas qualitativo. O risco poderá ser apenas identificado e caracterizado, referindo-se então ao seu aspecto qualitativo, ou poderá ser quantificado, significando que a associação entre uma determinada exposição e um efeito adverso à saúde poderá ser expressa em termos numéricos, podendo ser apresentada em bases populacional e temporal; por exemplo, um caso anual de doença ou agravo a cada 10.000 pessoas (PROSAB, 2009).

A caracterização de riscos pode ser determinística (significa que valores individuais são usados para descrever as variáveis usadas no modelo da AQRM) ou probabilística (significa que distribuição estatística é utilizada para descrever as variáveis utilizadas no modelo da AQRM). Em AQRM probabilística, uma distribuição de probabilidade é usada para descrever as variáveis de entrada do modelo, o que reflete na natureza estocástica (variável/incerta) das variáveis de saída. O tipo de distribuição selecionada considera uma combinação de conhecimento do patógeno nos sistema de abastecimento de água e de estatística. O risco à saúde é computado combinando distribuições estatísticas, usando o método de Monte Carlo (Haas *et al.*, 2014).

O risco de infecção com oocistos e cistos de protozoários em água para consumo humano depende do número de cistos e oocistos viáveis ingeridos (dose), da

virulência e infectividade dos oocistos e cistos e da susceptibilidade da população hospedeira, que varia de acordo com a idade, estado imunológico, histórico de exposição anterior e outros fatores genéticos e ambientais (WHO, 2011). Para a OMS a perspectiva de risco é medida pelo indicador “anos de vida perdidos ajustados por incapacidade” (da sigla inglesa DALYs - *Disability Adjusted Life Years*), o qual permite a transformação de uma incapacidade vivenciada (por exemplo, três dias com diarreia ou óbito devido à diarreia) em “anos de vida saudáveis perdidos”. A OMS assume como carga de doença tolerável  $1 \times 10^{-6}$  DALY, ou seja, 1  $\mu$  DALY por pessoa por ano, o que corresponde a nível de risco tolerável anual em torno de  $10^{-3}$  para *Cryptosporidium* (PROSAB, 2009; Mara *et al.*, 2007). Para a agência de proteção ambiental dos Estados Unidos o risco assumido como tolerável é de  $10^{-4}$  pppa.

#### 2.2.5.5 Aplicações de AQRM em água

Um estudo de revisão sistemática a respeito da implementação de AQRM para patógenos transmitidos pela água no mundo, no período de 2003 a 2019, encontrou 35 artigos publicados em revistas internacionais e 4 teses acadêmicas. *Cryptosporidium* foi o patógeno que mais frequentemente excedeu o limite de referência da OMS de risco de infecção de  $10^{-4}$  (n=21, 21% dos cenários avaliados, pois em alguns casos a mesma publicação tinha diferentes sistemas/cenários). *Giardia* excedeu o limite em 10 cenários (10% dos analisados) (Owens, *et al.*, 2020). O indicador microbiológico de ocorrência de protozoários nos sistemas de abastecimento de água mais frequente foi a *E. coli*. Ainda nesta revisão os autores apontam que os fatores relacionados à ocorrência dos patógenos foram comumente influentes na estimativa de riscos, enquanto que os parâmetros da dose resposta obtiveram baixa influência relativa, reforçando a importância de aplicação para dados de ocorrência locais para avaliação de riscos. Em 27/35 estudos foi utilizado modelo Beta-Poisson ou exponencial para dose-resposta e

em 31/35 dos estudos de AQRM utilizaram a probabilidade de infecção menor que  $10^{-4}$  como referência de nível de risco tolerável (Owens *et al.*, 2020).

Uma pesquisa avaliou 312 fontes de água da torneira de sistemas de um estado da Austrália, a relação entre a concentração reportada e as características aos arredores das captações foram revisadas, e proposto um modelo semi-quantitativo de pontuação de risco baseado em categorias e nos princípios de avaliação qualitativa de riscos (Petterson *et al.*, 2021). Os autores desse estudo discutem que em geral a concentração de *Cryptosporidium* reduz com o aumento do tamanho da captação, e com o nível de proteção da bacia hidrográfica. Petterson *et al.* (2021) também apontam para a carência de dados de qualidade de água bruta específicos de locais de captação para qualificar a avaliação de risco, no entanto, não existem dados suficientes atualmente, e há inúmeros desafios associados à implementação de um programa de monitoramento para todos os sistemas de abastecimento de água em escala estadual.

Um estudo conduzido na China no período de 2008 a 2018 coletou 183 amostras de água bruta de sistemas de abastecimento de água que cobrem as maiores cidades do país, e avaliou a partir da exposição de *Giardia* e *Cryptosporidium* via água o risco de infecção desses patógenos a populações sensíveis (Han *et al.*, 2020). Neste estudo, a exposição foi baseada no consumo de água de 0,349-1,457 L/d, incluindo 0,039 L/d via resíduos ao escovar os dentes, preparar alimentos e lavar a louça, além de exposição via banho de piscina de 0,36-0,85 mL/min. Han *et al.* (2020) consideraram a remoção dos protozoários no tratamento da água a partir dos resultados de turbidez na água bruta e na saída do tratamento, sendo que a turbidez na água bruta variou de 3 a 300 uT enquanto que na saída do tratamento foi de 0,1 a 1 uT. Os resultados do monitoramento tiveram média de 0,5 oocistos/10 L e 0,39 cistos/10 L, concentração máxima de 6 oocistos/10 L e 5 cisto/10 L e ocasiões de não detecção em 123 e 131 amostras para *Cryptosporidium* e *Giardia* respectivamente (Han *et al.*, 2020). Os resultados apontaram o risco cumulativo para a saúde de *Giardia* ou *Cryptosporidium* com coinfeção por HIV excede o nível recomendado pela OMS em aproximadamente

38 vezes e que o risco de infecção de crianças menores de 4 anos é de 10 a 17 vezes mais alta do que adultos, concluindo que os formuladores de política ambiental precisam prestar mais atenção à saúde de subpopulações sensíveis e desenvolver estratégias de controle mais rígidas em relação à *Giardia* e *Cryptosporidium* (Han *et al.*, 2020).

No Brasil, foram encontradas quatro publicações com aplicações de AQRM, sendo *Cryptosporidium* em Viçosa-MG (Bastos *et al.*, 2013) e o restante *Giardia* e *Cryptosporidium* no estado de São Paulo (Bataiero *et al.*, 2019, Razzolini *et al.*, 2016, e Sato *et al.*, 2013).

Em Viçosa MG, a partir de resultados de seis períodos de monitoramento de oocistos de *Cryptosporidium*, totalizando 56 amostras de água bruta, as concentrações encontradas variaram de não detectado a 60 oocistos/L, Bastos *et al.* (2013) aplicaram AQRM para comparar a relação de remoção de oocistos com a remoção da turbidez na etapa de filtração, a partir de três modelos da literatura e um empírico. Os autores modelaram os dados de ocorrência pela distribuição log normal e log logística substituindo os resultados não detectados pelo limite de detecção, distribuição de Poisson foi adotada para o consumo de água com  $\lambda$  de 0,87 L/d. Os valores da média de estimativa do risco excederam o limite anual de risco de infecção proposto pela USEPA de  $10^{-4}$ . O volume de água consumida teve o efeito mais significativo na incerteza em torno do risco anual de infecção discutido pelos autores como atribuição ao modelo de distribuição de Poisson para a distribuição dessa variável que inclui tanto zero quanto valores muito altos de consumo. Dependendo da abordagem do modelo de remoção utilizada, Bastos *et al.* encontraram diferenças de até uma ordem de grandeza no risco de infecção.

Sato *et al.* (2013) coletaram 206 amostras de água bruta por 24 meses de quatro regiões densamente povoadas, correspondendo a uma cobertura de 58% do Estado de São Paulo e 13% da população brasileira. Foram 28 pontos de captação de ETAs, sendo 49,2% dos resultados com presença de *Giardia* em concentrações de 0,1 a 97

cistos/L e 9,2% de *Cryptosporidium* de 0,1 a 6 oocistos/L. Para modelar a função de ocorrência os resultados menores que o limite de detecção, os autores consideraram três cenários distintos: zero, LD e LD/2, sendo a distribuição similar para os três, e discutem que preencher com o LD implica em superestimar as médias e subestimar as variações, enquanto preencher com zero tem o efeito oposto, e concluem, por essa razão, utilizar a metade do LD ser o mais adequado. A remoção no tratamento foi assumida como 3 log para *Giardia* e 2 log para *Cryptosporidium*. Para o consumo de água foi utilizada a distribuição log normal. Sato *et al.* (2013) rodaram as AQRMs considerando diferentes consumos de água para crianças <5 anos e adultos >21 anos. Os resultados apontaram para riscos de infecção maiores para crianças em relação a adultos, embora os dados de doença diarreica aguda apontem o contrário, sendo que Sato *et al.* (2013) levantam a hipótese de ser devido ao uso do mesmo modelo de dose resposta para ambos os grupos de crianças e adultos, ou ainda a outras fontes de exposição das crianças além da água.

Em São Paulo, foram coletadas 12 amostras de 400 L de água tratada de uma ETA que abastece 3,5 milhões de pessoas onde a contagem de protozoários variou de 0 a 24 cistos de *Giardia* e de 0 a 4 oocistos de *Cryptosporidium* (Razzolini *et al.*, 2016). A partir destes resultados os autores aplicaram AQRM, sendo a ocorrência de *Cryptosporidium* na água tratada modelada a partir de uma distribuição binomial negativa, o consumo de água por distribuição lognormal e distribuição triangular para o modelo de dose resposta. A probabilidade anual de infecção por ambos os parasitas foi estimada de 2-9 casos a cada 100 indivíduos expostos e os autores destacaram a importância de reunir melhores dados epidemiológicos relativos à incidência e prevalência de doenças infecciosas de veiculação hídrica (Razzolini *et al.*, 2016).

Ao comparar as pesquisas de Sato *et al.* (2013) que aplicaram AQRM a partir dos resultados da água bruta, e assumiram o alcance da remoção máxima no tratamento, o risco anual calculado foi menor do que a o estudo de Razzolini *et al.* (2016) que calculou a partir dos dados de ocorrência na água tratada, embora ambos

os estudos não apontam quais foram as cidades, mas pela magnitude da população é possível que se tratem dos mesmos sistemas. Neste sentido é possível que considerar a remoção máxima do tratamento convencional é subestimar os reais riscos de infecção por *Giardia* e *Cryptosporidium*.

Em uma ETA que abastece cerca de 35.000 pessoas no Estado de São Paulo, foram realizadas 48 coletas semanais de água bruta pelo período de um ano. *Giardia* foi detectada em 83.3% (40/48) das amostras com concentrações < 0,1 a 8,6 cistos e *Cryptosporidium* em 37,5 % (18/48) variando de < 0,1 a 2 oocistos/L (Bataiero *et al.*, 2019). AQRM foi aplicada, sendo os dados de ocorrência ajustados para a função log normal gamma, a remoção de *Giardia* e *Cryptosporidium* foi modelada por meio de uma distribuição normal e o modelo de dose-resposta foi utilizada uma distribuição triangular. O consumo de água foi estimado por uma distribuição log-normal a partir de uma aproximação do consumo baseado na massa corpórea a partir de dados da população do Estado de São Paulo. Bataiero *et al.* (2019) encontraram risco anual de infecção cerca de 1 log mais baixo para *Cryptosporidium* em relação à *Giardia*. Embora os autores tenham mencionado de seis a dois casos de giardiase e criptosporidiose a cada 1000 adultos acima de 21 anos por ano e crianças menores de 5 anos como cerca de um caso a cada 1000 a cada ano, pressupõe-se que na realidade essa diferença seja dada pela metodologia descrita no artigo. Ao comparar com o risco anual tolerável pela USEPA, foram ultrapassados em aproximadamente 1 log. Bataiero *et al.* (2019) discutem como uma das fontes de contaminação do manancial o esgoto bruto lançado de uma penitenciária estadual e afirmam que o tratamento convencional é insuficiente para garantir a redução do risco de infecção por estes protozoários, demandando proteção do manancial.

Em nenhum estudo de AQRM aplicado e analisado na revisão sistemática de Owens *et al.* (2020) foi incluída validação a partir de dados da vigilância a respeito de surtos de doenças diarreicas agudas. A AQRM fundamentalmente lida com baixas doses para uma vasta população, em pontos que os modelos de dose resposta contam

com a extrapolação a partir de relações de níveis bem abaixo do que é empiricamente mensurado por estudos clínicos (Owens *et al.*, 2020). Estudos de AQRM podem ser rodados assumindo todas as variáveis de entrada do modelo a partir de dados da literatura, podem ser considerados “*screening*” de AQRM. Alguns estudos com abordagem estatística mais complexa, ainda assim resultam em alto grau de incerteza (Owens *et al.*, 2020).

## Capítulo 3 - Metodologia

Este capítulo apresenta a metodologia utilizada para atender aos objetivos propostos e está organizado em duas partes. A primeira parte apresenta as estratégias, buscas e metodologias utilizadas para avaliação quantitativa do risco químico e a segunda parte para a avaliação quantitativa do risco microbiológico.

### 3.1 Avaliação Quantitativa de Risco Químico

Uma primeira pesquisa na literatura científica sobre contaminações químicas na água para consumo humano no Brasil foi realizada baseada na metodologia de revisão sistemática segundo Liberati *et al.* (2009) *Preferred Reporting Items for Systematic Review and Meta-Analyses* (PRISMA), buscando publicações em periódicos internacionais indexados. O primeiro passo conduzido na revisão consistiu na definição da questão de pesquisa, base de dados e estratégia de busca com palavras chaves e conectivos para atender ao objetivo da revisão. As interfaces utilizadas foram Science Direct, Pub Med e Scopus para a busca das publicações. O algoritmo de pesquisa utilizado foi: (potable water OR drinking water) AND (chemical contaminant OR contaminants) AND (water analysis) AND (Brazil). Filtros foram aplicados para os anos de 2012 a 2019 e somente artigos científicos. A pesquisa foi realizada no decorrer de 2018 e 2019.

O próximo passo consistiu em compilar os artigos encontrados e selecioná-los preliminarmente a partir do título. Os artigos selecionados a partir do título tiveram o resumo acessado visando confirmar se as publicações respondiam a seguinte questão:

quais contaminações químicas foram identificadas na água para consumo humano no Brasil? Artigos que atingiram o critério de identificar contaminações químicas na água para consumo humano com detecção ou quantificação de amostras coletadas no território brasileiro foram assim selecionados e posteriormente avaliados na íntegra.

Foram encontrados 1190 artigos nas bases de dados Science Direct, 33 no Pub Med e 128 no Scopus, totalizando 1351 artigos. 33 pesquisas conduzidas no Brasil envolviam análises de água bruta, lodo do decantador, efluentes e mananciais, e 27 artigos que respondiam a pergunta de pesquisa a partir do título e do resumo foram avaliados na íntegra. Após a leitura completa dos 27 artigos, foi observado que, de fato, 15 atendiam os critérios de acordo com o processo de revisão sistemática apresentado na Figura 3.1.

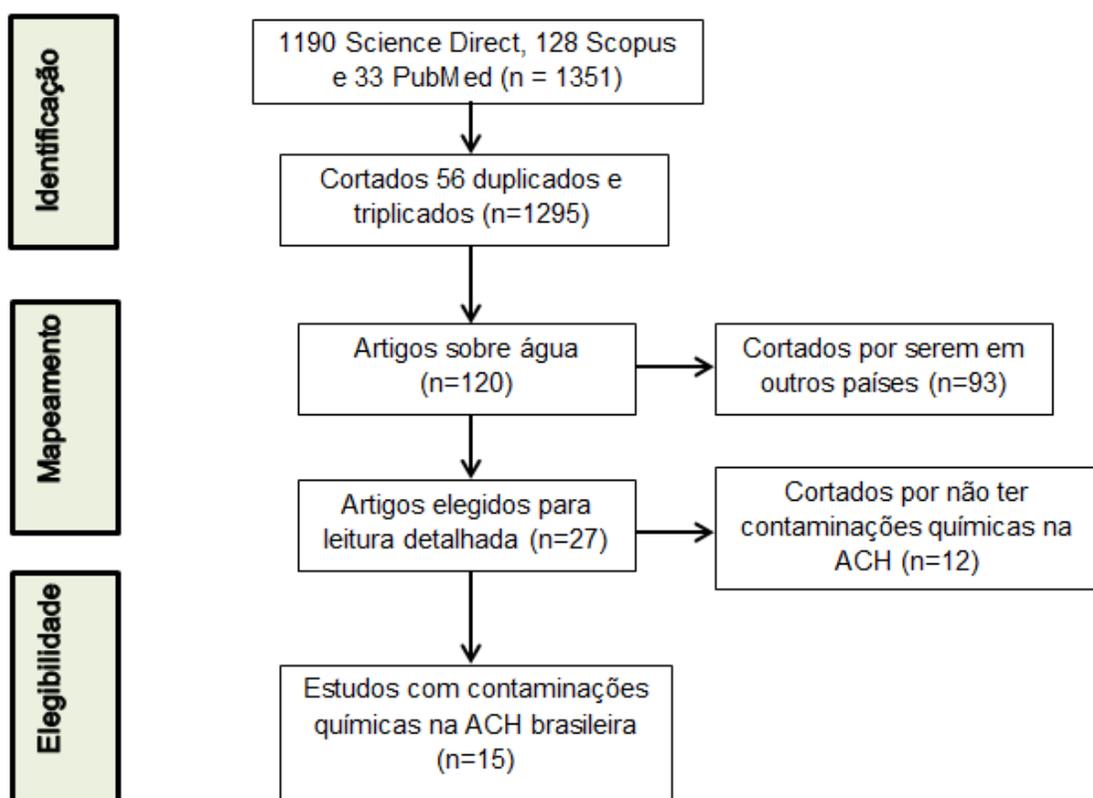


Figura 3.1. Processo de seleção de artigos da revisão sistemática.

Tendo em vista o interesse em buscar dados regionais, para o RS foram realizadas buscas adicionais em teses e dissertações publicadas em universidades do Estado que têm trabalhos relevantes na área. Foram avaliadas dissertações de mestrado e teses de doutorado das universidades federais das cidades de Porto Alegre, Santa Maria, Rio Grande e Pelotas publicadas pelo período de 2008 a 2021.

Os parâmetros químicos identificados na água para consumo humano, encontrados a partir da revisão sistemática de abrangência nacional, bem como nas buscas adicionais no Estado do RS foram tabulados com o número de amostras, as faixas de concentrações quantificadas, os limites de detecção e quantificação bem como o método analítico implementado, o manancial (superficial, subterrâneo ou água da chuva), a cidade e o estado onde foi efetuada a coleta, e o valor máximo permitido para o parâmetro químico, caso previsto no padrão de potabilidade, bem como a referência das ocorrências.

Para os parâmetros químicos identificados na água para consumo humano tanto na revisão sistemática quanto nas buscas adicionais de dados regionais do RS e que não são previstos no padrão de potabilidade, valores guias foram propostos com base na metodologia de avaliação quantitativa de risco químico, de acordo com as diretrizes da organização mundial da saúde (WHO, 2017). Foram realizadas novas buscas na literatura a respeito dos efeitos toxicológicos para cada parâmetro químico, e foi calculada a ingestão diária tolerável (IDT) com base na Equação 3.1.

$$IDT = \frac{(NOAEL \text{ ou } LOAEL \text{ ou } BMDL)}{FI} \quad \text{Equação 3.1}$$

Onde:

NOAEL = nível de efeito adverso não observado (*No Observed Adverse Effect Level*)

LOAEL = menor nível de efeito adverso observado (*Lowest Observed Adverse Effect Level*)

BMDL = limite de confiança inferior na dose de referência (*Lower Confidence Limit on the Benchmark Dose*)

FI = fator de incerteza

Para todos os parâmetros, NOAEL ou LOAEL usado foi a resposta à dose mais baixa encontrada a partir das buscas realizadas na literatura, ou ainda, BMDL para o caso de fármacos. O fator de incerteza (FI) é usado para extrapolar entre as diferentes espécies (diferenças interespecies), diferenças interindividuais (diferenças intra-espécies), para a via/duração de exposição. Foi considerado um valor de 1000 como fator de incerteza para todos os parâmetros.

O valor de referência foi calculado multiplicando a IDT por um peso de 60 kg e dividido por um consumo diário de água de 2 L, conforme Equação 3.2. Como a água potável pode não ser a única fonte de exposição aos contaminantes químicos, foi utilizado fator de alocação de 0,2 para o cálculo do VG de todos os compostos, com exceção de fármacos que foi utilizado 1 (WHO, 2017).

$$VMP = \frac{TDI \cdot m_c \cdot F_a}{C} \quad \text{Equação 3.2}$$

$m_c$  = massa corpórea

$F_a$  = fator de alocação para água para consumo humano

$C$  = consumo diário de água

Para avaliar a potabilidade para os parâmetros não previstos no padrão brasileiro de potabilidade, após o estabelecimento dos valores guias, foram comparados os resultados das concentrações máximas de ocorrência encontradas na literatura com os valores guias calculados.

Para avaliação da potabilidade dos parâmetros previstos no padrão de potabilidade, foram comparadas se as concentrações das ocorrências de parâmetros

químicos identificados foram abaixo ou acima do valor máximo permitido estabelecido para cada substância conforme Portaria do Ministério da Saúde nº 2914/2011, Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017, Portaria do Ministério da Saúde nº 888/2021 e Portaria SES RS 320/2014 para parâmetros adicionais de agrotóxicos no RS.

### 3.1.1 Limitações da avaliação quantitativa de risco químico

Como a presente tese se insere na fronteira do conhecimento dos riscos relacionados aos contaminantes químicos da água no estado do Rio Grande do Sul e do Brasil, grande parte dos parâmetros químicos avaliados não está prevista no padrão brasileiro de potabilidade. Justamente, por esta razão, não existe um banco de dados centralizado contendo os níveis de contaminação a que os brasileiros são expostos. Desta forma, os dados utilizados neste estudo foram compilados de diversos estudos da literatura e, portanto, mesmo sendo úteis para a avaliação quantitativa de risco químico, não correspondem a uma amostragem real, sendo baseada em publicações científicas sem enfoque para plano de amostragem e representatividade a nível Brasil ou mesmo RS. O baixo número de pesquisas sobre contaminações químicas e de amostras de água nas pesquisas realizadas sobre o tema no Brasil e no RS comprometem a avaliação de frequência e representatividade.

A revisão sistemática não visou avaliar todos os estudos realizados no Brasil a respeito de contaminações químicas na água para consumo humano, mas aqueles que puderam ser encontrados pela metodologia e de forma que os resultados possam ser reproduzidos. É possível que outras pesquisas tenham sido realizadas no Brasil e que os resultados tenham sido publicados em artigos científicos no período de 2012 a 2019 e não foram identificadas pelas palavras chaves utilizadas nas pesquisas das referidas bases de dados utilizadas. O mesmo se aplica para as buscas ampliadas de

dissertações de mestrado e teses de doutorado no RS, que não necessariamente representam a totalidade, mas a parte que foi possível encontrar pelas buscas realizadas.

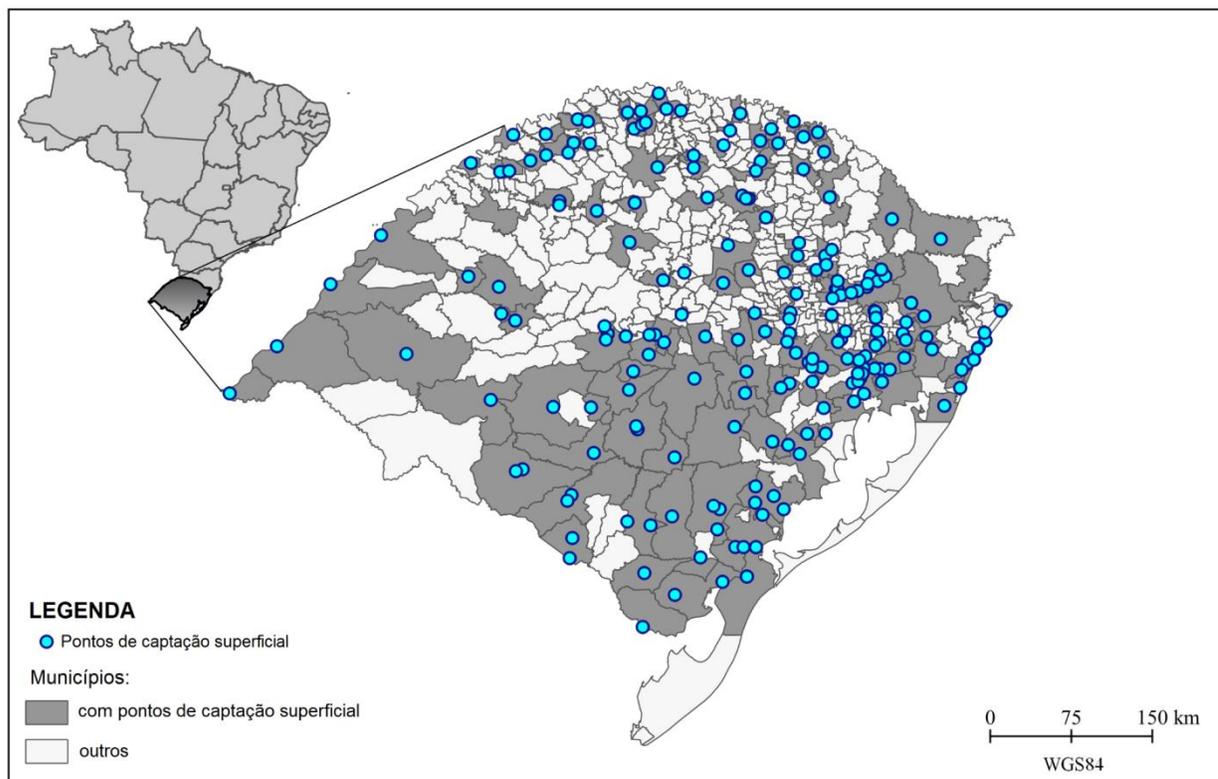
## 3.2 Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico

Esta seção visa apresentar a metodologia utilizada para a avaliação quantitativa de risco microbiológico. Inicialmente a área de estudo é apresentada, seguida das bases de dados utilizadas, os critérios para análise de protozoários na água, o padrão de turbidez pós-filtração e os parâmetros de entrada do modelo estocástico do cálculo da probabilidade do risco de infecção via água para consumo humano por *Giardia* e *Cryptosporidium* para os SAAs do RS.

### 3.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado no estado do Rio Grande do Sul que tem uma extensão territorial de 281.730 km<sup>2</sup> e ocupa 3% do território brasileiro, sendo o nono maior estado brasileiro. O Estado é dividido em 497 municípios e tem 11,3 milhões de habitantes, o que corresponde a 6% da população nacional, sendo o quinto estado mais populoso. O clima é úmido subtropical. A média anual da temperatura varia entre 14° C e 22° C. A chuva acumulada distribuída ao longo do ano varia de 1 mm a mais de 2 mm (Rio Grande do Sul, 2021).

De acordo com o Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA), no RS 74,71% da população (8.499.546 de pessoas) é abastecida por mananciais superficiais. Há 204 estações de tratamento de água instaladas em 163 municípios e com 211 diferentes pontos de captação superficial, como demonstrado na Figura 3.2. O tratamento da água aplicado é o convencional (captação, coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção com cloro, dosagem de flúor, armazenamento e sistema de distribuição).



**Figura 3.2.** Localização geográfica das cidades abastecidas pelas 204 estações de tratamento de água e pontos de captação superficial no Rio Grande do Sul.

### 3.2.2. Base e análise de dados

Neste trabalho, foram utilizados os dados extraídos do SISAGUA, com resultados de monitoramento da qualidade da água bruta das 204 estações de tratamento de água do RS, dados referentes às ações de controle dos sistemas de abastecimento de água, no período de 2016 a 2020:

- resultados mensais do monitoramento de *Giardia* e *Cryptosporidium*;
- resultados mensais de turbidez pós-filtração por unidade filtrante a cada duas horas para os SAAs que tiveram presença/quantificação de protozoários na água bruta;
- dados da população e dos municípios abastecidos nos relatórios consolidados de 2020 (a variação da população por nascimentos, óbitos ou mudança de residência no período de 2016-2020 não foi considerada no presente estudo).

Também foram analisados relatórios com os laudos de análises de protozoários encaminhados ao Centro Estadual de Vigilância em Saúde pelos responsáveis pelo abastecimento de água, pois nem todos os dados são alimentados no SISAGUA, onde constam de informações adicionais, como o registro da condição climática se o tempo estava chuvoso ou seco nos dias que precederam e no dia da coleta.

As concentrações de protozoários na água bruta foram, inicialmente, sistematizadas utilizando técnicas de estatística descritiva (cálculo de média, mínimo e máximo), e foram tabulados e discutidos em relação ao número de cidades, de estações de tratamento de água e população abastecida. A análise de correlação da presença de protozoários entre estações do ano, se chovia ou não no momento da coleta, e diferentes limites de quantificação do método analítico foi realizada através do método *odds ratio* (OR), usualmente empregado em estudos epidemiológicos (MedCalc, 2021). A diferença foi considerada significativa com intervalo de confiança de

0,05. A média anual de temperatura do bulbo úmido no Estado do Rio Grande do Sul fica em torno de 17°C (Inmetro, 2021).

### 3.2.3 Critério para análise de protozoários

Conforme previsto no padrão brasileiro de potabilidade, a concentração de *E. coli* da água bruta é monitorada mensalmente pelos responsáveis pelo abastecimento de água e, apenas nos casos em que a média geométrica anual é maior ou igual a 1.000 *E. coli*/100 mL no manancial, deve-se realizar a investigação de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. As coletas foram realizadas pelos responsáveis pelo controle de qualidade da água das estações de tratamento de água de cada cidade.

No período deste estudo, de 2016 a 2020, 66 estações de tratamento de água no Estado, concentradas principalmente no norte e no sul do Estado e na região metropolitana de Porto Alegre realizaram monitoramento de protozoários.

### 3.2.4 Quantificação de *Giardia* e *Cryptosporidium*

Nos laudos disponibilizados pelos responsáveis pelo abastecimento de água, a detecção de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium* foram realizadas pelos responsáveis pelo abastecimento de água pelo método analítico USEPA 1623.1. De forma geral, o procedimento experimental consiste na concentração de uma amostra com volume de 10 L através da filtração seguida de separação imunomagnética conjugado com antígenos para ambos os parasitas. Para cistos e oocistos a

identificação é contada pela imunofluorescência de reação confirmada em microscópio de fluorescência (USEPA, 2005). Este método possibilita identificar o gênero dos protozoários, mas não as espécies.

### 3.2.5 Análise do padrão de turbidez pós-filtração

Para os SAAs onde houve presença de *Giardia* e/ou *Cryptosporidium* na água bruta foram avaliados os resultados de turbidez pós-filtração para conferir o atendimento ao padrão brasileiro de potabilidade. Para atender ao padrão de potabilidade, os resultados mensais da água na saída de cada unidade filtrante, monitorados a cada duas horas, devem ter percentil 95 menor ou igual a 0,5 uT e os 5% remanescentes dos resultados não podem ultrapassar o limite de 1 uT (Brasil, 2021).

### 3.2.6 Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico

O nível de exposição foi calculado em função da concentração de organismos na água consumida e do volume de água ingerido (estimativa da dose ingerida). A Equação 3.3 expressa a estimativa de dose de patógenos ingerida via água para consumo humano:

$$d = \frac{C}{Tr} \cdot 10^{-R} \cdot V \quad \text{Equação 3.3}$$

Onde:

d = dose de patógenos ingerida em cada evento de exposição.

C = concentração de patógenos na água bruta (número de organismos/L)

Tr = taxa de recuperação do método de quantificação do patógeno (%)

R = remoção na estação de tratamento de água (log)

V = consumo per capita diário de água (L/dia).

O cálculo da probabilidade de infecção combina a probabilidade de exposição à probabilidade de infecção considerando como pressupostos que:

- i. a probabilidade de exposição ao patógeno é dada pela distribuição de Poisson;
- ii. a probabilidade de infecção segue distribuição binomial (Pettersen *et al.*, 2006).

A probabilidade de infecção associada à ingestão de uma dose d foi calculada pela equação 3.4 (Haas *et al.*, 2014):

$$Pi(d) = 1 - e^{-\frac{d}{k}} \text{ Equação 3.4}$$

Onde:

Pi(d) = probabilidade de infecção associada a uma única exposição à dose d

d = dose de patógenos ingerida

k = parâmetro característico da interação agente-hospedeiro

A literatura tem consolidado o emprego do modelo exponencial para expressar a probabilidade de infecção por protozoários (Teunis *et al.*, 1996; Haas *et al.*, 2014). Como cada evento de exposição é considerado independente, a estimativa do risco anual de infecção foi calculada de acordo com a Equação 2.3 (Haas *et al.*, 2014).

$$Pi(m) = 1 - (1 - Pi(d))^n \text{ Equação 3.5}$$

Onde:

Pi(m) = probabilidade de infecção decorrente de n exposições à dose d durante um período de tempo m;

Pi(d) = probabilidade de infecção associada a uma única exposição à dose d

d = dose de patógenos ingerida.

O risco microbiológico foi estimado por meio da avaliação quantitativa de risco microbiológico, empregando uma modelagem estocástica com o intuito de incorporar incertezas acerca das variáveis de entrada de concentração de protozoários na água bruta a partir das ocorrências identificadas nos SAAs do RS, remoção no tratamento e consumo de água do modelo de AQRM. Primeiramente, foi realizado um cálculo teórico de riscos a partir da atribuição de faixas de variação na ordem de grandeza das ocorrências de protozoários nos SAAs do RS e distribuições de probabilidades para as variáveis de entrada.

O modelo de AQRM foi realizado por simulação de montecarlo repetidamente (50.000 iterações) por meio de amostragem aleatória de hipercubo latino. A modelagem foi feita com o programa @Risk5.7. Para os resultados de ocorrência de protozoários foram realizados teste de aderência de Kolmogov-Smirnov (K-S), Anderson-Darling e Chi-Squared  $\chi^2$  para modelar funções possíveis de representar a curva de distribuição, também utilizando o programa @Risk5.7. Para os resultados do monitoramento de protozoários menores que o limite de detecção, foi considerado valor equivalente a metade do limite de detecção. Não foi utilizada faixa de recuperação no modelo para as concentrações de (oo)cistos em função de os dados serem secundários.

No Quadro 3.1 são resumidos os critérios e variantes utilizados para descrever as diversas variáveis de entrada dos modelos de exposição a protozoários via água

para consumo humano e de dose-resposta. A abordagem é baseada no cenário proposto por Viana (2011). Para a análise da remoção de cistos e oocistos foi utilizada a distribuição triangular de probabilidade, definida com base nos cenários adotados pela USEPA (1991;2005), conforme Quadro 3.1. Essa distribuição, limita a eficiência de remoção alcançada entre os valores máximos e mínimos. Cloro é utilizado na etapa de desinfecção para a maioria dos sistemas em que há quantificação (detecção, presença) de protozoários do RS; neste sentido, para *Giardia* foi considerado remoção de 0,5 e 1 log (Quadro 3.1) (premissas dos parâmetros de desinfecção por cloro das Portarias MS 2914/2011 e MS 888/2021, respectivamente), a fim de simplificação, muito embora possa haver variabilidade da eficiência de remoção da desinfecção em função do tempo de contato, da temperatura e variáveis possíveis de serem controladas na operação como pH e residual desinfetante na saída do tratamento. Para *Cryptosporidium* considerou-se o pressuposto de que não há eficácia para inativação do patógeno por desinfecção, e, portanto, a única forma de remoção seriam as etapas de decantação e filtração. Para a variável consumo de água foi utilizada a distribuição triangular de probabilidade, conforme Quadro 4.1. Essa distribuição, limita o consumo de água entre os valores máximo e mínimo, o que na prática garante que nenhuma parcela da população ficaria isento da exposição (ingestão de água).

**Quadro 3.1** Caracterização das variáveis de entrada dos modelos de exposição humana via água para consumo humano para *Giardia* e *Cryptosporidium*.

Parâmetro de entrada	Descrição das variantes dos parâmetros de entrada	
	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
Concentração de oocistos na água bruta	Distribuição uniforme, tendo como limites mínimo e máximo as faixas de concentração de ocorrência de cistos e oocistos na água bruta dos SAAs do RS:	
	$0,075 C \leq 1$ $1 < C \leq 3$ $3 < C \leq 5$ $5 < C \leq 10$ $10 < C \leq 15$ $15 < C \leq 25$	$C \leq 0,1$ $0,1 < C \leq 0,5$ $0,5 < C \leq 1$ $1 < C \leq 3$ $3 < C \leq 5$ $5 < C \leq 10$
	Foi realizado teste de aderência para curva de distribuição de probabilidade de ocorrência e os parâmetros da respectiva função pelo RISK para os sistemas que:	
	Tiveram mais de quatro resultados quantificados e concentração acima de 1 cisto/L.	tiveram mais de quatro resultados de monitoramento
Modelos de remoção de cistos e oocistos	Distribuição triangular com mínimo, mais provável e máximo respectivamente 2, 2,5 e 3 log de remoção (USEPA, 1991)	Distribuição triangular com mínimo, mais provável e máximo respectivamente 2, 2,75 e 3 log de remoção (USEPA, 2005)
Remoção adicional Desinfecção	0,5 log e 1 log	zero

Parâmetro de entrada	Descrição das variantes dos parâmetros de entrada	
	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
Consumo de água	Distribuição triangular: mínimo = 1,0 L.d <sup>-1</sup> ; valor mais provável = 1,5 Ld <sup>-1</sup> ; máximo = 2,0 Ld <sup>-1</sup>	
Parâmetros dos modelos dose-resposta (Teunis et al., 1996)	k = 227,27	k = 249,69

Pavione (2010) e Viana (2011) apontaram baixa importância da constante do modelo dose-resposta para a estimativa do risco, por isso optou-se por assumir os valores recomendados por Teunis *et al.* (1996) como estáticos.

### 3.2.7 Limitações da avaliação quantitativa de riscos microbiológicos

Os resultados do monitoramento de protozoários informam apenas a presença, não tendo sido avaliada a viabilidade e a infectividade de cistos e oocistos de *Giardia* e *Cryptosporidium*. A ocorrência dos protozoários na água tratada foi presumida a partir de uma medida indireta que relaciona a ocorrência na água bruta e a turbidez pós-filtração.

## Capítulo 4 - Resultados e Discussões

No presente capítulo são apresentados os resultados em dois tópicos. O primeiro tópico trata das contaminações químicas encontradas na água para consumo humano no Brasil e no Rio Grande do Sul, a avaliação da potabilidade a partir das ocorrências de contaminantes previstos no padrão brasileiro de potabilidade e dos valores guias sugeridos por meio da avaliação quantitativa de risco químico para os parâmetros não previstos. No segundo tópico são apresentados os resultados de ocorrências de *Giardia* e *Cryptosporidium* nos SAAs do RS, os aspectos relacionados à sazonalidade bem como o risco anual de infecção para cada protozoário calculado por meio da avaliação quantitativa de risco microbiológico.

Parte dos resultados das pesquisas encontram-se publicados nos dois artigos a seguir:

**Artigo 1** : *Chemical contamination in Brazilian drinking water: a systematic review*

Autores: Luciano Barros Zini<sup>1,2</sup>; Mariliz Gutterres<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Chemical Engineering Department, Federal University of Rio Grande do Sul, Luiz Englert s/n°, downtown, 90040-040, Porto Alegre-RS*

<sup>2</sup> *Health State Secretary of Rio Grande do Sul, Environmental Vigilance, Av. Ipiranga, 5400, 90610-000, Porto Alegre-RS*

Neste artigo foram analisadas as contaminações químicas encontradas na água para consumo humano no território brasileiro e publicadas em artigos científicos pelo período de 2012 a 2019. O artigo está publicado no periódico *Journal of Water and Health*. Relatório Qualis Capes Engenharias II (2019): B2. Fator de impacto: 1,744. DOI: <https://doi.org/10.2166/wh.2021.264>

First received 3 December 2020; accepted in revised form 17 March 2021. Available online 13 April 2021.

## **Abstract**

*The goals of this research are to evaluate which chemical contaminations were detected in Brazil's drinking water reported in papers published from 2012 to 2019, to propose guideline values for emerging contaminants and assess which are the priority parameters from a health risk perspective. The methodology used was a systematic review. The chemical contaminants quantified were evaluated according to Brazilian drinking-water standards, and Guideline Values were proposed for emerging pollutants using conservative endpoints from NOAEL and LOAEL available in literature. From 1351 articles evaluated, 15 reached the research goal. Seventy-seven parameters were quantified in Brazilian drinking water from underground, surface and rainwater sources. Soil composition, mining, sewage and agricultural activities were the main sources for the seven classes framed: pesticides, metals, organic, endocrine disruptors, drugs, personal care products and illicit drugs. Twenty-two parameters are listed in the current Brazilian drinking water quality standard and 54 are not. Water was not considered appropriate to drink due to cadmium, aluminum, iron, nickel, mercury, atrazine, propionaldehyde, beryllium, acetone and 17  $\alpha$ -ethinyl estradiol (carcinogenic). Measures to reduce chemical contamination in drinking water need to be taken such as the expansion of sewage treatment and upgrading to tertiary treatment, and controlling and reducing the application of pesticides.*

*Key words: chemical contaminant, drinking water, emerging pollutants, guideline value, health-based target, health risk assessment*

**Artigo 2:** Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in surface water supply from 2016 to 2020 in South Brazil

Keywords: *Cryptosporidium*, *Giardia*, drinking water, public health, seasonality

Autores: Luciano Barros Zini<sup>1,2</sup>, Rafaela Lorenzini<sup>2</sup>, Luana Gabriele Gomes Camelo<sup>2</sup>, Mariliz Gutterres<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Chemical Engineering Department, Federal University of Rio Grande do Sul, Luiz Englert s/n°, downtown, 90040-040, Porto Alegre-RS

<sup>2</sup> Health State Secretary of Rio Grande do Sul, Environmental Vigilance, Av. Ipiranga, 5400, 90610-000, Porto Alegre-RS

Neste artigo foram analisados 2304 laudos de monitoramento dos protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium* nos sistemas de abastecimento de água do Rio Grande do Sul pelo período de 2016 a 2020. O artigo está publicado no periódico *Environment Monitoring and Assessment*. Relatório Qualis Capes Engenharias II (2019): B1. Fator de impacto: 2,513. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09280-y>

*Received 29 March 2021, Accepted 12 July 2021, Published 19 July 2021*

## **Abstract**

The objectives of this research are to evaluate *Giardia* and *Cryptosporidium* contamination in surface water supply 12 in Rio Grande do Sul (RS) State in South Brazil in the years 2016 to 2020, assess seasonality and to infer the 13 population that may have been exposed to these protozoa through drinking water based on drinking water treatment 14 efficiency. Data were obtained through the drinking water surveillance national information system. From 204 DWT 15 plants in the state, 66 have been analyzed for protozoa. 2304 analyses of protozoa in raw water were evaluated, of 16 which 223 had both *Giardia* spp. cysts and/or *Cryptosporidium* spp. oocysts in concentrations that varied from 0.1 17 to 21.5/L. 2,712,125 people from 48 cities were at risk of having the presence of pathogenic protozoa in their 18 drinking water. The

probability of finding these protozoa was higher in winter. *Giardia* cysts were more likely to be found in a period without rain, suggesting that sewage was the main source of contamination. It is concluded that the 20 springs of Rio Grande do Sul are impacted and the circulation of pathogenic protozoa through the territory is endemic with a probable source of contamination to sewage and livestock activity.

## 4.1 Contaminações químicas

Por meio da revisão sistemática e das buscas de dados regionais foi identificada ocorrência de 101 contaminantes químicos na água para consumo humano do Brasil e são apresentados nas Tabelas 4.1 e 4.2, sendo que 31 parâmetros são previstos no padrão brasileiro de potabilidade e 70 não. Na seção 4.1.1 os resultados são discutidos à luz do padrão brasileiro de potabilidade e na seção 4.1.2 são apresentados os resultados da avaliação quantitativa de risco químico com a sugestão de valores guias para avaliação de riscos à saúde para os parâmetros não regulamentados no padrão brasileiro de potabilidade.

Os resultados de buscas na literatura da presença de contaminações químicas encontradas na água para consumo humano no Brasil foram organizados nas Tabelas 4.1 e 4.2 com o parâmetro químico, a classe pertencente, o número de amostras de cada estudo, os resultados mínimo e máximo de ocorrência, o método analítico com limite de detecção e quantificação, o manancial, a cidade e o Estado onde a coleta foi realizada, o valor máximo permitido para o caso de ser previsto no padrão de potabilidade ou “não” caso o parâmetro não ser regulamentado, bem como a referência.

Os resultados dos 15 artigos encontrados por meio da revisão sistemática são apresentados na Tabela 4.1. Foi identificada a presença de 78 parâmetros químicos na água para consumo humano em 18 cidades de 6 estados brasileiros, além do estudo de Machado *et al.* (2019) de abrangência nacional que avaliou 22 capitais e duas pesquisas, uma no estado do Rio Grande do Sul (Oliveira *et al.*, 2019) e outra em Minas Gerais (Reis *et al.*, 2019) que não mencionaram as cidades.

Na Tabela 4.1, os 78 parâmetros químicos foram organizados em sete classes sendo o respectivo número de parâmetros quantificados: 21 agrotóxicos, 15 metais, 16 fármacos, 11 desreguladores endócrinos, 8 orgânicos, 4 produtos de higiene e cuidados pessoais, duas drogas ilícitas, além de cafeína e fenolftaleína. Nos estudos

referenciados, as amostras de água para consumo humano pertenciam a sistemas de abastecimento de água com captações oriundas de mananciais superficiais e subterrâneos, de cisternas com captação de água da chuva, além do trabalho de Furtado & Mühlen (2015) que avaliou o material de leito filtrante residencial.

Os métodos analíticos identificados foram baseados em técnicas que empregam cromatografia líquida acoplada a espectrômetros de massa em série (LC-MS/MS), sistema de cromatografia à gás bidimensional (CG-qEM), cromatografia líquida-detecção ultravioleta CL-UV e para o caso de metais a espectrometria de massa com fonte de plasma ICP-MS. Os limites de quantificação variaram de 0,5 ng/L a 125 µg/L. Entre os 78 parâmetros químicos da Tabela 4.1, há 27 listados no padrão brasileiro de potabilidade e o VMP foi incluído na referida tabela. Os 51 parâmetros não listados no padrão brasileiro de potabilidade foram assinalados com “não” na coluna do VMP da Tabela

4.1.

**Tabela 4.1** Contaminações químicas encontradas na água para consumo humano no Brasil, a partir da revisão sistemática em artigos de 2012 a 2019.

Parâmetro	Classe	Nq/N	Resultado (µg/L)	LD µg/L	LQ µg/L	Método Analítico	Manancial	Cidade - UF	VMP <sup>1</sup> µg/L	Referência
Atrazina		2/62	0.01 - 0.02						2	
Deetilatrazina		1/62	0,02						2 <sup>1</sup>	
Clorpirifós		3/62	0.01 - 0.04						30	
Endosulfan alfa <sup>2</sup>		13/62	0.01 0.82							
Endosulfan beta <sup>2</sup>		12/62	0.02 - 0.26				Subterrâneo	Lucas do Verde - MT	20	
Flutriafol		12/62	0.03 - 0.34						30	
Metolaclo	Agrotóxico	8/62	0.01 - 0.59	n.i.	n.i.	SPE + CG/MS			10	Moreira et al., 2012
Permetrina <sup>2</sup>		1/62	0,19						20	
Atrazina		2/62	0.25 - 9.33						2	
Endosulfan alfa		3/62	0.45 - 0.56							
Endosulfan beta		2/62	0.18 - 0.54				Subterrâneo	Campo Verde - MT	20	
Flutriafol		5/62	0.23 - 57.11						30	
Metolaclo		3/62	0.26 - 1.48						10	
Bisfenol A		3/5	< 1200	400	1200			Campinas, Atibaia e Barueri - SP	Não	
4-n-octilfenol	Desregulador Endócrino	2/5	< 100	40	100	LC-MS/MS	Superficial	Campinas - SP	Não	Jardim et al., 2012
4-nonilfenol		1/5	< 100	40	100			Campinas e Atibaia - SP	Não	
Atenolol			<60	0.1	60				Não	
Paracetamol	Fármaco		<40	67	40				Não	
Ibuprofeno		n.i.	< 125	208	125	SPE + LC-MS/MS	Superficial	Campinas - SP	Não	Maldaner & Jardim, 2012
Carbofurano			< 10	28	10				7	
Diuron	Agrotóxico		< 15	43	15				20	
Atrazina		1	0,0923		4				2	
Carbofurano	Agrotóxico	3	0,0089	n.i.	8	SPE + LC-MS/MS	Superficial	Morro Redondo - RS	7	Caldas et al., 2013
Clomazona		4	0.04 - 0.124		0.04				Não	

Parâmetro	Classe	Nq/N	Resultado (µg/L)	LD µg/L	LQ µg/L	Método Analítico	Manancial	Cidade - UF	VMP <sup>1</sup> µg/L	Referência
Diuron		1	0,0958		0.04				20	
Epoxiconazol		2	0.0456 - 0.083		0.04				60	
Irgarol		1	0,0072		4				Não	
Tebuconazol		2	0.053 - 0.0797		0.04				180	
Mebendazol	Fármaco	1	0,0185		8				Não	
Propilparabeno	Produto de Higiene e Cuidado Pessoal	1	0,1355		8				Não	
Cádmio			0.06 - 32.8		0.05				3	
Manganês			0.35 - 21.9		0.05				100	
Chumbo			0.42 - 7.7		0.05				10	
Níquel			1.19 - 221		0.1				70	
Estanho	Metal	56	< 0.1 - 1.26	n.i.	0.1	ICP-MS	Subterrâneo	Conceição das Alagoas - MG	Não	Cardoso et al., 2014
Cobre			1.18 - 70.4		0.2				2000	
Mercúrio			< 0.2 - 3.38		0.2				1	
Cromo			< 0.5 - 7.34		0.5				50	
Zinco			10.5 - 556		0.5				5000	
4-Tert-Octilfenol			1,53	0.14	0.62		Subterrâneo	Novo Hamburgo - RS	Não	
4-nonilfenol	Desregulador Endócrino	4	5.62	0.12	1.11	SPE + GC-qMS			Não	Furtado & Mühlen, 2015
Estrona			1.93 - 2.28	0.09	0.68		Superficial e Subterrâneo	Novo Hamburgo e São Leopoldo - RS	Não	
17-alfa-etinilestradiol			2.16 - 2.68	0.32	0.63				Não	
Atrazina	Agrotóxico	75	0.002 - 0.015	1	2			16 capitais	2	
Cafeína	-	93	0.005 - 2.769	1	4			22 capitais	Não	
Triclosan	Produto de Higiene e Cuidado Pessoal	1	< 0.009	3	9	SPE + LC-MS/MS	Superficial	Porto Alegre - RS	Não	Machado et al., 2016
Fenolfitaleína	-	1	< 0.003	1	3			Palmas - TO	Não	

Parâmetro	Classe	Nq/N	Resultado (µg/L)	LD µg/L	LQ µg/L	Método Analítico	Manancial	Cidade - UF	VMP <sup>1</sup> µg/L	Referência
Cocaína	Droga Ilícita	12	< 6 - 22	2	6	LC-MS/MS	Superficial	Limeira, Campinas, Santa Bárbara do Oeste, Piracicaba e Espírito Santo do Pinhal - SP	Não	Campestrini & Jardim (2017)
Benzoilecgonina			< 5 - 652	2	5					
Acroleína	Agrotóxico		< 3.71 - 115		3.71				Não	
Formaldeído			< 7.65 - 40.8		7.65				Não	
Acetaldeído			< 8.7 - 100		8.7				Não	
Propionaldeído			< 0.002 - 160		2				Não	
Hexaldeído	Orgânico	36	n.i. - 518	n.i.	n.i.	HPLC-UV	Água da Chuva	São Domingos - BA	Não	Moura et al. (2018)
Valeraldeído			n.i. - 283	n.i.	n.i.					
Acetona			n.i. - 170	n.i.	n.i.					
Butiraldeído			< 0.0003		3					
Benzaldeído			< 0.0005		5					
Metilparabeno	Produto de Higiene e Cuidado Pessoal	1	< 0.08	24	0.08	LC-MS/MS	Superficial	Rio Grande - RS	Não	Marta-Sanchez et al. (2018)
Paracetamol	Fármaco	1	16	3	0.01	SPE-UHPLC-MS/MS	Superficial	cidades n.i. - RS	Não	Oliveira et al. (2019)
Atenolol		1	26	3	0.01		Superficial			
Carbamazepina		2	0.013 - 0.027	3	0.01		Superficial e Subterrâneo			
Androstano	Desregulador Endócrino	10	0.018 - 0.027		5	SPE-GC/MS	Superficial e Subterrâneo	Rosário do Catete - SE	Não	Maynard et al. (2019)
Bisfenol A			0.013 - 0.043		1					
Colesterol			0.005 - 0.053	n.i.	2					
Dibutil ftalato			0.0020 - 0.034		2					
Ftalato de dietila			19		2					
Cafeína			0.14 - 0.19		3				Não	
Alumínio	Metal	23	141.4 - 788.8	2.9	9.9	ICP-OES	Subterrâneo	Itaporã e Caarapó - MS	200	Francisco et al. (2019)
Cobalto			13.30 - 56.20	3	10				Não	

Parâmetro	Classe	Nq/N	Resultado (µg/L)	LD µg/L	LQ µg/L	Método Analítico	Manancial	Cidade - UF	VMP <sup>1</sup> µg/L	Referência
Cromo			9.2 - 10.2	2.2	9.2				50	
Cobre			6.1 - 28	0.36	1.2				2000	
Ferro			42.8 - 1124	14	47				300	
Manganês			9.2 - 1632	1.1	5.2				100	
Níquel			91.8	16.3	54.3				70	
Zinco			2 - 90.8	0.25	0.85				500	
Cafeína			0.0225 - 0.1	6	198				Não	
Imidacloprid			0.023 - 0.188	53	174				300 <sup>2</sup>	
Carbendazim			9	27	88				120	
2-hidroxiatrazina			0.016 - 0.08	27	9				120	
Hexazinona	Agrotóxico		18	25	81	LC-MS/MS			Não	
Clomazona			< 0.0048	15	48				Não	
Tebuthiuron			21	3	99				Não	
Malationa			0.0115 - 0.013	29	95				60	
Alumínio			3.9 - 176.8	1					200	
Arsênio			< 0.2 - 0.38	0.2					10	
Cromo			0.73 - 3.36	0.5					50	
Chumbo			0.14 - 25.22	0.05					10	
Cobre			0.54 - 1453.57	0.2					2000	
Manganês	Metal	10	1.03 - 48.09	0.05	n.i.	ICP-MS	Subterrâneo	Ribeirão Preto - SP	100	Alves et al. (2019)
Níquel			0.2 - 6.21	0.2					70	
Zinco			4.98 - 1393.97	0.5					5000	
Cádmio			< 0.05 - 0.63	0.05					3	
Berílio			0.12 - 0.28	0.1					Não	
Estanho			0.12 - 2.08	0.1					Não	
Vanádio			1.3 - 2.53	1					Não	
Betametasona	Fármaco	72	< 0.008 - 2.62	24	8	LC-MS/MS	Superficial	idades n.i. - MG	Não	Reis et al. (2019)

Parâmetro	Classe	Nq/N	Resultado (µg/L)	LD µg/L	LQ µg/L	Método Analítico	Manancial	Cidade - UF	VMP <sup>1</sup> µg/L	Referência
Fluconazol			< 0.0087 - 0.75	26	87				Não	
Loratadina			< 0.0136 - 0.055	136	136				Não	
Prednisona			< 0.008 - 6.32	24	8				Não	
Atorvastatina			< 0.0128 - 0.657	128	2.553				Não	
Danofloxacino			< 0.0009 - 0.042	9	171				Não	
Enoxacina			< 0.401 - 0.219	0.01	4.016				Não	
Enrofloxacina			< 0.0005 - 0.219	5	5				Não	
Norfloxacino			< 0.0393 - 0.210	1	393				Não	
Cetoprofeno			< 0.0065 - 0.561	65	646				Não	
Gemfibrozil			< 0.0085 - 0.293	85	85				Não	

<sup>1</sup>O VMP é dado pela soma das concentrações de atrazina e de etilatraxina; <sup>2</sup>Eram previstos no anexo XX da Portaria de Consolidação nº5/2017; n.i.: não informado; Nq: número e qualificações; N: número de análises.

Os resultados de ocorrências de contaminações químicas na água para consumo humano do Rio Grande do Sul, identificadas por buscas adicionais e encontradas em duas teses de doutorado e oito dissertações de mestrado, além do artigo Schwanz *et al.* (2016) que é uma das publicações de uma tese no formato de artigos, foram compilados na Tabela 4.2. Foram identificados 38 parâmetros químicos na água para consumo humano de 17 cidades do RS, além do estudo de Oliveira (2019) que avaliou a qualidade da água de três cidades do RS, mas sem descrevê-las. Entre estes 38 parâmetros químicos, 16 são agrotóxicos (atrazina, clomazona, diuron, fipronil, imazapique, imazetapir, irgarol, simazina, tebuconazol, clorpirifós, carbofurano, azoxistrobina, diuron, 2-nitrofenol, bentazona e metolacoloro), 9 são perfluoroalquils (PFBS, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFOS, PFNA, PFDA, PFDoA e PFHxDA), 8 são fármacos (ácido salicílico, amoxicilina, atenolol, carbamazepina, diclofenaco, nimesulida, paracetamol e tetraciclina), 3 são produtos de higiene e cuidados pessoais (metilparabeno, haloperidol e propilparabeno), além do fenol - substância orgânica e do estimulante cafeína.

Entre os 38 contaminantes químicos, 12 são previstos no padrão de potabilidade (11 na Portaria MS N°888/2021 e imazetapir na Portaria SES RS 320/2014), cujos valores de VMP estão colocados na Tabela 4.2 e os que não possuem VMP foram identificados como não. A Tabela 4.2 mostra que os mananciais de captação da água para consumo humano foram tanto superficiais quanto subterrâneos, além do estudo de Donato (2012) que constatou a presença do agrotóxico metolacoloro em uma amostra de água de uma vertente.

**Tabela 4.2.** Contaminações químicas encontradas na água para consumo humano do RS

Parâmetro	Classe	N	Resultados (µg/L)	LD µg/L	LD µg/L	Método Analítico	Manancial	Cidade	VMP µg/L	Referência
Atrazina			<1 - 0,0101	1,00E+00	1,00E-01				2	
Clomazona			< 0,1 - 0,0205	1,00E-01	5,00E-02				Não	
Diuron			0,0067 - 0,0592	1,00E+00	5,00E-02				20	
Fipronil			< 0,5 - 10,8	5,00E-01	2,50E-01				1,2	
Imazapique	Agrotóxico	10	0,0021 - 0,1067	1,00E-01	5,00E-02	LC-ESI-MS/MS	Superficial	Rio Grande	Não	Demoliner, 2008
Imazetapir			0,0058 - 0,0539	1,00E-01	5,00E-02				1500*	
Irgarol			< 0,1 - 0,006	1,00E-01	5,00E-02				Não	
Simazina			< 0,1	1,00E-01	5,00E-02				2	
Tebuconazol			< 0,5 - 0,0236	5,00E-01	1,00E-01				180	
Clorpirifós		1	2,24	1,00E+00	3,00E-01	UHPLC-MS/MS	Superficial	Santa Maria	30	Avellar, 2020
Carbofurano			0,25 - 13,25	4,00E-03	1,30E-03				7	
Clomazona	Agrotóxico	120	0,1 - 0,8	4,00E-03	1,30E-03	LC-ESI-MS/MS	Subterrâneo	Rio Grande	Não	Caldas, 2009
Tebuconazol			0,1 - 4	4,00E-03	1,30E-03				180	
Ácido Dibromoacético		9	< 10 - 33,6	8,00E-01	2,70E-01		Superficial	Rio Grande	80	
Ácido Dibromoacético	Subproduto de Desinfecção	9	<10	8,00E-02	3,00E-02	LC-MS/MS	Superficial	Rio Grande	80	Berrio, 2021
Ácido Dibromoacético		9	<10	8,00E-01	2,70E-01		Superficial	Camaquã	80	
Ácido Dibromoacético		9	<10	8,00E-01	2,70E-01		Subterrâneo	Santa Vitória do Palmar	80	
Nimesulida	Fármaco	3	0,05	5,00E-02	1,00E-02			Rio Grande	Não	
Metilparabeno	Produto de Higiene e Cuidados Pessoais	3	7,6 - 29,8	1,00E+00	2,00E-01			Rio Grande	Não	Silveira, 2012
Metilparabeno		3	<1 - 134	1,00E+00	2,00E-01	LC-ESI-MS/MS	Superficial	Morro Redondo	Não	
Haloperidol		3	< 0,1	1,00E-01	2,00E-02			Rio Grande e Morro Redondo	Não	
Fipronil	Agrotóxico	1	< 0,5	5,00E-01	1,00E-01				1,2	
Azoxistrobina		1	< 0,5	5,00E-01	1,00E-01	LC-MS/MS	Superficial	Rio Grande	Não	Marube, 2016
Propilparabeno	Produto de Higiene e Cuidados	1	< 0,5	5,00E-01	1,00E-01				Não	

Parâmetro	Classe	N	Resultados (µg/L)	LD µg/L	LD µg/L	Método Analítico	Manancial	Cidade	VMP µg/L	Referência
Pessoais										
Diclofenaco			0,202 - 0,833						Não	
Paracetamol			0,6310 - 1,13						Não	
Ácido salicílico	Fármaco		0,618 - 1,0373						Não	
Amoxicilina			0,116 - 0,904						Não	
Tetraciclina			0,104 - 0,105						Não	
Atrazina		4	0,272	0,018 - 0,225	n.i.	LC-MS/MS	Superficial	Bom Retiro do Sul, Taquari, Triunfo e General Câmara	2	Gameiro, 2019
Diuron	Agrotóxico		0,1235 - 0,243						20	
2-nitrofenol			0,4881 - 0,810						Não	
2-nitrofenol			0,104 - 0,583						Não	
Fenol	Orgânico		0,143 - 0,442						Não	
Cafeína	Estimulante		0,84 - 1,394						Não	
Atenolol			0,026	1,00E-02	3,00E-03				Não	
Carbamazepina	Fármaco	12	0,013 - 0,027	1,00E-02	3,00E-03	UGPLC-MS/MS	Superficial e Subterrâneo	3 cidades do RS	Não	Oliveira, 2019
Paracetamol			0,016	1,00E-02	3,00E-03				Não	
Bentazona			n.i. - 1,7	2,00E-01	8,00E-02			Santa Maria	Não	
Clomazona	Agrotóxico	~60	< LQ - 0,96	2,00E-01	8,00E-02	LC-MS/MS	Superficial	Dom Pedrito	Não	Schreiber, 2012
Imazapique			n.i. 0,42	2,00E-01	8,00E-02			Pelotas	Não	
Metolacoloro	Agrotóxico	1	< 0,5	5,00E-01	1,70E-01	GC-MS/MS	Vertente	região central RS	10	Donato, 2012
PFHxA		15	0,016	3,40E-03	1,10E-03			Porto Alegre	Não	
PFHpA		15	0,0052 - 0,0361	3,30E-03	1,10E-03			Porto Alegre, Alvorada e Guaíba	Não	Schwanz et al., 2016
PFOA		15	0,00298 - 0,0456	2,70E-03	8,90E-04			Porto Alegre e Alvorada	Não	
PFOS		15	0,0057 - 0,0438	1,20E-03	4,10E-04			Porto Alegre, Alvorada, Guaíba, Canoas	Não	

Parâmetro	Classe	N	Resultados (µg/L)	LD µg/L	LD µg/L	Método Analítico	Manancial	Cidade	VMP µg/L	Referência
								e Cachoeirinha		
PFNA		15	0,0065 - 0,0467	6,30E-03	2,10E-03			Porto Alegre, Alvorada e Cachoeirinha	Não	
PFDA		15	0,0104 - 0,0196	9,50E-03	3,10E-03			Alvorada e Canoas	Não	
PFDoA		15	0,0168 - 0,0418	1,20E-02	3,80E-03			Porto Alegre, Canoas e Cachoeirinha	Não	
PFHxDA		15	0,0031 - 0,0032	2,30E-03	7,50E-04			Porto Alegre e Canoas	Não	

\*Portaria SES RS 320/2014.

A pesquisa de Machado *et al.* (2016) (Tabela 4.1) destaca-se em relação à representatividade da amostra, pois 200 mL de água eram coletados a cada 2 horas até compor 1 L, e também em relação ao plano de amostragem, pois foram coletadas amostras de água para consumo humano de 22 capitais brasileiras. Já a pesquisa de Furtado & von Mühlen (2015) avaliou material de filtro residencial com seis meses de uso - um ponto de acúmulo/concentração. Nesta mesma lógica de ponto de acúmulo, só que em grande escala, há avaliações do lodo da etapa de decantação das estações de tratamento de água, que pode representar de 1 a 6 meses de produção de água, possibilitando caracterizar contaminações químicas da água bruta em um ponto de acúmulo (Wasserman *et al.*, 2018).

Na avaliação da qualidade da água oriunda da água da chuva foi encontrada acroleína. Embora os autores discutam que possa ser oriundo do material polimérico do reservatório de armazenamento (Moura *et al.*, 2018), há a possibilidade de ser volatilização dos agrotóxicos utilizados nos processos agrícolas do território e sua precipitação pela chuva, ou seja, o transporte dos agrotóxicos pode ocorrer na etapa de precipitação do ciclo da água (Tabela 4.1). Esse achado é importante, pois os critérios utilizados para incluir ou excluir um parâmetro de agrotóxico do padrão nacional de potabilidade, por meio da dinâmica ambiental, consideram o transporte via solo e água (no estado líquido), desconsiderando as parcelas de contribuição que possam vir por via aérea (deriva) ou pela água da chuva. Nesse sentido, nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental inclui restrições para a aplicação da atrazina visando mitigar os riscos da deriva e consequente comprometimento da qualidade da água das bacias hidrográficas (EPA, 2006b). Permanece a indagação dos autores citados (Moreira *et al.*, 2012): quais seriam os possíveis efeitos agudos e crônicos da exposição de agrotóxicos às populações que vivem e viveram no entorno do território onde é realizada a aplicação de agrotóxicos?

Os agrotóxicos oriundos das atividades agrícolas compõem a classe com o maior número de parâmetros encontrados: 29 (Tabelas 4.1 e 4.2). Há outros 47 parâmetros

provavelmente oriundos de fontes de esgoto doméstico (fármacos, desreguladores endócrinos, perfluoralquil, drogas ilícitas, produtos de cuidados e de higiene pessoal, cafeína e fenolftaleína). Quanto aos 15 metais, podem ser oriundos de atividades de mineração, efluentes industriais, fazer parte da composição da formulação de agrotóxicos ou até mesmo ser constituinte do solo do território. As possíveis fontes de contaminação química dos mananciais são ilustradas na Figura 4.1.



**Figura 4.1** Ilustração das possíveis fontes de contaminação química na água para consumo humano no Brasil: composição do solo, efluentes industriais, atividades de mineração, esgoto doméstico e atividades agrícolas.

Na próxima seção são discutidos os parâmetros químicos das Tabelas 4.1 e 4.2 que são previstos pelo padrão brasileiro de potabilidade.

#### 4.1.1 Contaminações químicas previstas no padrão brasileiro de potabilidade

A Tabela 4.3 apresenta os 31 parâmetros químicos encontrados na água para consumo humano (Tabelas 4.1 e 4.2) e previstos no padrão brasileiro de potabilidade, bem como o valor máximo permitido, a portaria que os regulamenta, a concentração máxima de ocorrência e a referência para cada parâmetro. São 19 parâmetros de agrotóxicos (2-hidroxiatrazina, atrazina, carbendazim, carbofurano, clorpirifós, deetilatrazina, diuron, endosulfan alfa e beta, epoxiconazol, fipronil, flutriafol, imazetapir, imidacloprido, malationa, metolacloro, permetrina, simazina, tebuconazol) e 11 metais (alumínio, arsênio, ferro, cádmio, manganês, chumbo, níquel, cobre, mercúrio, cromo e zinco). Entre estes 31 parâmetros, 26 tem regulação vigente pelo padrão brasileiro de potabilidade, através da Portaria MS GM nº 888/2021, imidacloprido e imazetapir são previstos na Portaria SES RS 320/2014 e os parâmetros endosulfan alpha e beta e permetrina eram previstos no padrão de potabilidade anterior (Portaria MS 2914/2011 e Anexo XX da Portaria de Consolidação nº5/2017) e foram removidos por não terem uso intenso e pelas concentrações ocorrerem muito abaixo do limite de potabilidade.

Na Tabela 4.3, ao comparar as concentrações máximas de ocorrência com o VMP, constata-se que água foi consumida embora não tenha atingido condições que atendessem ao padrão de potabilidade (Portaria MS nº888/2021), uma vez que tinha a presença de nove parâmetros químicos previstos no padrão brasileiro de potabilidade, com o valor máximo chegando a ultrapassar o seguinte número de vezes o VMP: cádmio 10,9, chumbo 2,52, alumínio 3,94, ferro 3,75, níquel 3,15, mercúrio 3,38, atrazina 4,65, flutriafol 1,9, fipronil 9, e carbofurano 1,9. No estudo de Maldaner & Jardim (2012) (Tabela 4.1) não foi possível avaliar a potabilidade para o agrotóxico

carbofurano, pois o limite de quantificação do método analítico (10 µg/L) foi superior ao VMP (7 µg/L), embora a Organização Mundial da Saúde tenha indicação de método analítico para o carbofurano com limite de quantificação de 0,1 µg/L usando cromatografia gasosa com detector de nitrogênio e fósforo (WHO, 2004b).

O VMP é definido com base na concentração da substância na água para consumo humano que pode ser ingerida ao longo de toda a vida, sem acarretar em risco apreciável para a saúde, com uma margem de segurança (WHO, 2017). Como no Brasil a massa corpórea utilizada para definir o VMP é de 60 kg, pode haver um risco maior para determinados grupos vulneráveis, especialmente crianças, embora, também haja variação no volume de água consumido diariamente. Neste sentido os limites não são tão precisos que não possam ser excedidas por curtos períodos de tempo (WHO, 2017). Se confirmada contaminação química acima do VMP, em análises consecutivas, pode ser necessário adotar tecnologias de tratamento avançado ou captar água de outro manancial. Como flutriafol, atrazina, flutriafol e carbofurano são agrotóxicos, suas fontes de contaminação são possivelmente sazonais. Nesse sentido, a frequência de amostragem deve ser ampliada e medidas para reduzir a aplicação de agrotóxicos aos arredores da bacia hidrográfica deveriam ser consideradas.

Uma limitação no padrão brasileiro de potabilidade para estabelecer o VMP é de se basear somente na toxicidade de cada parâmetro individualmente, e não considerar o efeito sinérgico da mistura de multicompostos (Jardim *et al.*, 2012). O padrão brasileiro de potabilidade considera o risco quantificado, diferente da União Europeia, que considera o princípio da precaução, onde o risco é nulo. Para quantificar os riscos, são necessárias bases suportadas por evidências epidemiológicas e estudos toxicológicos. A avaliação de risco baseada em uma combinação de dois ou mais compostos pode ser demasiado cara e lenta; nesse sentido, há métodos *in silico* que pré direcionam estudos experimentais. Os VMPs são calculados separadamente para cada substância, sem levar em consideração as interações potenciais com outras substâncias. Interações sinérgicas entre as substâncias são geralmente seletivas e

limitadas. Os mecanismos de toxicidade são diferentes para muitos contaminantes químicos, entretanto não se pode supor que não haja interações. Pode, no entanto, haver ocasiões em que uma série de contaminantes com mecanismos toxicológicos semelhantes estejam presentes em níveis próximos ao respectivo VMP. Nessas circunstâncias, a menos que haja evidências contrárias, pode se assumir que os efeitos toxicológicos são aditivos (WHO, 2017).

**Tabela 4.3** Contaminações químicas encontradas previstas no padrão brasileiro de potabilidade.

Classe	Parâmetro	VMP µg/L	Portaria	MAX µg/L	Referência
Agrotóxico	atrazina	2		9,33	Moreira <i>et al.</i> , 2012
	deetilatrazina			0,02	Moreira <i>et al.</i> , 2012
	2-hidroxiatrazina	120		0,08	Francisco <i>et al.</i> , 2019
	carbendazim	120		9	Francisco <i>et al.</i> , 2019
	carbofurano	7		13,25	Caldas, 2009
	clorpirifós	30		2,24	Avellar, 2020
	diuron	20	MS	0,243	Gameiro, 2019
	epoxiconazol	60	888/2021	0,083	Caldas <i>et al.</i> , 2013
	fipronil	1,2		10,8	Demoliner, 2008
	flutriafol	30		57,11	Moreira <i>et al.</i> , 2012
	malationa	60		0,013	Francisco <i>et al.</i> , 2019
	metolaclo-ro	10		1,48	Moreira <i>et al.</i> , 2012
	simazina	2		< 0,1	Demoliner, 2008
	tebuconazol	180		4	Caldas, 2009
	endosulfan alfa	20	MS 2914/2011 e MS 5/2017	0,56	Moreira <i>et al.</i> , 2012
	endosulfan beta			0,54	
	permetrina	20		0,19	Moreira <i>et al.</i> , 2012
	imidacloprido	300	SES RS	0,188	Francisco <i>et al.</i> , 2019
imazetapir	1500	320/2014	0,0539	Demoliner, 2008	
Metal	alumínio	200		788,8	Francisco <i>et al.</i> , 2019
	arsênio	10		0,38	Alves <i>et al.</i> , 2019
	ferro	300	MS	1124	Francisco <i>et al.</i> , 2019
	cádmio	3	888/2021	32,8	Cardoso <i>et al.</i> , 2014
	manganês	100		21,9	Cardoso <i>et al.</i> , 2014
	chumbo	10		25,22	Cardoso <i>et al.</i> , 2014

Classe	Parâmetro	VMP µg/L	Portaria	MAX µg/L	Referência
	níquel	70		221	Cardoso <i>et al.</i> , 2014
	cobre	2000		70,4	Cardoso <i>et al.</i> , 2014
	mercúrio	1		3,38	Cardoso <i>et al.</i> , 2014
	cromo	50		10,2	Maynard <i>et al.</i> , 2019
	zinco	5000		556	Cardoso <i>et al.</i> , 2014
Subproduto de desinfecção	Ácido Dibromoacético	80	MS 888/2021	33,6	Berrio, 2021

Considerando o tempo para se obter o resultado laboratorial, geralmente os resultados se referem a uma água que já foi consumida pela população. Nesse sentido, o que poderia ser feito previamente para evitar que as pessoas consumam água não potável com contaminantes químicos acima do VMP? Talvez, como alternativa seja o monitoramento da qualidade da água das bacias hidrográficas. A partir de uma série histórica de monitoramento do órgão ambiental de São Paulo, foi possível definir mananciais mais impactados a partir de parâmetros básicos de monitoramento, mais baratos e com resultados analíticos mais rápidos, e foi correlacionado com a presença de contaminantes químicos mais complexos na água para consumo humano (Jardim *et al.*, 2012).

Os parâmetros não regulamentados encontrados, para serem categorizados em termos de riscos à saúde, devem ser avaliados de acordo com estudos toxicológicos e epidemiológicos disponíveis na literatura. A próxima seção apresenta resultados de buscas dessas lacunas na presente pesquisa.

#### 4.1.2 Avaliação Quantitativa de Risco Químico: proposição de valores guias para parâmetros não regulamentados pelo padrão brasileiro de potabilidade

Nas Tabelas 4.1 e 4.2 são apresentados 70 parâmetros químicos encontrados na água para consumo humano e não previstos no padrão brasileiro de potabilidade, sendo 20 fármacos (ácido salicílico, amoxicilina, atenolol, atorvastatina, betametasona, cetoprofeno, carbamazepina, danofloxacina, enoxacina, enrofloxacina, fluconazol, gemfibrozil, ibuprofeno, cetoprofeno, loratadina, mebendazol, paracetamol, prednisona, norfloxacina e tetraciclina), onze desreguladores endócrinos (17 alpha etinil estradiol, 4-n-octilfenol, 4-nonilfenol, 4-terc-octilfenol, androstano, bisfenol A, colesterol, dibutilftalato, dietil ftalato, estrona e triclosan), nove agrotóxicos (2-nitrofenol, acroleína, azoxistrobina, bentazona, clomazona, irgarol, hexazinona, imazapique, tebutiuron), nove perfluoroalquils (PFBS, PFDA, PFDoA, PFHpA, PFHxA, PFHxDA, PFNA, PFOA, PFOS), nove orgânicos (acetaldeído, acetona, benzaldeído, butiraldeído, fenol, formaldeído, hexaldeído, propionaldeído e valeraldeído), sendo que aldeídos e cetonas são subprodutos não clorados da desinfecção, quatro metais (berílio, cobalto, estanho e vanádio), quatro produtos de higiene e cuidados pessoais (haloperidol, propilparabeno, metilparabeno e triclosan), duas drogas ilícitas (cocaína e seu subproduto de degradação benzoilecgonina), além de cafeína e fenolftaleína.

A partir da avaliação quantitativa de risco químico, por meio de dados toxicológicos encontrados na literatura, foram calculados valores guias (VG) para 61 dos 70 parâmetros químicos encontrados na água para consumo humano (Tabelas 4.1 e 4.2) e não previstos no padrão brasileiro de potabilidade e os resultados são apresentados na Tabela 4.4. Nesta tabela são apresentadas os valores de dose resposta em mg/Kg e ingestão diária tolerável aplicados na equação 3.2 para chegar no valor de referência sugerido. Também foi incluída na tabela os valores da concentração

máxima de ocorrência a partir das Tabelas 4.1 e 4.2 e a referência da dose resposta encontrada na literatura para cada parâmetro.

A primeira informação sobre efeitos à saúde considerada para diretrizes de exposição à contaminação química é o estudo com a população humana; no entanto, esta abordagem é limitada devido à questão ética que envolve estudos toxicológicos em humanos. A segunda fonte de informação (e mais frequentemente disponível) é o estudo com animais em laboratório, realizado com um pequeno número de experimentos e cujas doses administradas costumam ser mais altas que as encontradas no ambiente. Esses estudos usualmente realizados com altas doses geram incertezas que são extrapoladas para humanos e para exposições em baixas doses. Os valores de referência de parâmetros químicos na água para consumo humano sugeridos na Tabela 4.4 podem ser alterados quando novas informações toxicológicas ou de exposição estiverem disponíveis. No entanto, são considerados adequados para a avaliação de risco à saúde no presente estudo, que teve como objetivo principal avaliar os riscos de contaminações químicas não previstas no padrão brasileiro de potabilidade e quantificados na água para consumo humano brasileira.

Não foi possível sugerir valor de referência para cocaína, benzoilecgonina, danafloxacina, enoxacina, haloperidol, hexanaldeído, androstano, colesterol, tetraciclina, pois nenhum estudo toxicológico foi encontrado na literatura pelas buscas realizadas. Para estes nove parâmetros é necessário que se desenvolvam estudos de exposição via oral com proposições de modelos de dose resposta para que seja possível sugerir valor de referência para limite de risco à saúde via água para consumo humano.

Ao se comparar os valores guias sugeridos com as concentrações máximas de ocorrência detectadas, dispostas na Tabela 4.1, seis parâmetros foram quantificados em concentrações acima dos valores guias sendo eles: acroleína, cobalto, paracetamol, propionaldeído, acetona e 17 alfa-etinilestradiol; e nove parâmetros da Tabela 4.2: ácido salicílico, 2-nitrofenol, bentazona, diclofenaco, fenol, imazapique, PFOA, PFOS e

PFDoA. Abordar as ocorrências pelas concentrações máximas é uma perspectiva conservadora, pois carece de representatividade pelo baixo número de amostras analisadas, entretanto evidenciam que água acima de riscos toleráveis à saúde tem sido consumida no Brasil e no RS, em função de contaminações químicas não previstas no padrão brasileiro de potabilidade. Embora para a pesquisa de Furtado & Mühlen (2015), a amostragem tenha sido a partir de material de um filtro de água residencial em vez de amostras de água, com a concentração estimada a partir da massa de contaminante encontrada, a ordem de grandeza estimada para o 17 alfa-etinilestradiol é preocupante, considerando que é um hormônio cancerígeno para humanos (IARC, 2012). Para os medicamentos atenolol e paracetamol, os limites de quantificação estão acima do VG, e a potabilidade não pôde ser avaliada.

Os parâmetros da classe de produtos de higiene e cuidado pessoal, além de fenolftaleína e cafeína, não tiveram ocorrências em concentrações que individualmente representem risco apreciável à saúde humana, ao se comparar o VG sugerido com a concentração máxima de ocorrência (MAX) na Tabela 4.4.

**Tabela 4.4** Valores guias sugeridos para parâmetros químicos não previstos no padrão brasileiro de potabilidade que foram encontrados na água para consumo humano no Brasil e no RS.

Parâmetro	Classe	Dose-Resposta	mg/Kg*	IDT	VG (µg/L)	MAX (µg/L)	Referência*
Acetaldeído		LOAEL	400	0,4	2,40E+03	100	(SCCS, 2012)
Acetona		LOAEL	2,258	0,002258	13,5	170	(IRIS-EPA, 2001)
Benzaldeído		NOAEL	143	1,43	858	5	(EPA, 1988)
Butiraldeído	Orgânico	LOAEL	75	0,075	450	3	(OXEA, 2019)
Fenol		Rfd	0,3	0,003	0,0018	0,442	IRIS-EPA, 2002
Formaldeído		NOAEL	82	0,82	492	40	(ECHA, 1996)
Propionaldeído		LOAEL	1,5	0,0015	9	160	(IRIS-EPA, 2008)
Valeraldeído		NOAEL	1000	10	6,00E+03	283	(ECHA, 1962)

Parâmetro	Classe	Dose-Resposta	mg/Kg*	IDT	VG (µg/L)	MAX (µg/L)	Referência*
17-alfa-etinilestradiol		NOAEL	1,70E-07	1,70E-09	1,02E-06	2,68	(EPHC, 2008)
4-n-nonilfenol		LOAEL	15	0,015	90	5,62	(Bontje et al., 2004)
4-n-octilfenol		NOAEL	22	0,22	132	<100	(EPA, 2020)
4-terc-octilfenol	Desregulador endócrino	NOAEL	22	0,22	132	1,53	(Tyl et al., 2004)
Bisfenol A		NOAEL	5	0,05	30	<1200	(WHO, 2009)
Dibutil ftalato		NOAEL	19	0,019	114	0,034	(ECHA, 2016)
Ftalato de Dietila		NOAEL	150	0,15	900	0,019	(SCCNFP, 2002)
Estrona		NOAEL	1	0,01	6	2,28	(EPHC, 2008)
Acroleína		NOAEL	7,50E-01	7,50E-03	4,5	115	(Gomes & Meek, 2002)
Azoxistrobina		NOAEL	25	0,25	0,15	<0,5	EPA, 1997
Bentazona		NOAEL	3,2	0,032	0,0192	1,7	IRIS-EPA, 1998
Clomazona	Agrotóxico	NOAEL	50	0,5	300	0,124	(Breithaupt et al., 2005)
Hexazinona		NOAEL	0,05	0,00005	0,4	0,018	(EPA, 1994)
Imazapique		NOAEL	0,5	2,5	0,003	0,42	SERA, 2004
Irgarol		NOAEL	7,62	0,0762	45,7	0,0072	(WFD-EU, 2011)
Tebuthiuron		NOAEL	40	0,04	240	0,021	(EPA, 1991)
2-nitrofenol		RfD	2,83	0,0283	0,02	0,81	DEQ, 2015
Ácido salicílico		NOAEL	45,4	2,2	0,6	1,0373	ECHA, 2021
Amoxicilina		BMDL	50	0,5	1,5	0,904	Marx, et al., 2014
Atenolol		LOAEL	0,8	0,0008	24	<60	(Snyder et al., 2008)
Atorvastatina		NOAEL	8,00E+01	0,08	2,40E+03	0,657	(Walsh et al., 1996)
Betametasona		NOAEL	0,2	0,0002	6	2,62	(Norman et al., 2010)
Carbamazepina	Fármaco	NOAEL	3,8	0,0038	114	0,027	(EHD, 2013)
Cetoprofeno		NOAEL	2	0,002	60	0,561	(EMEA, 1995)
Diclofenaco		LOAEL	9	0,09	0,27	0,833	PFIZER, 2006
Enrofloxacina		NOAEL	1,2	0,0012	36	0,219	(EAEM, 1998)
Fluconazol		NOAEL	5	0,005	150	0,75	(Pfizer, 2016)
Gemfibrozil		NOAEL	200	0,2	6,00E+04	0,293	(Pfizer, 2018)
Ibuprofeno		NOAEL	1,33E+06	1,33E+04	4,00E+07	<125	(EPHC, 2008)
Loratadina		MDTD	167	0,167	5,00E+03	0,055	(Sweetman, 2009)

Parâmetro	Classe	Dose-Resposta	mg/Kg*	IDT	VG (µg/L)	MAX (µg/L)	Referência*
Mebendazol		NOAEL	125	1,25	3,75E+03	185	(EAEM, 2001)
Norfloxacino		MDTD	13300	13,3	3,99E+05	0,21	(EPHC, 2008)
Paracetamol		NOAEL	0,05	0,0005	2	<40	(EPHC, 2008)
Prednisona		MDTD	42	0,042	1,26E+03	6,32	(Sweetman, 2009)
Propilparabeno		NOAEL	5500	55	3,30E+04	0,13	(Toxnet, 2019a)
Metilparabeno	Produto de higiene e cuidado pessoal	NOAEL	11	0,11	66	<0.003	(Toxnet, 2019b)
Nimesulida		NOAEL	10,16	0,1016	0,06	0,05	Tchapanian et al., 2019
Triclosan		NOAEL	5700	57	3,42E+04	<0.08	(Toxnet, 2019c)
Berílio		NOAEL	0,1	0,0001	0,60	0,28	(WHO, 2009)
Cobalto	metal	NOAEL	0,54	0,00054	3,20	56,2	(EPA, 2008)
Estanho		NOAEL	2	0,02	12,00	1,26	(Fawell et al., 2004)
Vanádio		NOAEL	4,1	0,0041	24,60	2,53	(ATSDR, 2020)
PFBS		NOAEL	100	1	0,60	0,0165	
PFHxA		NOAEL	20	0,2	0,12	0,016	
PFHpA		NOAEL	20	0,2	0,12	0,0361	
PFOA		NOAEL		0,0015	9,00E-03	0,0456	
PFOS	perfluoroalquil	NOAEL		0,00015	9,00E-04	0,0438	Schwanz et al., 2016
PFNA		NOAEL	0,83	0,0083	0,05	0,0467	
PFDA		NOAEL	1,2	0,012	0,07	0,0196	
PFDoA		NOAEL	0,02	0,0002	1,20E-04	0,0418	
PFHxDA		NOAEL	40	0,4	0,24	0,0032	
Fenolfitaleína		NOAEL	6,48	0,0648	38,80	<0.009	(ECHA, 1979)
Cafeína		NOAEL	151	1,51	90,60	2,76	(ECHA, 1983)

IDT: Ingestão Diária Tolerável; VG: Valor de referência. \*Referência da Dose-Resposta.

Os resultados da Tabela 4.4 demonstram que há 11 contaminantes químicos não regulamentados no Brasil, e conseqüentemente não rotineiramente monitorados, foram detectados em concentrações acima de limites toleráveis de risco à saúde. Essa evidência comprova uma das hipóteses da presente tese, de que o padrão brasileiro de

potabilidade, baseado no binômio exposição toxicidade, embora efetivo para avaliação de riscos a nível nacional, não contempla parâmetros químicos de relevância local, que necessitam de esforços para regulamentação local, de forma complementar ao padrão nacional de potabilidade, para fins de avaliação e mitigação de riscos à saúde por exposição a contaminações químicas via água para consumo humano. Um dos grandes desafios da exposição à contaminação química é que ela manifesta os efeitos sobre a saúde após uma exposição prolongada. Não saber a que contaminação química o indivíduo está exposto é uma situação de risco, visto que não são realizadas ações para reduzir a possível contaminação.

Agrotóxicos são utilizados na produção agrícola e a regulamentação para monitoramento não acompanha a velocidade com que novos produtos são desenvolvidos e aplicados na agricultura. O padrão brasileiro de potabilidade usa como critério para inclusão de um novo agrotóxico a dinâmica ambiental que envolve as propriedades físico-químicas e o risco de contaminar o manancial subterrâneo ou superficial, o binômio exposição-toxicidade, considerando o volume de comercialização de agrotóxicos no Brasil e os estudos toxicológicos atualizados. Como o padrão é aplicado para todo o território nacional, as especificidades não contempladas devem ser reguladas de acordo com as atividades econômicas locais/regionais. Nesse sentido, o Rio Grande do Sul possui a Portaria SES RS 320/2014, que adiciona 46 parâmetros de agrotóxicos para determinar se a água é potável.

O estudo de Moura *et al.* (2018), apresentado na Tabela 4.1, mostra a presença de oito contaminantes orgânicos não previstos no padrão brasileiro de potabilidade. Neste estudo foram avaliadas amostras de água para consumo humano que tem como fonte de captação a água da chuva por meio de cisternas com armazenamento em 36 reservatórios de poliestireno instalados em duas comunidades de áreas rurais do semiárido baiano. Os autores concluíram que os compostos orgânicos eram oriundos do material das cisternas expostas ao sol (Moura *et al.*, 2018). Nessa pesquisa, os oito

parâmetros orgânicos não regulamentados no padrão brasileiro de potabilidade foram quantificados em São Domingos - BA.

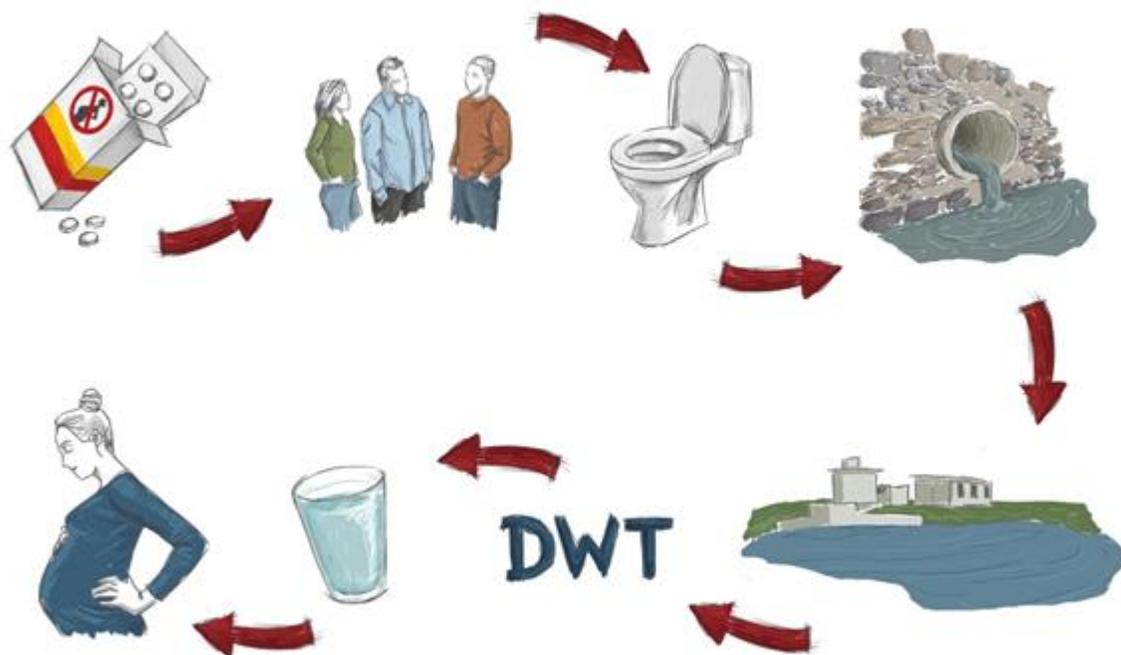
As demais classificações (fármacos, drogas ilícitas, desreguladores endócrinos, produtos de cuidados e higiene pessoal e a cafeína) devem ser oriundos do esgoto doméstico que contamina os mananciais hídricos. Embora existam alternativas de descontaminação disponíveis como tecnologias de tratamento avançado dos esgotos, incluindo filtração por membrana, carvão ativado granular e processos de oxidação avançados para a remoção eficaz de poluentes emergentes (Yang *et al.*, 2017), os projetos das instalações de tratamento existentes não são adequados para remover contaminantes de preocupação emergente e seus produtos de transformação (Gogoi *et al.*, 2018). As estações de tratamento de esgoto no Brasil, de forma geral, tratam até o estágio secundário (biológico), levando à remoção limitada de contaminantes de preocupação emergente. Starling *et al.* (2018) apontam a melhoria da infraestrutura de saneamento implementando tratamento terciário como uma necessidade urgente para o Brasil. Além disso, mais de 100 milhões de brasileiros não têm acesso a tratamento de esgoto (SNIS, 2020), sendo o esgoto bruto lançado no meio ambiente, sujeito a contaminar as fontes de abastecimento de água e águas de uso recreativo.

Sabe-se que os medicamentos para uso médico melhoram a qualidade de vida ao curar e prevenir doenças. No entanto, existem produtos farmacêuticos que, quando difundidos no meio ambiente por várias vias, podem causar graves efeitos nocivos aos organismos vivos (Jose *et al.*, 2020). Um estudo de caso no sistema de abastecimento de água de Changzhou, na China, investigou as variações sazonais e territoriais de 43 tipos de produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais, sendo que as concentrações variaram de 6,37 a 809,28 ng/L. Neste mesmo estudo, no verão foram detectados mais parâmetros e quantificados em concentrações mais altas em áreas urbanas (Jiang *et al.*, 2019). O atenolol, um anti-hipertensivo, não é removido em estações de tratamento de esgoto e é relativamente persistente em matrizes aquosas, sendo uma das drogas mais frequentemente detectadas no ambiente aquático (Godoy *et al.*, 2015). Uma

revisão crítica a respeito de tecnologias para tratamento de disposição de poluentes emergentes, observou que para o caso de resíduos de fármacos apenas 18-32% são degradados pelo tratamento de esgoto secundário e a remoção aumentou para 30-65% pelo tratamento terciário (Khan *et al.*, 2020).

Em uma revisão baseada em estudos realizados em 11 países da América Latina entre 1999 e 2019 a respeito de poluentes emergentes no ciclo da água urbana, o Brasil teve o maior número de investigações (53%), onde o bisfenol A e a estrona foram os desreguladores endócrinos mais comuns relatados em efluentes de estações de tratamento de águas residuais (Peña-Gusmán *et al.*, 2019). O bisfenol A é utilizado na produção de resina de policarbonato para a fabricação de garrafas, brinquedos, recipientes e cachimbos de água. O bisfenol A entra no tecido adiposo durante o desenvolvimento fetal e pode afetar a saúde do adulto, por meio de efeitos adversos no crescimento e desenvolvimento dos órgãos e tecidos. A exposição ao desregulador endócrino pode causar efeitos imunológicos, efeitos metabólicos, anormalidades reprodutivas, alterações comportamentais, diabetes, obesidade, doenças cardiovasculares, distúrbios neurológicos, desenvolvimento e crescimento fetal interrompido e uma ampla variedade de cânceres (Wee & Aris, 2017). Os agentes que mimetizam a ação dos estrogênios nas células-alvo e fazem parte do grupo de compostos desreguladores endócrinos são denominados estrogênicos. A exposição a esses compostos causa uma série de efeitos negativos, incluindo câncer de mama, infertilidade e hermafroditismo animal (Vilela *et al.*, 2018). A estrona e o 17 alfa-etinilestradiol encontrados na água potável são estrogênicos. O estrogênio sintético é mais persistente no meio ambiente do que os estrogênios naturais e pode ser uma causa maior de preocupação ambiental. 17 alfa-etinil-estradiol é um composto sintético amplamente utilizado na geração de pílulas anticoncepcionais e está presente na urina das mulheres que tomam anticoncepcionais. A presença de 17 alfa-etinil-estradiol foi confirmada em concentrações crescentes que contaminam rios em todo o mundo (Meyer *et al.*, 2019). As mulheres grávidas podem ser indiretamente expostas a drogas

e desreguladores endócrinos na água potável (mesmo após o tratamento da água), conforme Figura 4.2.



**Figura 4.2** Exposição indireta a fármacos e desreguladores endócrinos a mulheres grávidas através da água para consumo humano. Fonte: o autor.

As ações antrópicas contribuem para diferentes contaminantes emergentes, como estrogênios, xenoestrogênios e drogas ilícitas, conforme apontado em estudos (Jardim *et al.*, 2012; Machado *et al.*, 2016). A presença de drogas ilícitas na água para consumo humano foi descrita pela primeira vez em 2008 (Davoli, 2019). Essas substâncias entram no ciclo da água por meio de sistemas de esgoto, e cidades onde as instalações de tratamento de esgoto são insuficientes podem ter níveis mais elevados de drogas ilícitas na água para consumo humano. Há novas substâncias

ilícitas sendo sintetizadas, algumas mesmo presentes em baixas concentrações, como os fentanilos, e circulam na sociedade, mesmo sem informação toxicológica e são sujeitas a serem detectadas inclusive na água para consumo humano. As megacidades ficam mais sujeitas a contaminar os mananciais com esse tipo de substância devido à maior concentração populacional (Davoli, 2019). Amostras de água para consumo humano de cinco locais em quatro cidades foram analisadas no Estado de São Paulo, e presenças de cocaína (COC) e benzoilecgonina (BE) foram detectadas em todas as amostras, sendo BE em concentrações de 10-652 ng/L e COC de 6-22 ng/L (Campestrini & Jardim, 2017). Uma vez consumido, o COC é excretado principalmente na urina, com cerca de 35-55% da dose consumida sendo excretada como BE e apenas 1-9% como COC (EMCDDA, 2008). Também foi realizado um estudo sobre drogas ilícitas em águas residuárias de um hospital de Santa Maria - RS onde foram encontradas concentrações de COC e BE de 0,4-4,9 µg/L e 0,9-8,6 µg/L respectivamente (Martins *et al.*, 2017). Altas concentrações e frequência de detecção de BE em esgoto bruto podem servir para calcular o consumo de cocaína por uma população em aplicações epidemiológicas a partir do esgoto. A aplicação desses conhecimentos sobre química ambiental, por meio de metodologias analíticas avançadas, pode contribuir para campos muito além da saúde pública, como a segurança pública, uma vez que o nível de uso de drogas pode ser estimado.

O propilparabeno é um composto estável e não volátil usado como conservante antimicrobiano em alimentos, medicamentos e produtos de cuidados pessoais. Metil e propilparabeno são os parabenos predominantes encontrados em ambientes aquáticos (Soni *et al.*, 2008; Haman *et al.*, 2015). Em pesquisa realizada em Rio Grande - RS, foram analisadas as ocorrências de parabenos (incluindo isômeros) em água potável, água mineral e lodo decantador; apenas metilparabeno, um dos nove compostos, foi detectado em traços de LQ de < 0,08 µg/L (Marta-Sanchez *et al.*, 2018). Os parabenos clorados são mais persistentes do que os parabenos naturais. Seus subprodutos clorados são mais estáveis e persistentes do que as espécies-mãe e mais estudos são necessários para melhorar o conhecimento sobre sua toxicidade (Haman *et al.*, 2015).

## 4.2 Contaminações Microbiológicas: Protozoários

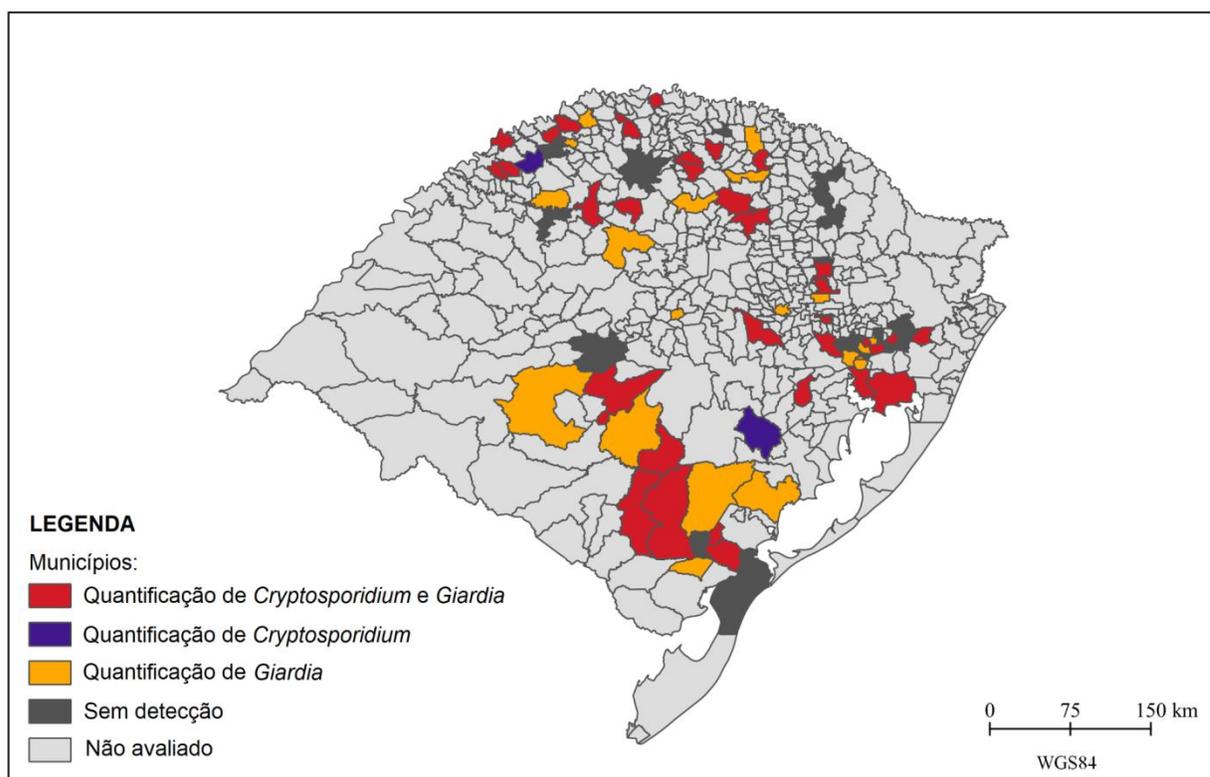
Os resultados do monitoramento de protozoários na água bruta dos sistemas de abastecimento de água do Rio Grande do Sul com relação ao número de municípios, número de ETAs e à população abastecida, são apresentados na Tabela 4.5. Foi verificado que, no período de 2016 a 2020, em 79 das 192 cidades abastecidas por mananciais superficiais, houve necessidade de monitoramento de protozoários, em função da média geométrica anual da concentração de *E. coli* ter sido superior a 1000/mL, totalizando 2.304 análises de protozoários em 66 estações de tratamento de água. Considerando os dados populacionais do SISAGUA, estima-se que 2.689.426 pessoas, 31,64% da população do RS, foi abastecida por mananciais em que houve detecção da presença de cistos de *Giardia* e/ou oocistos de *Cryptosporidium*.

Com o objetivo de mostrar a distribuição geográfica do monitoramento de protozoários, os resultados das ocorrências foram graficamente ilustrados na Figura 4.3. Em 305 municípios onde não houve monitoramento é pelo fato de o abastecimento ter captação subterrânea (e conseqüentemente não ter exigência de monitoramento de protozoários pelo padrão brasileiro de potabilidade), além das 113 cidades em que o manancial superficial não atingiu a média geométrica de *E. coli* superior a 1.000 células/100 mL no monitoramento mensal da água bruta.

**Tabela 4.5** Número de cidades, ETAs e população abastecida por sistemas de mananciais superficiais e com monitoramento e quantificação de protozoários no RS de 2016 a 2020.

	Nº de Cidades	Nº de ETAs	População
RS	497	204	11.377.239
Abastecidas por manancial superficial	192	204	8.499.622
Abastecidas por ETAs com monitoramento de protozoários*	79	66	3.349.686
Abastecidas por ETAs com resultados positivos de protozoários	63	53	2.689.426

\* Média geométrica anual de concentração de *E. coli* superior a 1000/100 mL, que levou às 2304 análises de protozoários.



**Figura 4.3** Cidades abastecidas por mananciais com presença de *Giardia* e/ou *Cryptosporidium* na água bruta das ETAs no Rio Grande do Sul.

A Tabela 4.6 mostra o número de resultados em que foi identificada a ocorrência de protozoários na água bruta, com a concentração média, mínima e máxima bem como o número de cidades e a respectiva população abastecida. *Giardia* foi encontrada em 188 amostras em concentrações que variaram de 0,1 a 21 cistos/L, enquanto *Cryptosporidium* foi encontrado em 76 amostras em concentrações que variaram de 0,1 a 7 oocistos/L. Os SAAs de 1.049.150 pessoas em 24 cidades teve presença de ambos os protozoários na água bruta, em 41 ocorrências. O resultado do monitoramento de protozoários na água bruta pode ser apresentado com base no número de cidades, pontos de captação, estações de tratamento de água e população abastecida. Cabe observar que há algumas especificidades como o número de cidades que tem mais de uma estação de tratamento de água, ETAs que tem mais de um ponto de captação, sistemas que abastecem mais de uma cidade e diferença entre a população da cidade e a população abastecida pelos sistemas como resultado do abastecimento complementar por mananciais subterrâneos. Quando o sistema tem mais de um ponto de captação ou a cidade tem mais de uma ETA, com a detecção de protozoários em apenas um ponto de captação, a concentração final pode ser menor devido a efeitos de diluição, dependendo da remoção no tratamento e a forma de distribuição da água.

**Tabela 4.6** N° de quantificações de protozoários na água bruta de sistemas de captação superficial, com o número de cidades abastecidas e a população de 2016 a 2020 no RS.

	Nº de Quantificações	Media*	Min*	Max*	Cidades Abastecidas	População
<b>Somente <i>Giardia</i></b>	188	2.56	0.1	21.5	61	2.623.457
<b>Somente <i>Cryptosporidium</i></b>	76	0.8	0.1	7	37	1.433.601
<b><i>Giardia</i> e <i>Cryptosporidium</i></b>	41	-	-	-	24	1.049.150
<b><i>Giardia</i> ou <i>Cryptosporidium</i></b>	223	-	-	-	63	2.689.426

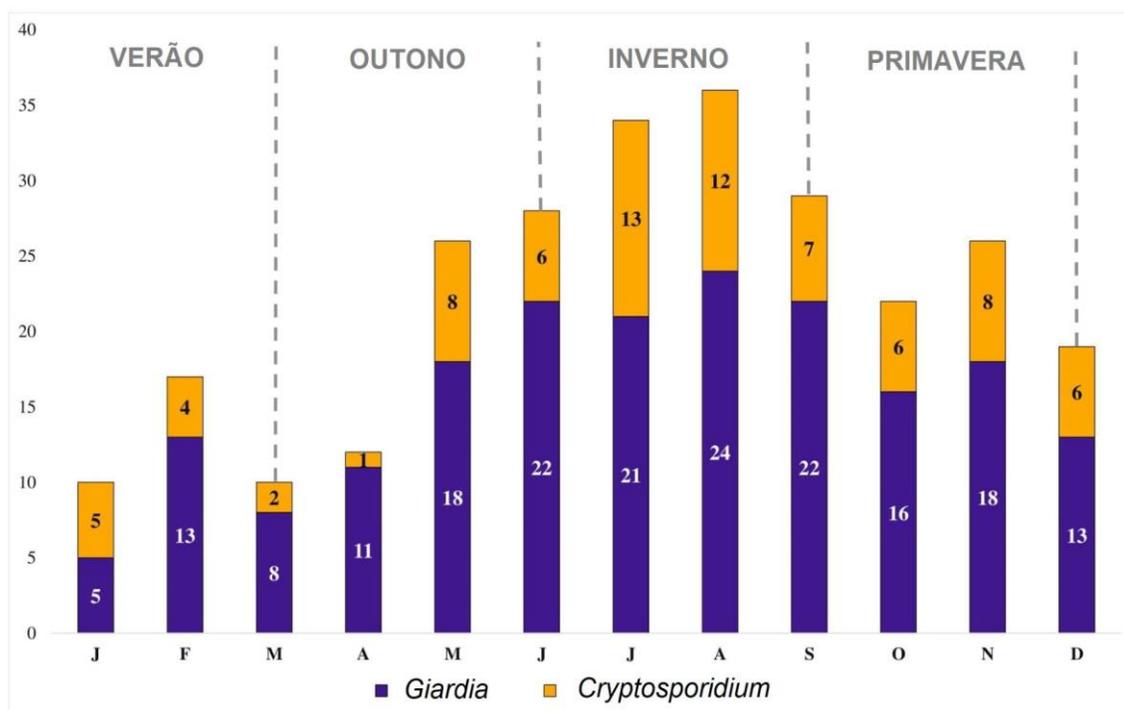
\* Concentração de cistos/oocistos por L.

Das 2304 amostras de água bruta, com monitoramento de protozoários, foi constatada presença de *Giardia* em 9,94% e 5,08% de *Cryptosporidium*. Nos Estados Unidos, uma pesquisa de abrangência nacional, com amostras de água bruta de 24 ETAs de 24 estados constatou presença com maior frequência: 46% de *Giardia* e 25% de *Cryptosporidium*, embora em concentrações menores, em torno de 1 oo(cisto)/L (King *et al.*, 2016). Já um estudo realizado na Espanha, em Galícia, com 100 ETAs, encontrou concentrações máximas mais elevadas em relação aos resultados apresentados neste trabalho, de até 40 oocistos/L e 190 cistos/L na água bruta, e embora não tenha avaliado a turbidez pós-filtração, identificou na água tratada concentrações de 6 oocistos/L e 18 cistos/L (Castro-Hermida *et al.*, 2015).

De fevereiro de 2016 a agosto de 2018, do total de 2304 análises, em 1318 amostras analisadas com o limite de quantificação de 1 (cisto ou oocisto)/L, 60 amostras tiveram quantificação de protozoários, enquanto no período de setembro de 2018 a dezembro de 2020, das 934 amostras analisadas com o limite de quantificação de 0,1 (cisto ou oocisto)/L em 138 amostras tiveram quantificação de protozoários. A mudança do limite de quantificação ao longo do período de monitoramento em setembro de 2018 foi provavelmente associada ao limite de quantificação do método analítico que foi reduzido de 1 para 0,1 cistos ou oocistos por litro. Após a redução do limite de quantificação de 1 para 0,1 (oo)cisto/L a probabilidade de quantificação dos cistos foi de 4,2 vezes e dos oocistos 4,9 vezes maior. Este resultado reforça a importância de se avançar nas técnicas analíticas para diminuir suas limitações e como consequência a provável subnotificação da presença de protozoários patogênicos no meio ambiente e na água. Os protozoários tendem a estar em baixas concentrações e as técnicas de isolamento e quantificação têm limitações em termos de especificidade e, principalmente, de sensibilidade. Há também baixas recuperações analíticas, que ficam em torno de 30-40% (Efstratiou *et al.*, 2017b).

Quanto à sazonalidade, as estações de outono e inverno apresentaram maior número de quantificação de protozoários em relação a verão e primavera, como mostra

a Figura 4.4. Para cistos de *Giardia* a probabilidade de quantificação no inverno foi 2,5 vezes maior que no verão ( $p=0,0001$ ) e oocistos de *Cryptosporidium* 2,87 vezes ( $p=0,0029$ ). Ao se considerar a normal climatológica, são os meses dessas estações que apresentam a menor incidência da radiação solar e, conseqüentemente menor temperatura médios no RS. Esses fatores contribuem para um maior tempo de sobrevivência dos protozoários no ambiente (Fayer, 2004, Robertson *et al.*, 1992, de Reginer *et al.*, 1989), o que poderia explicar o maior número de quantificações nessas estações. Tendências semelhantes foram relatadas em estudos anteriores (Ligda *et al.*, 2020, Ehsan *et al.*, 2015, Ajonina *et al.*, 2012).



**Figura 4.4** Número de quantificações de *Giardia* e *Cryptosporidium* em água bruta das ETAs do RS por mês e estação do ano no período de 2016 a 2020.

A partir dos registros da condição climática (tempo seco ou chuvoso) tanto no momento da coleta, quanto em relação aos dias que antecederam a coleta, foi

constatado que cistos de *Giardia* são 1,56 vezes mais prováveis de serem quantificados em tempo seco antes e durante a coleta ( $p=0,0175$ ). Uma das interpretações possíveis é que a fonte de contaminação de *Giardia* é mais provavelmente associada com lançamento de esgoto no manancial, considerando que é uma fonte contínua, que não depende da água da chuva para ser transportada até o manancial, como é o caso das fezes dos animais no solo. No Rio Grande do Sul há em torno de 20 a 40% de serviços de coleta de esgoto e de 20 a 60% de tratamento de esgoto nos municípios (SNIS, 2020). Um estudo de revisão de pesquisas realizadas em diversos países a respeito da prevalência de oocistos em amostras de esgoto tratado e no esgoto bruto mostrou concentrações de 10 a 200 oocistos/L e prevalência de 6 a 100% (Nasser, 2016). Nasser (2016) também concluiu que a tecnologia de tratamento de esgoto por lodo ativado é ineficiente para redução de oocistos. Um modelo que avaliou regiões com as maiores concentrações de *Cryptosporidium* em rios de vários países, apontou a predominância de esgoto como fonte de contaminação das regiões de maior densidade populacional (Vermeulen *et al.*, 2019). No Rio Grande do Sul, a tecnologia de tratamento de esgoto aplicada é de nível secundário (biológico), sendo que o tratamento terciário, conforme regulação estadual, só é requerido por medida discricionária do órgão ambiental (RS, 2017). Um diagnóstico do tratamento de esgoto no RS identificou que as tecnologias instaladas para tratar esgoto no Estado não são capazes de remover protozoários (Ulbrich, 2020). Na Nova Zelândia, dados de monitoramento de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. de 2009 a 2019 em 10 cidades identificou que os protozoários são mais prevalentes nos territórios onde há a presença de ruminantes (Phiri *et al.*, 2020). No Rio Grande do Sul há 12,4 milhões de cabeças de gado, 9,7 milhões de suínos e abate de 802,7 milhões de aves por ano (Rio Grande do Sul, 2019). Uma das possibilidades para estudos futuros é fazer o mapeamento de uso e ocupação do solo, com os mesmos métodos aplicados para correlacionar geograficamente a contribuição para a concentração de protozoários na água oriundos da pecuária e da urbanização, aos mesmos moldes do estudo realizado em 11 cidades do Estado de São Paulo (Breternitz *et al.*, 2020).

A Tabela 4.7 apresenta os resultados da qualidade da água que não atenderam os critérios para turbidez pós-filtração de acordo com o padrão brasileiro de potabilidade durante os meses em que houve quantificação de protozoários. De 223 meses em que protozoários foram quantificados, em 115 (51,5%) a turbidez pós-filtração ultrapassou o percentil 95 de 0,5 uT e em 123 teve resultados acima de 1 uT. O percentil 95% com resultados menores ou iguais a 0,5 uT pode alcançar a remoção de até 2,5 log de cistos de *Giardia*. Já para a remoção de 3 log de oocistos de *Cryptosporidium*, o percentil 95% teria que ser menor ou igual a 0,3 uT (Oliveira *et al.*, 2018). Como o padrão da turbidez pós-filtração visa garantir a remoção de protozoários, estes resultados implicam em 2.712.125 pessoas de 48 cidades do Rio Grande do Sul terem consumido água fora do padrão de potabilidade e terem ficado sujeitas a consumir água com a presença de protozoários pelo menos em algum momento entre 2016 e 2020.

**Tabela 4.7** Número de cidades e população abastecida por ETAs que não atingiram o padrão de turbidez pós-filtração nos meses em que houve quantificação de protozoários no Rio Grande do Sul entre 2016 e 2020.

Quantificação	% 95 >= 0,5 uT	Limite máximo de 1 uT em qualquer amostra pontual	Nº de cidades	População
<i>Giardia</i>	96	100	38	2,203,223
<i>Cryptosporidium</i>	36	45	28	1,170,027
<i>Giardia e Cryptosporidium</i>	17	22	18	661,125
<i>Giardia ou Cryptosporidium</i>	115	123	48	2,712,125

Na maioria das ETAs do RS o tratamento da água usa cloro gasoso para desinfecção. Dependendo da concentração e do tempo de contato, pode haver mais de 0,5 log de remoção de *Giardia* spp. mas sem efeito para remoção de *Cryptosporidium* spp (USEPA, 1991). Como barreira adicional para a remoção de protozoários, pode ser

usado dióxido de cloro, ozônio e radiação ultravioleta (USEPA, 2006a). Um estudo realizado em Jalalilley no Iran concluiu que a dosagem necessária de dióxido de cloro para garantir a remoção de oocistos excederia os limites dos sub-produtos de desinfecção, não sendo indicado. Por outro lado, a ozonização alcança níveis seguros, mas é necessário adicionar cloro para manter um residual ao longo do sistema de distribuição (Hadi *et al.*, 2019). Quando a concentração de ozônio é maior que 3 mg/L e o tempo de contato é maior que 7 min, o efeito de inativação é alcançado. A membrana celular de *Cryptosporidium* encolhe e colapsa completamente (Ran *et al.*, 2010).

Sob condições otimizadas a remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. na decantação e no ciclo completo pode alcançar, respectivamente, 1-2 log e 4 log ou mais (LeChevallier and Au, 2004). Embora, em um experimento para avaliar a remoção de patógenos no tratamento convencional, foi encontrada que com menor concentração inicial, menor é a remoção observada (Assavasilavasukul *et al.*, 2008), e a maior parte dos resultados da presente tese apresentaram concentração baixa de protozoários. Um outro estudo avaliou a diferença da velocidade de sedimentação sob diferentes condições e identificou 0,7  $\mu\text{m/s}$  para oocistos isolados e 53,3  $\mu\text{m/s}$  quando misturados em suspensão com dióxido de ferro e 7,9  $\mu\text{m/s}$  em suspensão com partículas naturais, concluindo que a otimização da coagulação é fundamental para requerer a efetiva remoção de oocistos durante a decantação e a filtração (Searcy *et al.*, 2005). Um outro fator importante é o período de maturação dos filtros (tempo que demora para atingir a performance no início da carreira de filtração, após retrolavagem), durante o qual a probabilidade da transferência de oocistos é maior (Emelko *et al.*, 2003).

Para evitar a persistência de protozoários na água bruta, ou reduzir, é necessário rever o tratamento de esgoto, ampliando a capacidade e qualificando o processo para tratamento terciário, em adição de uma clarificação eficiente nas estações de tratamento da água, com adequado controle da carreira de filtração, considerando os limites de turbidez pós-filtração do padrão de potabilidade.

#### 4.2.1 Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico

Os resultados da avaliação quantitativa de risco microbiológico para as faixas de ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos *Cryptosporidium* na água bruta dos SAAs do RS (Quadro 3.1) são apresentados nas Tabelas 4.8 e 4.9. Como se trata de um modelo estocástico, os resultados de mínimo, máximo, média e os percentis 5%, 10%, 25%, 50%, 75% e 95% da distribuição de probabilidade do risco anual de infecção são apresentados.

Os resultados das 2304 análises de protozoários nos SAAs do RS foram caracterizados por concentrações muito variáveis de cistos e oocistos, por vezes muito elevadas, mas muito frequentemente abaixo dos limites de detecção. A base de dados utilizada para a maioria dos sistemas de abastecimento de água foram os laudos fornecidos diretamente pelas empresas de saneamento, evitando captar informações diretas com possíveis erros de alimentação no sistema de informação, muito embora, não tenha sido realizado qualquer tratamento de dados com vistas a eliminar outliers. O elevado número de dados não detectados de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium* pode estar relacionado às baixas concentrações de (oo)cistos, aos pequenos volumes amostrados e/ou às baixas e variáveis taxas de recuperação associadas aos métodos analíticos (Messner & Wolpert, 2002).

Verifica-se na Tabela 4.8 que na faixa de concentração de 3 a 5 cistos/L o percentil 25% ultrapassa o risco de infecção por *Giardia* de um caso a cada 100 pessoas e na faixa de 5 a 10 cistos/L ultrapassa 2 casos a cada 100 pessoas no percentil 50%. Para a faixa mais alta de concentração avaliada de 15 a 25 cistos/L, a exposição pode resultar em infecção em mais de 50% dos casos a partir do percentil 5% e tende a 100% no percentil 95%. A Tabela 4.9 mostra que o risco anual de infecção assumido como tolerável pela USEPA ( $10^{-4}$  pppa) e pela OMS (próximo a  $10^{-3}$  pppa) não foi ultrapassado na média para as concentrações de (oo)cistos na água bruta

da ordem de grandeza do limite de detecção de 0,1 (oo)cisto/L. Já para a faixa abaixo do menor limite de quantificação de 0-0,1 oocistos/L não ultrapassa o limite da OMS e garante o limite da USEPA até o percentil 50%. Para a faixa de concentração entre 1-3 oocistos/L, a média do risco anual do risco de infecção ficou em  $1,14 \times 10^{-2}$ , o que corresponde a cerca de 1 log superior ao preconizado pela OMS e dois log ao preconizado pela USEPA. Para as faixas de concentrações superiores a 3 oocistos/L os níveis de risco toleráveis dificilmente foram atendidos.

Ressalta-se que o cenário proposto a partir das faixas de ocorrência de protozoários na água bruta dos SAAs do RS considera a remoção/inativação máxima do tratamento convencional de 3 log para oocistos, e 3,5 log para cistos somando-se filtração e desinfecção (etapa fixada em remoção adicional de 0,5 log). A partir do percentil 75% da faixa de 0,4 a 1 oocisto/L e da faixa de 1 a 3 cistos/L o risco preconizado pela OMS é ultrapassado, nesse sentido, o limite de detecção do método analítico aplicado nos sistemas do RS de 2016 a 2018, de 1 oo(cisto)/L, foi insuficiente para avaliar o risco tolerável de protozoários na água, sendo, em analogia a um contaminante químico, o mesmo que um LD superior ao VMP.

**Tabela 4.8** Distribuição de probabilidade para o risco de infecção por *Giardia* via água para consumo humano modelado a partir de faixas de ocorrência de cistos encontradas na água bruta.

Ocorrência de cistos na água bruta	Distribuição do risco de infecção anual por <i>Giardia</i>								
	Mín	Máx	Média	5%	10%	25%	50%	75%	95%
0<C<0,1	2,03E-09	1,62E-03	1,86E-04	1,12E-05	2,25E-05	5,65E-05	1,25E-04	2,47E-04	5,79E-04
0,1<C<1	4,97E-05	2,34E-02	2,67E-03	3,19E-04	4,82E-04	9,21E-04	1,84E-03	3,50E-03	7,97E-03
1<C<3	6,22E-04	7,06E-02	9,86E-03	2,03E-03	2,62E-03	4,23E-03	7,36E-03	1,27E-02	2,65E-02
3<C<5	1,91E-03	2,30E-01	3,15E-02	6,33E-03	8,35E-03	1,35E-02	2,36E-02	4,07E-02	8,48E-02
5<C<10	5,84E-03	8,99E-01	2,18E-01	3,61E-02	5,21E-02	9,32E-02	1,73E-01	3,00E-01	5,57E-01
10<C<15	6,58E-02	1,00E+00	6,41E-01	2,30E-01	2,96E-01	4,45E-01	6,58E-01	8,54E-01	9,85E-01
15<C<25	2,59E-01	1,00E+00	8,80E-01	5,62E-01	6,51E-01	8,12E-01	9,42E-01	9,92E-01	1,00E+00

**Tabela 4.9** Distribuição de probabilidade para o risco de infecção por *Cryptosporidium* modelado a partir de faixas de ocorrência de oocistos na água bruta.

Ocorrência de oocistos na água bruta	Distribuição do risco de infecção anual por <i>Cryptosporidium</i>								
	Mín	Máx	Média	5%	10%	25%	50%	75%	95%
<b>0 &lt; C &lt; 0,1</b>	2,03E-09	1,62E-03	1,86E-04	1,12E-05	2,25E-05	5,65E-05	1,25E-04	2,47E-04	5,79E-04
<b>0,1 &lt; C &lt; 0,5</b>	4,97E-05	2,34E-02	2,67E-03	3,19E-04	4,82E-04	9,21E-04	1,84E-03	3,50E-03	7,97E-03
<b>0,5 &lt; C &lt; 1</b>	6,22E-04	7,06E-02	9,86E-03	2,03E-03	2,62E-03	4,23E-03	7,36E-03	1,27E-02	2,65E-02
<b>1 &lt; C &lt; 3</b>	1,91E-03	2,30E-01	3,15E-02	6,33E-03	8,35E-03	1,35E-02	2,36E-02	4,07E-02	8,48E-02
<b>3 &lt; C &lt; 5</b>	5,84E-03	8,99E-01	2,18E-01	3,61E-02	5,21E-02	9,32E-02	1,73E-01	3,00E-01	5,57E-01
<b>5 &lt; C &lt; 10</b>	6,58E-02	1,00E+00	6,41E-01	2,30E-01	2,96E-01	4,45E-01	6,58E-01	8,54E-01	9,85E-01

O valor do percentil 50% das estimativas de risco de infecção para cada faixa de concentração das Tabelas 4.8 e 4.9 foi utilizado para comparar qualitativamente com os resultados de ocorrência de protozoários nos SAAs do RS e são apresentados nas Tabelas 4.10 e 4.11. Nessas tabelas são apresentados os dados de estatística descritiva das ocorrências de protozoários para cada cidade com o número de quantificações, o número total de análises, mínimo, máximo e média (desconsiderando resultados menores que o limite de detecção) da concentração de cistos e oocistos na água bruta. As cidades abastecidas por sistemas com quantificações acima de 5 cistos/L tiveram eventos onde o risco de infecção ultrapassou em 2 log do limite estabelecido pela OMS, assim como as concentrações acima de 3 oocistos. Cabe ressaltar que, muito embora os sistemas das cidades de Passo Fundo e Salvador do Sul, conforme Tabela 4.10, obtiveram eventos com os riscos mais elevados para infecção por *Cryptosporidium*, nenhuma atinge o critério de média anual superior a 3 oocistos/L (vigente de 2011 a 2021 e alterado para 1 oocistos/L pela Portaria Nº888/2021), a partir do qual dever-se-ia buscar como meta um limite de turbidez da água filtrada de 0,3 uT.

**Tabela 4.10** Comparação das ocorrências de cistos de *Giardia* nos SAA do RS por cidade em relação ao risco teórico de infecção anual por *Giardia* via água para consumo humano calculado para a faixa de concentração fixada.

Faixa de concentração		Ocorrência			0,1<C<1	1<C<3	3<C<5	5<C<10	10<C<15	15<C<25
Risco anual					1,84E-03	7,36E-03	2,36E-02	1,73E-01	6,58E-01	9,42E-01
Cidade	Nq/Nt	Mín	Máx	Méd						
Alecrim	2/24	0,1	1,2	0,65	x	x				
Arroio do Meio	4/61	0,1	0,2	0,15	x					
Arroio dos Ratos	8/27	0,1	3,7	0,88	x	x	x			
Bento Gonçalves	9/66	0,1	9	2,27	x	x	x	x		
Boa Vista do Buricá	3/38	0,1	12	4,13	x	x	x	x	x	
Caçapava do Sul	3/46	0,15	7	2,52	x	x	x	x		
Campina das Missões	2/50	0,1	0,2	0,15	x					
Campinas do Sul	2/56	0,2	0,5	0,35	x					
Campo Bom	1/43	0,2	0,2	0,2	x					
Cândido Godói	3/55	0,1	3	1,23	x	x				
Canguçu	4/48	0,1	6	1,63	x	x	x	x		
Canoas	2/25	0,1	0,3	0,20	x					
Capão do Leão	6/55	0,1	3,2	1,11	x	x	x			
Carazinho	5/38	0,1	5	2,44	x	x	x			
Crissiumal	1/9	0,1	0,1	0,1	x					
Cruz Alta	2/12	0,1	0,2	0,15	x					
Erechim	3/29	0,3	14	6,10	x	x	x	x	x	
Eral Seco	3/53	0,1	0,5	0,24	x					
Esteio	3/43	0,2	8	2,80	x	x	x	x		
Garibaldi	1/22	0,3	0,3	0,3	x					
Getúlio Vargas	2/57	0,1	0,2	0,17	x					
Horizontina	1/24	0,1	0,1	0,1	x					
Ijuí	2/36	0,1	0,2	0,15	x					
Iraí	3/25	3	8	6,00	x	x	x	x		
Marau	3/45	0,1	11	4,00	x	x	x	x	x	
Montenegro	1/50	2	2	2	x	x				
Morro Redondo	4/13	0,1	2,5	1,40	x	x				
Nova Santa Rita	7/55	0,15	3,8	1,19	x	x	x	x		
Novo Hamburgo	2/26	0,1	0,3	0,25	x					
Panambi	5/43	0,1	0,3	0,16	x					
Parobé	5/56	0,1	0,4	0,18	x					
Passo Fundo	9/56	0,8	19	5,45	x	x	x	x	x	x
Pedro Osório	2/22	0,1	0,2	0,15	x					

Faixa de concentração		Ocorrência			0,1<C<1	1<C<3	3<C<5	5<C<10	10<C<15	15<C<25
Risco anual					1,84E-03	7,36E-03	2,36E-02	1,73E-01	6,58E-01	9,42E-01
Cidade	Nq/Nt	Mín	Máx	Méd						
Pinheiro Machado	4/28	0,1	1,7	0,50	x	x				
Piratini	5/10	0,3	1	0,60	x					
Porto Alegre	23/26	0,2	21,5	6,56	x	x	x	x	x	x
Rolante	3/27	0,1	2	0,83	x	x				
Rondinha	2/55	0,1	0,2	0,15	x					
Salvador do Sul	2/36	0,6	13	6,80	x	x	x	x	x	
Santana da Boa Vista	2/51	0,4	1	0,70	x					
Santo Ângelo	2/37	0,2	7	3,60	x	x	x	x		
São Lourenço do Sul	2/28	0,1	0,1	0,10	x					
São Sebastião do Cai	3/57	0,1	3,4	1,20	x	x	x			
São Sepé	2/45	0,15	0,2	0,18	x					
Sarandi	4/56	0,1	6	1,69	x	x	x	x		
Sertão	1/49	0,1	0,1	0,10	x					
Sobradinho	1/50	16	16	16	x	x	x	x	x	x
Três Passos	1/26	0,1	0,1	0,1	x					
Venâncio Aires	1/32	0,1	0,1	0,1	x					
Veranópolis	6/40	0,1	0,3	0,20	x					
Viamão	10/46	0,1	13,1	5,58	x	x	x	x	x	

Nt: número total de análises. Nq: número de quantificações.

**Tabela 4.11** Comparação das ocorrências de oocistos de *Cryptosporidium* nos SAA do RS por cidade em relação ao risco teórico de infecção anual por *Cryptosporidium* via água para consumo humano calculado para a faixa de concentração fixada.

Faixa Risco anual Cidade	Nq/Nt	oocistos/L			0<C<0,1	0,1<C<0,5	0,5<C<1	1<C<3	3<C<5	5<C<10
		Mín	Máx	Méd	1,25E-04	1,84E-03	7,36E-03	2,36E-02	1,73E-01	6,58E-01
Alecrim	1/24	0,375	0,375	0,375	x	x				
Arroio dos Ratos	1/27	0,1	0,1	0,1	x	x				
Bento Gonçalves	3/66	0,1	0,2	0,15	x	x				
Campinas das Missões	1/50	0,4	0,4	0,4	x	x				
Campinas do Sul	4/56	0,1	1,2	0,50	x	x	x	x		
Cândido Godói	2/55	0,1	0,4	0,25	x	x				
Capão do Leão	3/55	0,1	5,2	1,83	x	x	x	x	x	x
Crissiumal	2/9	0,1	0,2	0,15	x	x				
Dom Feliciano	1/24	0,2	0,2	0,2	x	x				
Erval Seco	3/53	0,1	0,15	0,12	x	x				
Getúlio Vargas	3/57	0,1	0,7	0,40	x	x	x			
Horizontina	2/24	0,12	0,2	0,16	x	x				
Ijuí	2/36	0,1	0,1	0,10	x	x				
Iraí	1/25	2	2	2	x	x	x	x		
Marau	4/45	0,1	3	0,98	x	x	x	x		
Montenegro	1/50	2	2	2	x	x	x	x		
Morro Redondo	1/13	0,6	0,6	0,6	x	x	x			
Novo Hamburgo	1/26	0,3	0,3	0,3	x	x				
Panambi	1/43	0,1	0,1	0,1	x					
Parobé	1/56	0,15	0,15	0,15	x	x				
Passo Fundo	2/56	0,2	7	3,60	x	x	x	x	x	x
Pinheiro Machado	1/28	0,1	0,1	0,1	x					
Piratini	4/10	0,1	0,2	0,13	x	x				
Porto Alegre	12/26	0,1	1,3	0,57	x	x	x	x		
Rolante	1/27	0,2	0,2	0,2	x	x				
Rondinha	4/55	0,5	4,8	1,73	x	x	x	x	x	
Salvador do Sul	2/36	0,1	6	3,05	x	x	x	x	x	x
Santa Rosa	1/36	0,15	0,15	0,15	x	x				
Santana da Boa Vista	1/51	0,3	0,3	0,3	x	x				
São Sepé	2/45	0,1	4,4	2,25	x	x	x		x	
Sarandi	2/56	0,1	0,5	0,30	x	x				
Venâncio Aires	2/32	0,1	0,2	0,15	x	x				
Veranópolis	2/40	0,1	0,2	0,15	x	x				
Viamão	3/46	0,15	3	2,05	x	x	x	x		

Os modelos de distribuição de probabilidade aplicados aos SAAs do RS num “screening” de AQRM (Tabelas 4.10 e 4.11) apontando estimativas de risco anual de infecção por *Giardia* e *Cryptosporidium* consideraram faixas de concentrações, excluindo concentrações inferiores ao mínimo e superiores ao máximo. Nesse contexto, definir a remoção adicional com base em uma concentração ou faixa de concentração com menor probabilidade de ocorrência incorre em um aumento da complexidade ou mesmo dos custos para implementar barreiras adicionais no tratamento da água. Um nível de risco é tolerável se em algum lugar da sociedade é permitido continuar a existir e as decisões sobre o risco são essencialmente de natureza política e são orientadas por histórias jurídicas e culturais (Ale, 2005). As diretrizes são, obviamente, apenas recomendações de boas práticas. Em si mesmas, elas não têm status legal em nenhuma jurisdição. Os governos podem escolher adotar ou adaptar (ou, é claro, até mesmo ignorar). Há de se admitir que, pelo menos na margem, “prevenir” nem sempre pode ser mais barato do que “curar”. Cada sociedade (ou país) deve decidir se este risco adicional de doença é de fato tolerável (Mara, 2006). Se um patógeno apresentou distribuição numérica, os riscos simulados podem superestimar ou subestimar os riscos reais, dependendo da direção da distorção. No entanto, é preciso começar em algum lugar (Mara *et al.*, 2007). Essa abordagem corrobora com a necessidade de melhor caracterização de ocorrência de (oo)cistos que ultrapassaram as faixas, modelando com os dados específicos de cada sistema. Nesse sentido, serão apresentados os resultados das modelagens específicas para as ocorrências de *Giardia* e *Cryptosporidium* nos SAAs do RS.

Para os SAAs que tiveram mais de quatro quantificações de *Giardia* e pelo menos uma quantificação acima de 1 cisto/L, foram calculadas as estimativas de risco anual de infecção a partir dos dados de ocorrência de protozoários na água bruta. Os resultados são apresentados nas Tabelas 4.12 e 4.13, onde para cada cidade são apresentados os parâmetros da distribuição exponencial da ocorrência de cistos e oocistos na água bruta, bem como o percentil 50%, desvio padrão e percentil 95% do risco anual de infecção. Diferentes funções poderiam representar a distribuição de

ocorrências dos SAAs, sendo que a função exponencial teve boa aderência para todos os SAAs, muito embora em alguns casos outras funções poderiam ter melhor aderência, a função exponencial foi aplicada em todos a fim de padronizar.

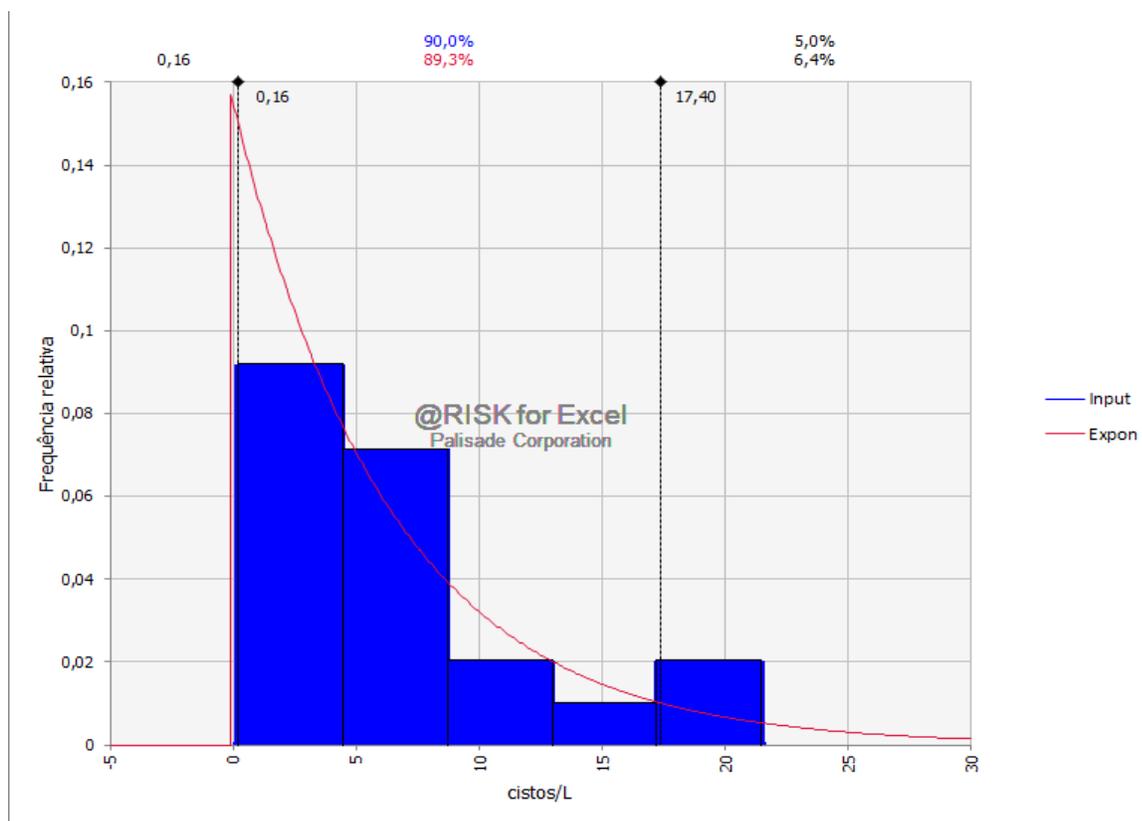
Como exemplo da modelagem de ocorrência de protozoários implementada, na Figura 4.5 é apresentado o histograma da probabilidade de distribuição e curva exponencial da distribuição de ocorrência de *Giardia* para o SAA de Porto Alegre. Os parâmetros beta e fator de desvio (desloca o domínio da distribuição na qual é usada pelo fator de desvio inserido (Palisade, 2021)) também constam nas Tabelas 4.12 e 4.13. O sistema com a distribuição de riscos mais elevada é o de Porto Alegre, que na mediana da probabilidade de distribuição ultrapassa em 1 log o limite preconizado pela OMS e em 2 log pela USEPA. Os sistemas de Passo Fundo e Viamão também apresentam essa ordem de grandeza para a estimativa do percentil 95%.

**Tabela 4.12** Parâmetros da função exponencial da distribuição de ocorrência de cistos de *Giardia* na água bruta e respectivo risco anual de infecção por *Giardia* via água para consumo humano por cidade abastecida do RS, pelo período de 2016 a 2020, considerando 0,5 log de remoção na desinfecção.

ETA	distribuição exponencial da ocorrência de cistos/L na água bruta		distribuição do risco anual de Infecção por <i>Giardia</i>		
	beta	fator de desvio	% 50%	Desvio	Percentil 95%
Porto Alegre	6,37	-0,08	9,95E-03	1,99E-02	5,52E-02
Porto Alegre 1 log	6,37	-0,08	3,17E-03	6,50E-03	1,78E-02
Bento Gonçalves	0,45	0,04	8,22E-04	1,47E-03	4,15E-03
Arroio dos Ratos	0,24	0,04	4,97E-04	8,35E-04	2,36E-03
Passo Fundo	1,21	0,03	2,00E-03	3,95E-03	1,09E-02
Passo Fundo 1 log	0,45	0,04	6,34E-04	1,24E-03	3,42E-03
Viamão	1,42	0,02	2,32E-03	4,63E-03	1,26E-02
Viamão 1 log	0,24	0,04	7,34E-04	1,47E-03	4,00E-03
Canguçu	0,35	0,04	6,64E-04	1,17E-03	3,26E-03
Capão do Leão	0,35	0,04	6,12E-04	1,04E-03	2,92E-03
Carazinho	0,55	0,04	9,72E-04	1,84E-03	5,09E-03
Nova Santa Rita	0,34	0,04	6,64E-04	1,14E-03	3,26E-03
Morro Redondo	0,42	0,02	7,07E-04	1,37E-03	3,80E-03
Sarandi	0,31	0,04	6,10E-04	1,04E-03	2,90E-03
Piratini	0,25	0,08	5,93E-04	8,53E-04	2,51E-03

**Tabela 4.13** Parâmetros da função exponencial da distribuição de ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta e respectivo risco anual de infecção por *Cryptosporidium* via água para consumo humano por cidade abastecida do RS, pelo período de 2016 a 2020.

ETA	Distribuição Exponencial cistos/L		Distribuição do Risco de Infecção		
	beta	fator de desvio	Percentil 50%	Desvio	Percentil 95%
Porto Alegre	0,28	0,04	1,28E-03	2,33E-03	6,43E-03
Capão do Leão	0,29	0,04	1,38E-03	2,48E-03	6,79E-03
Marau	0,31	0,04	1,44E-03	2,66E-03	7,13E-03
Campinas do Sul	0,23	0,05	1,16E-03	1,97E-03	5,58E-03
Rondinha	0,32	0,04	1,46E-03	2,70E-03	7,40E-03
Viamão	0,34	0,04	1,53E-03	2,84E-03	7,73E-03



**Figura 4.5** Ocorrência de *Giardia* na água bruta do SAA de Porto Alegre: histograma da probabilidade de distribuição e curva exponencial de distribuição.

A etapa de desinfecção pode alcançar 0,5 log de remoção de *Giardia*, caso os SAAs atendam aos critérios preconizados pelo padrão brasileiro de potabilidade vigente de 2011 a 2021. A Portaria 888/2021, publicada em 4 de maio de 2021 amplia as exigências dos parâmetros da desinfecção de forma a alcançar 1 log de remoção de *Giardia*. Para os SAAs de Porto Alegre, Passo Fundo e Viamão, também foram calculadas as estimativas de risco anual de infecção considerando 1 log de remoção na etapa de desinfecção. Observa-se que para o SAA de Porto Alegre, mesmo com 1 log de remoção na desinfecção, o percentil 95% permanece com estimativa de risco anual de infecção por *Giardia* acima de 1 log do preconizado pela OMS e 2 log pela USEPA, sugerindo a necessidade de uma etapa adicional de tratamento a fim de reduzir os riscos de infecção anual por *Giardia* para níveis aceitáveis.

A análise de sensibilidade para as variáveis remoção de *Cryptosporidium* e *Giardia*, ocorrência e consumo de água no cálculo de risco é apresentada na Tabela 4.14 para *Giardia* e na Tabela 4.15 para *Cryptosporidium*. Observa-se maior sensibilidade aos dados de ocorrência, com dados de entrada a partir da distribuição exponencial modelada, do que a remoção e consumo de água que tiveram como escolha a estimativa a partir de uma distribuição triangular de probabilidade.

**Tabela 4.14** Análise de sensibilidade para o cálculo de risco de infecção anual por *Giardia* via água para consumo humano por cidade do RS, considerando 0,5 log de remoção na desinfecção.

ETA	Remoção de crypto		Ocorrência		Consumo de água	
	Regressão	Correlação	Regressão	Correlação	Regressão	Correlação
Porto Alegre	0,112	0,093	0,826	0,913	-0,376	-0,362
Porto Alegre 1 log	0,105	0,103	0,819	0,914	-0,372	-0,361
Bento Gonçalves	0,119	0,134	0,803	0,88	-0,408	-0,428
Arroio dos Ratos	0,126	0,136	0,793	0,856	-0,426	-0,472
Passo Fundo	0,117	0,112	0,812	0,904	-0,384	-0,386
Passo Fundo 1 log	0,115	0,108	0,815	0,902	-0,387	-0,376
Viamão	0,112	0,104	0,814	0,905	-0,381	-0,38
Viamão 1 log	0,108	0,113	0,817	0,905	-0,38	-0,371
Canguçu	0,125	0,132	0,798	0,871	-0,413	-0,443
Capão do Leão	0,125	0,13	0,798	0,866	-0,418	-0,461
Carazinho	0,115	0,121	0,806	0,891	-0,394	-0,414

ETA	Remoção de crypto		Ocorrência		Consumo de água	
	Regressão	Correlação	Regressão	Correlação	Regressão	Correlação
Nova Santa Rita	0,123	0,125	0,797	0,871	-0,418	-0,456
Morro Redondo	0,114	0,121	0,81	0,897	-0,39	-0,403
Sarandi	0,124	0,128	0,798	0,864	-0,419	-0,455
Piratini	0,14	0,143	0,775	0,814	-0,469	-0,531

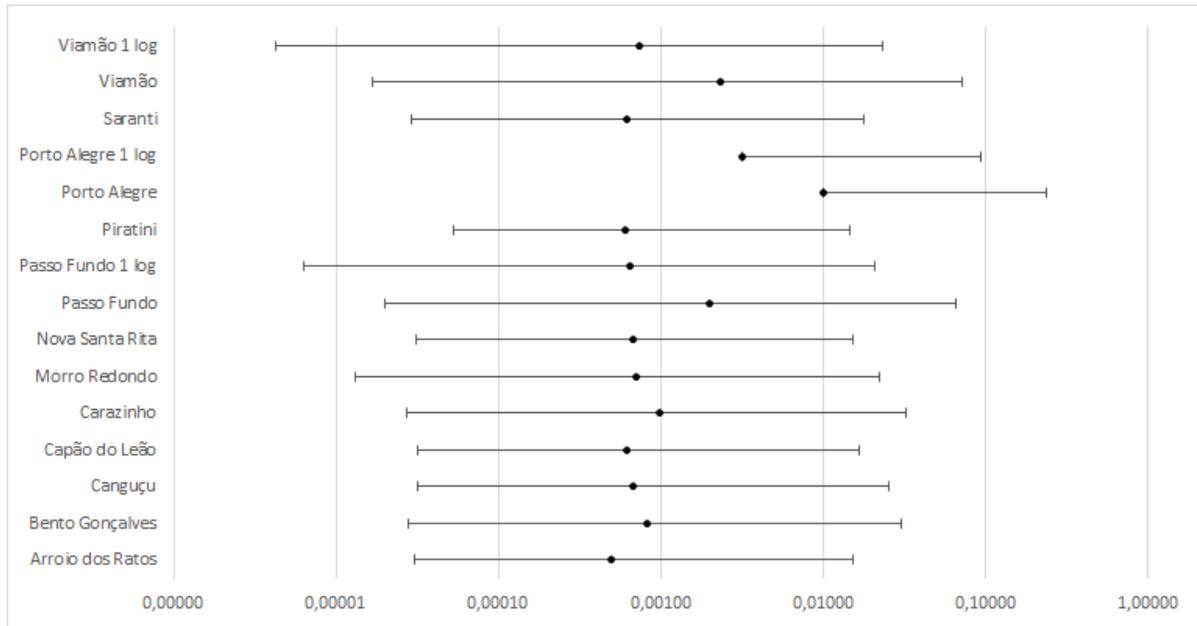
**Tabela 4.15** Análise de sensibilidade para o cálculo de risco de infecção anual por *Cryptosporidium* nos SAAs do RS.

ETA	Remoção de crypto		Ocorrência		Consumo de água	
	Regressão	Correlação	Regressão	Correlação	Regressão	Correlação
Porto Alegre	0,118	0,128	0,761	0,857	-0,456	-0,474
Capão do Leão	0,121	0,124	0,762	0,854	-0,458	-0,474
Marau	0,120	0,133	0,760	0,858	-0,451	-0,461
Campinas do Sul	0,125	0,132	0,752	0,839	-0,476	-0,5
Rondinha	0,116	0,119	0,761	0,858	-0,454	-0,469
Viamão	0,116	0,127	0,762	0,862	-0,453	-0,46

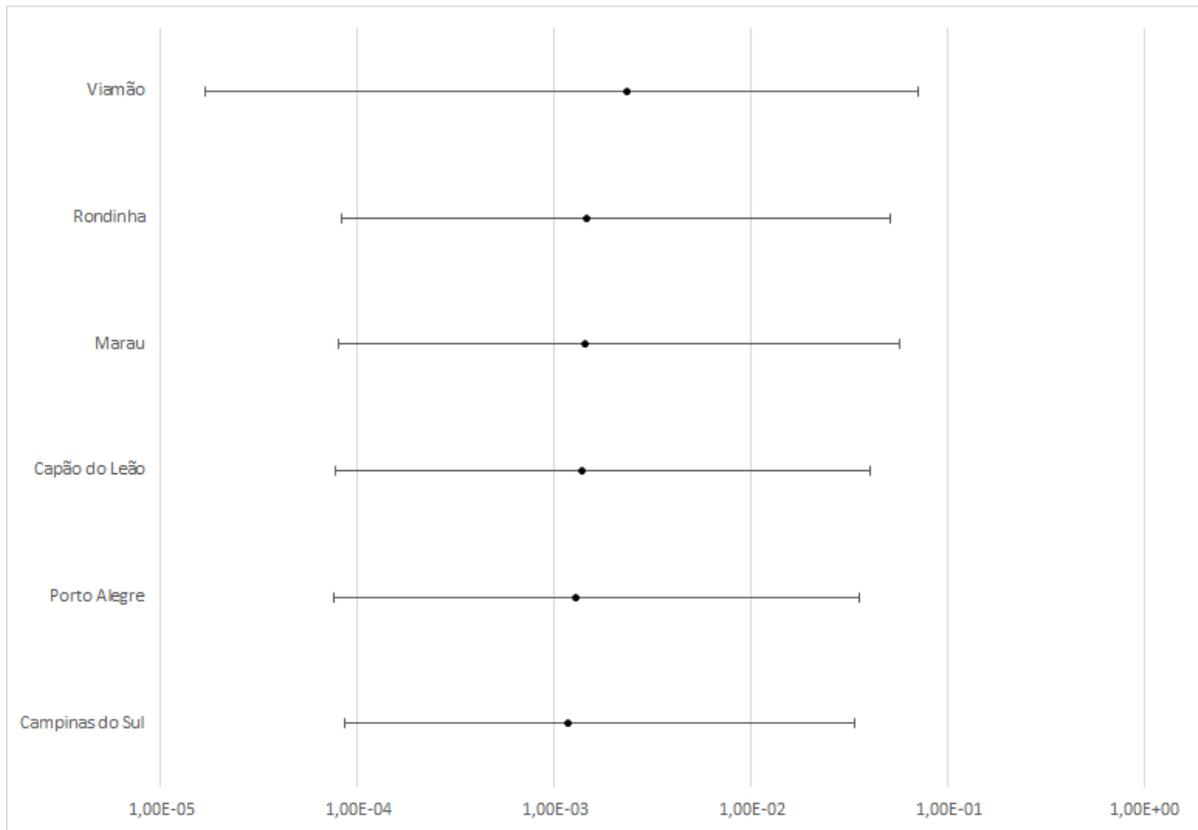
As Figuras 4.6 e 4.7 apresentam os resultados consolidados da estimativa de riscos de infecção protozoários nos SAA's do RS, sendo que para *Giardia* foram considerados tanto 0,5 quanto 1 log de remoção na etapa de desinfecção para os SAA's mencionados na Tabela 4.12. As figuras foram geradas a partir de risco mínimo e máximo com destaque para o percentil 50%. Elas permitem comparar visualmente os resultados dos diferentes SAA's do RS. Como a série histórica de monitoramento de protozoários na água bruta apresentou majoritariamente resultados menores que o limite de detecção, que foram considerados como 0,05 ou 0,5 (oo)cisto/L, o percentil 50% da estimativa de risco de infecção fica muito próximo ao equivalente para essa faixa de concentração de protozoários.

Na Figura 4.7 se observa que os riscos para *Cryptosporidium* são próximos entre os SAAs, sendo levemente superior no percentil 50% para os SAAs de Viamão e Rondinha. Cabe ressaltar que o *Cryptosporidium* possui tamanho menor que a *Giardia*,

e por isso, precisa garantir turbidez menor ou igual a 0,3 uT para alcançar os 3 log de remoção. Observa-se dificuldade de as estações de tratamento de água atenderem tais níveis (conforme Tabela 4.7).



**Figura 4.6** Comparação de estimativas de risco anual de infecção por *Giardia* (mínimo, percentil 50% e máximo) via água para consumo humano dos SAA's do RS, de 2016 a 2020.



**Figura 4.7** Comparação de estimativas de risco de infecção anual por *Cryptosporidium* (mínimo, percentil 50% e máximo) via água para consumo humano dos SAA's do RS, de 2016 a 2020.

Com base nos dados apresentados, verificou-se que no Rio Grande do Sul (Tabelas 4.6 e 4.7), no período de 2016 a 2020, 2.203.223 pessoas de 38 cidades foram, em algum momento, expostas ao risco de consumir água com a presença de cistos de *Giardia*, e 1.170.027 pessoas de 28 cidades expostas a oocistos de *Cryptosporidium* e 666.125 pessoas de 18 cidades expostas ao risco de ambos os protozoários. Ao total, 2.712.125 pessoas de 48 cidades podem ter consumido água, em algum momento com a presença desses protozoários. Entretanto, não é possível saber se eles estavam infectivos, porque não foram testados. Um estudo em Aragón Espanha constatou que a maioria dos protozoários encontrados nas ETAs das 20 cidades mais populosas avaliadas, estavam viáveis, sugerindo que o tratamento

convencional da água não reduz a viabilidade dos protozoários patogênicos (Ramo *et al.*, 2017).

Considerando os grupos populacionais com maior sensibilidade às doenças gastrointestinais, como pessoas com AIDS, gestantes e pessoas em tratamento oncológico, em que medida os protozoários possivelmente presentes na água para consumo humano poderiam impactar na saúde desses grupos vulneráveis? Algumas considerações sobre os dados epidemiológicos do RS: no período de 2009 a 2019, o Rio Grande do Sul passou de primeiro para segundo estado com maior taxa de mortalidade por AIDS, de 11,7 para 7,6 por 100 mil habitantes (Brasil, 2020). O câncer é a segunda causa de morte no estado, totalizando 243.834 internações entre 2016 e 2019. No período de 2016 a 2019, 556.662 mulheres estiveram grávidas (RS, 2020). Pesquisas no Sul do RS com 73 pacientes com câncer encaminhados para quimioterapia identificou nas amostras fecais a presença de *Giardia lamblia* (26,6%) e *Cryptosporidium* spp. (13,3%). Os pacientes eram de 15 municípios da região de Pelotas (Jeske *et al.*, 2017). Embora a pesquisa de Jeske *et al.* (2017) não discuta a água para consumo humano como uma possível fonte, no presente estudo foram identificados protozoários no sistema de abastecimento de água de seis municípios da região de Pelotas. Em uma investigação de surto de doença diarreica aguda ocorrida no município de Bento Gonçalves, nas semanas epidemiológicas 23 a 30 de 2016, constatou-se por meio do Sistema Informatizado de Vigilância Epidemiológica de Doenças Diarreicas Agudas (SIVEP-DDA), um pico de 2799 casos de DDA. A Unidade de Pronto Atendimento registrou 567 casos de diarreia. Por meio de busca ativa realizada em laboratórios do município foram avaliados 407 exames parasitológicos de fezes com coletas realizadas no mesmo período e em 4 foi constatada a presença de *Giardia lamblia*, mesmo protozoário que foi encontrado na água bruta do SAA nos meses de junho e julho nas concentrações de 2 e 9 cistos/L. Embora não tenha tido comprovação da fonte de contaminação, talvez por falta de coleta oportuna, a água para consumo humano distribuída na cidade ficou registrada como uma das hipóteses e após ações da vigilância em saúde as taxas específicas de filtração dos filtros que

operavam fora das normas foram adequadas (Zini *et al.*, 2017). Pelas buscas realizadas, não foram encontrados no RS estudos sobre a prevalência de giardiase e criptosporidiose em gestantes e pacientes com AIDS.

De 1979 a 2015, 16 surtos causados por protozoários foram registrados nos países da América Latina. Embora os surtos identificados tenham os protozoários *T. gondii* e *C. cayetanensis* como agente etiológicos, em monitoramento ambiental os mais encontrados são *Giardia* e *Cryptosporidium*. O Brasil liderou a lista de monitoramento com 20 das 66 publicações encontradas (Rosado-Garcia *et al.*, 2017). Em 1993, um surto de criptosporidiose ocorreu em Milwaukee nos EUA com mais de 400.000 pessoas infectadas. A concentração de *Cryptosporidium* encontrada na água foi de 0,03 a 1,32 oocistos/L (MacKenzie *et al.*, 1994). A literatura sugere que o aumento no número de registro de surtos se deve ao aprimoramento da vigilância, enquanto a real magnitude das doenças causadas por protozoários nos territórios mais afetados ainda é negligenciada e mal descrita (Baldursson & Karanis, 2011). Os resultados da presente tese apontam a presença de *Cryptosporidium* que chegou a atingir concentração máxima de 7 oocistos/L na água bruta seguida do não atendimento do padrão de turbidez pós-filtração no tratamento, onde o risco anual teórico de infecção chegaria a 65 casos a cada 100 pessoas no percentil 50% (Tabela 4.10). Poderiam ter ocorrido surtos que não foram registrados?

Para identificar a existência de surtos, é necessário fortalecer as ações da vigilância epidemiológica e laboratorial e sensibilizar a assistência em saúde para permitir onexo causal com possíveis surtos de parasitas na água para consumo humano. Se alguma das etapas falhar, podem ocorrer surtos sem serem registrados, investigados e descritos.

## Capítulo 5 – Conclusões

A presente tese avaliou aspectos quantitativos de riscos relacionados aos contaminantes presentes na água para consumo humano, sendo parâmetros químicos na água tratada do Brasil e do RS e parâmetros biológicos/protozoários da água bruta dos SAAs do RS.

Em uma primeira etapa, foi realizada uma revisão sistemática a respeito de contaminações químicas na água para consumo humano do território brasileiro, reportada em artigos publicados de 2012 a 2019 e complementada por dissertações de mestrado e teses de doutorado de pesquisas realizadas no RS. Como resultados das duas revisões foram identificados trabalhos que encontraram 101 parâmetros químicos na água destinada ao consumo humano no Brasil. Deste total, 31 são previstos no padrão brasileiro de potabilidade e 70 não são previstos. Para 61 dos 70 parâmetros não previstos foram encontrados dados toxicológicos, sendo então sugeridos valores guias para estes 61 parâmetros químicos encontrados na água para consumo humano. Não foi possível a obtenção de valores guia para avaliar os riscos à saúde de 7 dos 70 parâmetros químicos não previstos no Padrão de Potabilidade Brasileiro porque nenhum estudo toxicológico foi encontrado para o hexaldeído, danafloxacina, enoxacina, androstano, colesterol, tetraciclina e haloperidol. Nesta etapa pode-se concluir que:

i. Água não potável foi consumida no Brasil (locais apontados na Tabela 4.1, 4.2 e 4.4) em pelo menos algum momento do período estudado, em função da presença de parâmetros químicos acima do limite de risco tolerável para:

- a) Parâmetros previstos no padrão brasileiro de potabilidade: cádmio, chumbo, alumínio, ferro, fipronil, níquel, mercúrio, atrazina, carbofurano e flutriafol.

- b) Parâmetros não previstos no padrão brasileiro de potabilidade a partir dos valores guias propostos: 17 alfa-estradiol, 2-nitrofenol, propionaldeído, acetona, ácido salicílico, acroleína, bentazona, cobalto, diclofenaco, fenol, imazapique, paracetamol, PFOA, PFOS e PFDoA.
- c) Os resultados foram inconclusivos para carbofurano, atenolol e paracetamol em função de os limites de quantificação dos métodos analíticos serem superiores aos valores limites para água potável.

ii. Dentre os parâmetros químicos encontrados e não previstos no Padrão Brasileiro de Potabilidade, o 17-alfa-etinilestradiol é um parâmetro prioritário por ser cancerígeno e pelo fato de os limiares de toxicidade coincidirem com os limites de detecção dos métodos de análise;

Por fim, cabe destacar que dos 101 parâmetros químicos encontrados na água destinada ao consumo humano no Brasil, 70 parâmetros não estão previstos no Padrão Brasileiro de Potabilidade, sendo quinze deles encontrados com concentração acima do valor de referência proposto neste estudo. Portanto, como principal conclusão da primeira etapa desta tese tem-se que, embora o Padrão Brasileiro de Potabilidade, baseado no binômio exposição/toxicidade, seja efetivo para determinar políticas públicas à nível nacional, não contempla parâmetros químicos que apresentam relevância local. Neste sentido, os resultados relativos aos parâmetros químicos apresentados neste trabalho indicam a necessidade de que, em paralelo ao Padrão de Brasileiro de Potabilidade, seja adotada uma listagem oficial mais ampla contendo valores guias para todos parâmetros químicos que já foram quantificados na água para consumo dos brasileiros, a começar pelos 61 propostos neste trabalho (Tabela 4.4). Desta forma, os representantes do poder público local terão uma referência para adoção de medidas de mitigação de riscos quando tais parâmetros forem localmente identificados acima de limites toleráveis de risco.

Na segunda etapa deste trabalho foi realizado um mapeamento das contaminação por cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em mananciais superficiais destinados ao abastecimento da população do Rio Grande do Sul. No período estudado, de 2016 a 2020, foram compilados dados de 2304 análises de protozoários na água bruta, sendo que 223 tiveram quantificações de *Giardia* e/ou *Cryptosporidium* em concentrações que variaram de 0,1 a 21,5/L. Os resultados das análises da água bruta foram relacionados com resultados de turbidez pós-filtração e com informações sobre as condições climáticas do período, permitindo as seguintes conclusões:

i. No período estudado, 66 estações de tratamento de água atingiram média geométrica anual de *E. coli* superior a 1000 NMP/100mL, com consequente monitoramento de protozoários na água bruta, sendo que em 53 foi constatada a presença de *Giardia* e/ou *Cryptosporidium*, evidenciando que a circulação de protozoários é endêmica no território do RS.

ii. A probabilidade de encontrar os protozoários é maior no inverno;

iii. *Giardia* é mais provável de ser quantificada em períodos que não sejam precedidos por chuva, sugerindo o esgoto como uma das prováveis fontes de contaminação;

iv. O maior número de quantificações de protozoários após o aprimoramento do método reduzindo o limite de detecção de 1 para 0,1 (oo)cisto evidenciou a necessidade de se avançar no desenvolvimento de metodologias analíticas com maior sensibilidade.

v. Em mais de 50% dos casos em que foram detectados protozoários na água bruta, a turbidez pós-filtração não atingiu o padrão brasileiro de potabilidade indicando que o tratamento aplicado não foi efetivo para garantir a remoção dos protozoários (em 115 dos 223 casos, o percentil 95% ficou acima de 0,5 uT e, em 123 casos, ocorreram amostras pontuais com turbidez acima de 1 uT).

vi. No período de 2016 a 2020 estimou-se que cerca de 2,7 milhões de pessoas no RS foram expostas a protozoários pela ingestão de água fora do Padrão Brasileiro de Potabilidade, como consequência da presença de protozoários na água bruta e da falta de efetividade dos tratamentos aplicados no RS.

vii. De forma geral, a aplicação da AQRM, com o estudo da estimativa de risco de infecção, a partir dos resultados estocásticos, evidenciou faixas de distribuição de probabilidade que ultrapassam o limite de tolerância aceitável de acordo com a OMS. Parte se resolve com a atualização do padrão brasileiro de potabilidade publicada em 2021, com parâmetros da desinfecção que elevam a remoção de cistos de 0,5 para 1 log. Entretanto, o SAA de Porto Alegre para *Giardia*, bem como os SAAs com a presença de *Cryptosporidium* necessitam de barreira adicional no tratamento para reduzir os riscos de infecção abaixo do limite tolerável.

viii. Os resultados da análise de risco de infecção por *Giardia* e *Cryptosporidium* evidenciou que o limite de detecção do método analítico de 1 (oo)cisto/L é insuficiente para avaliar situações que possam ultrapassar o limite tolerável de risco à saúde, reforçando a importância de se avançar na sensibilidade dos métodos analíticos;

Portanto, os resultados apresentados na segunda etapa da presente tese apontam quais são os mananciais mais impactados no Rio Grande do Sul, bem como a sazonalidade da ocorrência de protozoários e os riscos à saúde humana associados ao consumo de água fora dos padrões de potabilidade. Estes resultados poderão nortear órgãos governamentais a tomarem medidas visando reduzir os riscos à saúde. Além disso, poderão direcionar estudos futuros visando a identificação das fontes de contaminação, bem como qualificar os processos de investigação do setor saúde a fim de se estabelecer nexo causal entre surtos e a ocorrência de protozoários na água.

Para trabalhos futuros sugere-se: (a) desenvolver métodos analíticos com limite de quantificação menores que os valores guias propostos para carbofurano, atenolol e paracetamol; (b) pesquisar a toxicidade por via oral para cocaína, benzoilecgonina, hexaldeído, danafloxacina, enoxacina, androstano, colesterol, tetraciclina e haloperidol;

(c) monitorar *Giardia* e *Cryptosporidium* em matrizes oriundas da pecuária e do esgoto e correlacionar por genotipagem com amostras de água, para confirmar a fonte de contaminação; d) analisar a eficácia das tecnologias de tratamento de efluentes domésticos aplicadas no RS, na remoção de protozoários; e) realizar pesquisas para o aprimoramento dos métodos analíticos de *Giardia* e *Cryptosporidium*, minimizando resultados falso negativos e subnotificação; f) realizar um monitoramento sistemático de longo prazo dos principais mananciais do RS em relação à presença e quantidade de protozoários na água, caracterizando sua distribuição espacial e temporal.

# Referências

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for Vanadium. Available from: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp58-c2.pdf> (accessed 16 March 2020). 2020.

Ajonina, C., Buzie, C., Ajonina, I., Basner, A., Reinhardt, H., Gulyas, H., Liebau, E., Otterpohl, R. Occurrence of *Cryptosporidium* in a Wastewater Treatment Plant in North Germany. **Journal of Toxicology and Environmental Health**. 2012.

Almeida, J. C., Martins, F. D. C., Neto, J. M. F., Santos, M. M., Garcia, J. L., Navarro, I. T., Kuroda, E. K., Freire, R. L. Occurrence of *Cryptosporidium* spp. and *Giardia* spp. in public water-treatment system, Paraná, Southern Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**. 24 (3), 303-308. 2015.

Alves R. I. S., Machado G. P., Zagui G. S., Bandeira O. A., Santos D. V., Nadal M., Sierra J., Domingo J. L., Segura-Muñoz S. I. Metal risk assessment for children's health in water and particulate matter in a southeastern Brazilian city. **Environmental Research**. 177, 1–8. 2019.

Alves, R.I.S. Parâmetros limnológicos, metais e bioagentes patogênicos na Bacia Hidrográfica do Pardo: Avaliação de risco à saúde humana e análise multivariada. 135 f. Tese (Doutorado em Enfermagem de Saúde Pública) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. 2013.

Amburgey, J. E.; Arrowood, M. J.; Amirtharajah, A.; Spivey, N. C. Comparison of conventional and biological filtration for removal of *Cryptosporidium* oocysts from drinking water. In: Water Quality Technology Conference. Salt Lake City, USA. USA: AWWA, 2000.

Andrade, R.C. Indicadores não convencionais para o rastreamento de fontes de contaminação fecal em bacias hidrográficas. 2015. 144 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2015.

Araujo, R.S.; Dropa, M.; Fernandes, L.N.; Carvalho, T.T.; Sato, M.I.Z.; Soares, R.M.; Matté, G.R.; Matté, M.H. Genotypic characterization of *Cryptosporidium hominis* from water samples in São Paulo, Brazil. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**. V. 85, n. 5, p. 834 – 838. 2011.

Argos M., Kalra T., Rathouz P. J., Chen Y., Pierce B., Parvez F., Islam T., Ahmed A., Rakibuz-Zaman M., Hasan R., Sarwar G., Slavkovich V., van Geen A., Graziano J., Ahsan H. Arsenic exposure from drinking water, and all-cause and chronic-disease mortalities in Bangladesh (HEALS): a prospective cohort study. **Lancet**. 376, 252–258. 2010.

Assavasilavasukul, P., Lau, B. L. T., Harrington, G. W., Hoffman, R. M., Borchardt, M. A. Effect of pathogen concentrations on removal of *Cryptosporidium* and *Giardia* by conventional drinking water treatment. **Water Research**. 42 (10-11), 2678-2690. 2008.

Avellar, A. A. S. Determinação multirresíduo de agrotóxicos em água empregando SPE e UPLC-MS/MS. Dissertação de Mestrado. UFSM. 2020.

Baldursson, Selma; Karanis, Panagiotis. Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2004 – 2010. **Water Research**. 45. 6603 – 6614. 2011.

Barros, A.L.J. Avaliação da ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. em amostras de água superficial e da interface sedimento-água do Rio Capivari, na cidade de Campinas, São Paulo, Brasil. 2011. 114f. Dissertação (Mestrado em Parasitologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2011.

Bastos, R. K. X., Brandt, E. M. F., de Aquino, S. F. Revisão do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde (antiga Portaria MS Nº 2914/2011). Tema II - Padrão de Potabilidade e Planos de Amostragem. Substâncias Químicas Inorgânicas. 2018a.

Bastos, R. K. X., Cabral, V. A. L., Pereira, P. L. L., Brandt, E. M. F., de Aquino, S. F. Revisão do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde (antiga Portaria MS Nº 2914/2011). Tema II - Padrão de Potabilidade e Planos de Amostragem. Substâncias Químicas Orgânicas. Parte I - Substâncias Listadas na PRC nº5/2017. 2019a.

Bastos, R. K. X., Cabral, V. A. L., Pereira, P. L. L., Brandt, E. M. F., de Aquino, S. F. Revisão do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde (antiga Portaria MS Nº 2914/2011). Tema II - Padrão de Potabilidade e Planos de Amostragem. Substâncias Químicas Orgânicas. Parte I - Substâncias não listadas na PRC nº5/2017. 2019b.

Bastos, R. K. X., Porto, B. B. Revisão do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde (antiga Portaria MS Nº 2914/2011). Tema II - Padrão de Potabilidade e Planos de Amostragem. Desinfetantes e Produtos Secundários da Desinfecção. 2018b.

Bastos, R. K. X., Pereira, R. O., Aquino, S. F. Revisão do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde (antiga Portaria MS Nº 2914/2011). Tema II - Padrão de Potabilidade e Planos de Amostragem. Substâncias Químicas - Agrotóxicos. Substâncias listadas partes I e II. Substâncias não listadas partes I e II. Documento síntese de agrotóxicos proibidos e reavaliação. 2019c.

Bastos, R.K.X., Heller, L., Vieira, M.B.M., Brito, L.A., Belacqua, P.D., Nascimento, L.E. *Giardia* sp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts dynamics in southeast Brazil: occurrence in surface water and removal in water treatment process. **Water Supply**. V.4.n.2. 2004.

Bastos, R. K. X., Viana, D. B. Bevilacqua, P. D. Turbidity as a surrogate for *Cryptosporidium* removal by filtration in drinking-water QMRA models. **Water Science & Technology: Water Supply**. 13.5. 2013.

Bataiero, M.O. Ocorrência e caracterização de *Giardia* e *Cryptosporidium* em águas captadas para abastecimento público no município de Cajamar – SP e avaliação de risco. 2016. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2016.

Bataiero, M. O., Araujo, R. S., Nardocci, A. C., Matté, M. H., Sato, M. I. Z., Lauretto, M. S., Razzolini, M. R. P. Quantification of *Giardia* and *Cryptosporidium* in surface water: a risk assessment and molecular characterization. **Water Science Technology: Water Supply**. 19, 6, p. 1823-1830. 2019.

Baudin, I., Laîné, J. M. Assessment and optimization of clarification process for *Cryptosporidium* removal. In: Water Quality Technology Conference. 1998, San Diego. *Proceedings...* San Diego: AWWA, 1998.

Bergamasco, A. M. D. D., Sékula, C., Daniel, M. H. B., Queiroz, F. B., Cabral, A. R. Contaminantes químicos em águas destinadas ao consumo humano no Brasil. **Caderno de Saúde Coletiva**. 19, 4. 479-86. 2011.

Berino, E.C.S. Ocorrência e detecção de *Cryptosporidium* sp. e *Giardia* sp. em águas brutas de abastecimento de formadores do Lago Guaíba. 2004. 173 fl. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

Berrio, A. C. B. Estudo de métodos para determinação de ácidos haloacéticos em amostras de águas. Dissertação de Mestrado. FURG. 2021.

Bontje D., Hermens J., Vermeire T. & Damstra T. Integrated Risk Assessment: Nonylphenol Case Study. WHO/IPCS/IRA, Geneva, Switzerland. 2004.

Braga, M.D. Análise de perigos e pontos críticos de controle - APPCC: Estudo de caso no sistema de abastecimento de água da Universidade Federal de Viçosa. 2007. 140f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2007.

Brasil. Ministério da Saúde. 2017. Anexo XX, Portaria de Consolidação Nº 5, 2017. Dispõe sobre o controle e a vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília.

Brasil. Ministério da Saúde. 2020. HIV/Aids | 2020. **Boletim Epidemiológico**. Secretaria de Vigilância em Saúde.

Brasil. Ministério da Saúde. 2021. Portaria Nº888. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília.

Brasil. Secretaria de Vigilância em Saúde. Boas práticas no abastecimento de água: procedimentos para a minimização de riscos à saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2006.

Bray F., Ferlay J., Soerjomataram I., Siegel R. L., Torre L. A. & Jemal A. Global cancer statistics 2018: GLOBOCAN estimates of incidence and mortality worldwide for 36 cancers in 185 countries. **CA: A Cancer Journal for Clinicians**. 68, 394–424. 2018.

Breithaupt J., Davy M., Embry M. R., Borges S., Soatz D. Ecological Risk Assessment for Clomazone. Environmental Protection Agency, USA. 2005.

Breternitz, B. S., da Veiga, D. P. B., Razzolini, M. T. P., Nardocci, A. C. Land use associated with *Cryptosporidium* sp. and *Giardia* sp. in surface water supply in the state of São Paulo, Brazil. **Environmental Pollution**. 266. 115-143. 2020.

Caldas S. S., Bolzan C. M., Guilherme J. R., Silveira M. A. K., Escarrone A. L. V., Primel E. G. Determination of pharmaceuticals, personal care products, and pesticides

in surface and treated waters: method development and survey. **Environmental Science and Pollution Research**. 20, 5855–5863. 2013.

Caldas, S. S. Otimização e validação de métodos empregando DLLME, SPE, HPLC-DAD e LC-ESI-MS/MS para determinação de agrotóxicos em água subterrânea. Dissertação de Mestrado. FURG. 2009.

Campestrini I., Jardim W. F. 2017. Occurrence of cocaine and benzoylecgonine in drinking and source water in the São Paulo State region, Brazil. **Science of the Total Environment**. 576, 374–380.

Cardoso O. O., Julião F. C., Alves R. I. S., Baena A. R., Díez I. G., Suzuki M. N. Celere B. S., Nada M., Domingo J. L., Segura-Muñoz S. I. Concentration profiles of metals in breast milk, drinking water, and soil: Relationship between matrices. **Biological Trace Element Research**. 160, 116–122. 2014.

Carter, M. J. Enterically infecting viruses: pathogenicity, transmission and significance for food and waterborne infection. **Journal of Applied Microbiology**. 98, 1354–1380. 2005.

Castro-Hermida, J.A., González-Warleta, M., Mezo, M. *Cryptosporidium* spp. and *Giardia duodenalis* as pathogenic contaminants of water in Galicia, Spain: The need for safe drinking water. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**. 218 (1), 132-138. 2015.

CDC. <https://www.cdc.gov/parasites/giardia/pathogen.html> acesso em 02/02/2021. 2021a.

CDC. <https://www.cdc.gov/dpdx/cryptosporidiosis/index.html> acesso em 02/02/2021. 2021b.

Celik I., Gallicchio L., Boyd K., Lam T. K., Matanoski G., Tao X., Shiels M., Hammond E., Chen L., Robinson K. A., Caulfield L. E., Herman J. G., Guallar E., Alberg A. J.

Arsenic in drinking water and lung cancer: A systematic review. **Environmental Research**. 108, 48–55. 2008.

Certad, G., Viscogliosi, E., Chabé, M., Cacciò, M. Pathogenic mechanisms of *Cryptosporidium* and *Giardia*. **Trends in Parasitology**. 33. 7. 2017.

Chique, C., Hynds, P.D., Andrade, L., Burke, L., Morris, D., Ryan, M. P., O'Dwyer, J. *Cryptosporidium* spp. in groundwater supplies intended for human consumption – a descriptive review of global prevalence, risk factors and knowledge gaps. **Water Research**. 176. 2020.

Coccagna, L.; Conio, O.; Colombino, M.; Carbone, A.; Borelli, E.; Ziglio, G. Microfiltration pilot plant experience for *Cryptosporidium* removal. International Symposium on Sanitary and Environmental Engineering, Trento, Italy. 2000.

Covre, M.A. Ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. em sistemas de abastecimento de água da Grande Vitória, ES. 2009. 108f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2009.

Dai, X., Boll, J. Settling velocity of *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia*. **Water Research**. V.40, p.1321-1325. 2006.

Danciger, M.; Lopez, M. Numbers of *Giardia* in the feces of infected children. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**. 24. 1975.

Davoli E.; Zuccato E.; Castiglioni S. Illicit drugs in drinking water. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. 7, 92–97. 2019.

Demoliner, A. Otimização e validação de metodologia analítica empregando SPE e LC-ESI-MS/MS para determinação de multiclases de agrotóxicos e metabólitos em água de superfície e de abastecimento público. Dissertação de Mestrado. FURG. 2008

deRegnier, D. P., Cole, L., Schupp, D. G., Erlandsen, S. L. Viability of *Giardia* cysts suspended in lake, river and tap water. **Applied and Environmental Microbiology**. 55, 5, 1223-1229. 1989.

DEQ. 2-Nitrophenol. Disponível em: [https://www.michigan.gov/documents/deq/deq-rrd-chem-2-NitrophenolDatasheet\\_527610\\_7.pdf](https://www.michigan.gov/documents/deq/deq-rrd-chem-2-NitrophenolDatasheet_527610_7.pdf) acesso em 4 de julho de 2021.

Dias, G.M.F. Qualidade microbiológica da água da bacia do Ribeirão São Bartolomeu, Viçosa, MG: Análise epidemiológica, ambiental e espacial. 161 f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2007.

Donato, F. F. Resíduos de agrotóxicos em água potável usando SPE e determinação rápida por LC-MS/MS e GC-MS/MS. Dissertação de mestrado. 2012.

DuPont, H. L., Chappeli, C. L., Sterling, C., Okhuysen, P. C., Rose, J. B., Jakubowski, W. The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. **The New England Journal of Medicine**. V. 332. 13. 1995.

Efstratiou, A., Ongerth, J. E., Karanis, P. Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2011-2016. **Water Research**. 114, 14-22. 2017a.

Efstratiou, A. Ongerth, J. Karanis, P. Evolution of monitoring for *Giardia* and *Cryptosporidium* in water. **Water Research**. 123, 96-112. 2017b.

Ehsan, A., Geurden, T., Casaert, S., Paulussen, J., De Coster, L., Schoemaker, T., Chalmers, R. Grit, G., Vercruyse, J., Claerebout, E. Occurrence and potential health risk of *Cryptosporidium* and *Giardia* in different water catchments in Belgium. **Environmental Monitoring and Assessment**. 2015.

Emelko, M. B., Huck, P. M., Coffey, B. M. A review of *Cryptosporidium* removal by granular media filtration. **Journal AWWA**. 2005.

Emelko, M. B., Huck, P. M., Douglas, I. P. *Cryptosporidium* and microsphere removal during late in-cycle filtration. American Water Works Association. **Journal AWWA**. 2003.

Environmental Protection Agency (EPA). Azoxystrobin. Conditional Registration. 1997.

Environment Protection and Heritage Council (EPHC). Australian Guidelines for Water Recycling: Augmentation of Drinking Water Supplies. Environment Protection and Heritage Council, the National Health and Medical Research Council and the Natural Resource Management Ministerial Council. Canberra, Australia. 2008.

Environmental Health Division (EHD). Toxicological Summary Sheet for Carbamazepine. Minnesota Department of Health. Minnesota, USA. 2013.

Environmental Protection Agency (EPA). 1988 Benzaldehyde. Available from: [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance\\_nmbr=332](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=332) (acesso em 16 de Novembro de 2019). 1988.

Environmental Protection Agency (EPA). Drinking Water Health Advisory: Pesticides, 2nd edn. Lewis Publishers, p. 734. 1991.

Environmental Protection Agency (EPA). Hexazinone. Available from: <https://archive.epa.gov/pesticides/reregistration/web/pdf/0266fact.pdf> (acesso em 21 de Março de 2020). 1994.

Environmental Protection Agency (EPA). Decision Documents for Atrazine. Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. Washington, DC, USA. 2006b.

EPA. National Primary Drinking Water. Regulations: long term 2 enhanced surface water treatment rule; Final Rule. Federal Register – Part II – 40CFR, Parts 9, 141 and 142. 2006a.

Environmental Protection Agency (EPA). Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Cobalt. <https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/documents/Cobalt.pdf> (acesso em 3 de Abril de 2020). 2008.

Environmental Protection Agency (EPA). 4-Octylphenol Hazard United States. <https://comptox.epa.gov/dashboard/dsstoxdb/results?search=DTXSID9022312#toxicity-values> (acesso em 3 de Janeiro de 2020). 2020.

Environmental Protection Agency (EPA). The history of drinking water treatment. Office of Water. 2000.

Esteban S., Gorga M., Petrovic M., González-Alonso S., Barceló D., Valcárcel Y. Analysis and occurrence of endocrine-disrupting compounds and estrogenic activity in the surface waters of Central Spain. **Science of the Total Environment**. 466–467, 939–951. 2014.

European Agency for the Evaluation of Medicinal Products (EAEM). Enrofloxacin. Committee for Veterinary Medicinal Products. London, UK. 1998.

European Agency for the Evaluation of Medicinal Products (EAEM). Mebendazole. Report EAEM/MRL/781/01. Committee for Veterinary Medicinal Products. London, UK. 2001.

European Agency for the Evaluation of Medicinal Products Veterinary Medicines Evaluation Unit (EMA). 1995. Ketoprofen. Disponível em: [https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/ketoprofen-summary-report-committee-veterinary-medicinal-products\\_en.pdf](https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/ketoprofen-summary-report-committee-veterinary-medicinal-products_en.pdf) (acesso em 21 de Março de 2020). 1995.

European Chemical Agency (ECHA). Valeraldehyde. Available from: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/14541/7/6/2> (acesso em 3 de Janeiro de 2020). 1962.

European Chemical Agency (ECHA) 1979. Phenolphthalein. Disponível em: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/2203/7/6/2#> (acesso em 14 de Novembro de 2019).

European Chemical Agency (ECHA). Caffeine. Disponível em: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/10085/7/6/2#> (acesso em 16 de Novembro de 2019). 1983.

European Chemical Agency (ECHA). Dibutyl phthalate. Disponível em: <https://www.echa.europa.eu/sk/web/guest/registration-dossier/-/registered-dossier/1911/7/6/1> (acesso em 16 de Março de 2020). 2016.

European Chemicals Agency (ECHA). Formaldehyde. Disponível em: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15858/7/1> (acesso em 16 de Novembro de 2019). 1996.

European Chemicals Agency (ECHA). Salicylic acid. Disponível em <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/14544/7/1> (acesso em 4 de julho de 2021). 2021

European Monitoring Center for Drugs and Drug Addiction (EMCDDA) Insights Series Nº 9. Assessing Illicit Drugs in Sewage: Potential and Limitations of a New Monitoring Approach. Project Leaders: Frost N. & Griffiths P. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 2018.

Fakhri, Y., Daraei, H., Ghaffari, H. R., Rezapour-Nasrabad, R., Soleimani-Ahmadi, M., Khedher, K. M., Rostami, A., Thai, V. N. The risk factors for intestinal *Giardia* spp infection: Global systematic review and meta-analysis and meta-regression. **Acta Tropica**. 220. 2021.

Fawell J. K., Ohanian E., Giddings M., Toft P, Magara Y., Jackson P. Inorganic Tin in Drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH. Geneva, Switzerland. 2004.

Fayer, R., Morgan, U., Upton, S. J. Epidemiology of *Cryptosporidium*: transmission, detection and identification. **International Journal for Parasitology**, 30, 1305–1322. 2000.

Feng, Y., Xiao, L. Zoonotic potential and molecular epidemiology of *Giardia* species and giardiasis. **Clinical Microbiology Reviews**. 24. 1. 2011.

Francisco L. F. V., Crispim B. A., Spósito J. C. V., Solórzano J. C. J., Maran N. H., Kummrow F., Nascimento V. A., Montagner C. C., Oliveira K. M. P., Barufatti A. 2019 Metals and emerging contaminants in groundwater and human health risk assessment. **Environmental Science and Pollution Research**. Res. 26, 24581–24594. 2019.

Franco, R.M.B.; Branco, N.; Amaro, B.C.T.; Neto, R. C.; Fiuza, V.R.S. *Cryptosporidium* species and *Giardia* genotypes detected in surface water supply of Campinas, Southeast Brazil, by molecular methods. **Journal of Veterinary Medicine and Research**. V.3. n. 3, p. 1053. 2016.

Franco, R.M.B.; Rocha-Eberhardt, R.; Neto, C. R. Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in raw water from the Atibaia river, Campinas, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**. V. 43, n. 2, p. 109-111, 2001.

Fregonesi, B. M. Pesquisa de bioagentes na água do rio Pardo, Brasil, e estimativa de risco de infecção e de doença por *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp. 2017. Tese (Doutorado em Enfermagem em Saúde Pública) - Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto, São Paulo. 2017.

Freitas, A. G. Recirculação de água de lavagem de filtros em escala piloto: uma contribuição para avaliação de perigos associados à presença de protozoários. Dissertação. Universidade Federal de Viçosa - MG. 2007.

Gameiro, P. H. Estudo da qualidade ambiental de regiões com captação de água para abastecimento público. Tese de Doutorado. UFRGS. 2019.

Furtado C. M. & von Mühlen C. Endocrine disruptors in water filters used in the Rio dos Sinos Basin region, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. 75, 85–90. 2015.

Geissen V., Mol H., Klumpp E., Umlauf G., Nadal M., van der Ploeg M., van de Zee S. E. A. T. M. & Ritsema C. J. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. **International Soil and Water Conservation Research**. Res. 3, 57–65. 2015.

Gianfredi V., Bragazzi N. L., Nucci D., Villarini M., Moretti M. Cardiovascular diseases and hard drinking waters: implications from a systematic review with meta-analysis of case-control studies. **Journal of Water & Health**. 15, 31–40. 2017.

Gibson, K. E. Viral pathogens in water : occurrence , public health impact, and available control strategies. ScienceDirect. *Current Opinion in Virology*. 4, 50–57. 2014.

Godoy A. A., Kummrow F. & Pamplin P. A. Z. Occurrence, ecotoxicological effects and risk assessment of antihypertensive pharmaceutical residues in the aquatic environment – A review. **Chemosphere**. 138, 281–291. 2015.

Gogoi A., Mazumder P., Tyagi V. K., Chaminda G. G. T. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. **Groundwater for Sustainable Development**. Dev. 6, 169–180. 2018.

Gomes R. & Meek M. E. Acrolein, Report Concise International Chemical Assessment Document 43. WHO, Geneva, Switzerland. 2002.

Grabow, Wilhelm O.K. Overview of Health-Related Water. Chapter 1. Human Virus in Water. Elsevier. 2007

Grott, S.C.; Hartmann, B.; Silva, H.H.F.; Franco, R.M.B.; Goulart, J.A.G. Detecção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. na água bruta das estações de tratamento no município de Blumenau, SC, Brasil. **Revista Ambiente e Água**. V. 11, n. 3., 2016.

Haas, C. N., Rose, J. B., Gerba. Quantitative Microbial Risk Assessment 2nd.ed. John Wiley & Sons, inc., New York, 2014.

Hachich, E.M.; Sato, M.I.Z.; Galvani, A.T.; Menegon, J.R.N.; Mucci, J.L.N. *Giardia* and *Cryptosporidium* in source waters of São Paulo State, Brazil. **Water Science and Technology**. V. 50, n. 1, p. 239–245. 2004.

Hadi, M. Mesdaghinia, A., Yunesian, M. Nasser, S., Nodehi, R. N., Smeets, P.W.M.H., Schijven, J., Tashauoei, H., Jalizadeh, E. Optimizing the performance of conventional water treatment system using quantitative microbial risk assessment, Tehran, Iran. **Water Research**. 162, 394-408. 2019.

Haman C., Dauchy X., Rosin C. & Munoz J-F. Occurrence, fate and behavior of parabens in aquatic environments: A review. **Water Research**. 68, 1–11. 2015.

Han, M., Xiao, S., An, W., Sang, C., Li, H., Ma, J., Yang, M. Co-infection assessment of *Giardia* and *Cryptosporidium* with HIV considering synergistic effects and age sensitivity using disability-adjusted life years. **Water Research**. 175, 2020.

Health Canadá. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality Summary Table. 2017.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto. 2010.

Instituto Nacional de Câncer (INCA). Estimate 2018: Cancer incidence in Brazil. Ministério da Saúde/José Alencar Gomes da Silva, Rio de Janeiro, Brazil. 2017.

Instituto Nacional de Meteorologia (Inmetro). 2021. [https://clima.inmet.gov.br/NormaisClimatologicas/1961-1990/precipitacao\\_acumulada\\_mensal\\_anual](https://clima.inmet.gov.br/NormaisClimatologicas/1961-1990/precipitacao_acumulada_mensal_anual) Acesso em 12 e outubro de 2021.

Integrated Risk Information System – Environmental Protection Agency (IRIS-EPA). Toxicological Review of Acetone. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC. 2001.

Integrated Risk Information System - Environmental Protection Agency (IRIS-EPA). Bentazon (Basagran); CASRN 25057-89-0. 1998.

Integrated Risk Information System - Environmental Protection Agency (IRIS-EPA). Phenol; CASRN 108-95-2. 2002.

Integrated Risk Information System – Environmental Protection Agency (IRIS-EPA). Toxicological Review of Propionaldehyde. Available from: [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/toxreviews/1011tr.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/1011tr.pdf) (acesso em 16 de Novembro de 2019). 2008.

International Agency for Research on Cancer (IARC). Pharmaceuticals. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 100A, Lyon, France. 2012.

International Agency for Research on Cancer (IARC). Preamble to the IARC Monographs on the Identification of Carcinogenic Hazards to Humans. Lyon, France. 2019.

IWA. <https://www.iwapublishing.com/news/brief-history-water-and-health-ancient-civilizations-modern-times> acesso em 10/02/2021. 2021.

Jardim W. F., Montagner C. C., Pescara I. C., Umbuzeiro G. A., Bergamasco A. M. D. D., Eldridge M., Sodr  F. F. An integrated approach to evaluate emerging contaminants in drinking water. **Separation and Purification Technology**. 84, 3–8. 2012.

Jenkins, M., Trout, J.M., Higgins, J., Dorsch, M., Veal, D., Fayer, R. Comparison of tests for viable and infectious *Cryptosporidium parvum* oocysts. **Parasitology Research**. 89 (1), 1–5. 2003.

Jeske, S., Bianchi, T. F., Moura, M. Q., Baccega, B., Pinto, N. B., Berne, M. E. A., Villela, M. M. Intestinal parasites in cancer patients in South of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. 78, 3, 574-578. 2017.

Jiang X., Qu Y., Zhong M., Li W., Huang J., Yang H. & Yu G. Seasonal and spatial variations of pharmaceuticals and personal care products occurrence and human health risk in drinking water – A case study of China. **Science of the Total Environment**. 694, 1–10. 2019.

Jose J., Pinto J. S., Kotian B., Thomas A. M., Charyulu R. N. Comparison of the regulatory outline of ecopharmacovigilance of pharmaceuticals in Europe, USA, Japan and Australia. **Science of the Total Environment**. 709, 1–17. 2020.

Karanis P, Kourenti C, Smith H. Waterborne transmission of protozoan parasites: a worldwide review of outbreaks and lessons learnt. **Journal of Water & Health**. 5: 1 - 38. 2007.

Khan N. A., Khan S. U., Ahmed S., Farooqi I. H., Yousefi M., Mohammadi A. A., Changani F. Recent trends in disposal and treatment technologies of emerging-pollutants – A critical review. **Trends in Analytical Chemistry**. 122, 1–15. 2020.

King, D. N., Donohue, M. J., Vesper, S. J., Villegas, E. N., Ware, M. W., Vogel, M. E., Furlong, E. F., Kolpin, D. W., Glassmeyer S. T., Pfaller, S. Microbial pathogens in source and treated waters from drinking water treatment plants in the United States and implications for human health. **Science of the Total Environment**. 562, 987-995. 2016.

Ladeia, M.M.; Heller, L.; Vieira, M.B.C.M. Pesquisa de (oo)cistos de protozoários em amostras de mananciais superficiais de Montes Claros/MG. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande-MS. Anais. Campo Grande, Mato Grosso do Sul. 2005.

Leal, P. M. R. Avaliação do risco microbiológico associado à ocorrência de protozoários em sistemas de abastecimento de água: um estudo na cidade de Divinópolis, Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Belo Horizonte, UFMG, 2005.

LeChevallier, M. A., Au, K. Water, Sanitation and Health Team. Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water. WHO. 2004.

Li, W., Qi, W., Chen, J., Zhou, W., Li, Y., Sun, Y., Ding, K. Effective removal of fluorescent microparticles as *Cryptosporidium parvum* surrogates in drinking water treatment by metallic membrane. **Journal of Membrane Science**. 594. 2020.

Liberati A., Altman D. G., Tetzlaff J., Mulrow C., Gotzsche P. C., Ioannidis J. P. A., Clarke M., Devereaux P. J., Kleijnen J., Moher D. The PRISMA statement for reporting systematic reviews and meta-analyses of studies that evaluate health care interventions: explanation and elaboration. **Research Methods & Reporting**. 6, 1–28. 2009.

Ligda, P., Claerebout, E., Kostopoulou, D., Zdragas, A., Casaert, S., Robertson, L. J., Sotiraki, S., 2020. *Cryptosporidium* and *Giardia* in surface water and drinking water: Animal sources and towards the use of a machine-learning approach as a tool for predicting contamination. **Environmental Pollution**. 264, 2020.

Lima, D. R. S., Tonucci, M. C., Libânio, M., Aquino, S. F. Fármacos e desreguladores endócrinos em águas brasileiras: ocorrência e técnicas de remoção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. V.22. n.6. 1043-1054. 2017.

Lopes, A. M. M. B., Gomes, L. N. L., Martins, F. C., Cerqueira, D. A., Filho, C. R., von Sperling, E., Pádua, V. L., 2017. Dinâmica de protozoários patogênicos e cianobactérias em um reservatório de abastecimento público de água no sudoeste do Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 22 (1), 25-43. 2017.

Lopes, A.M.M.B. Avaliação da ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e de cistos de *Giardia* spp. e sua associação com indicadores bacteriológicos e turbidez na represa de Vargem das Flores – MG. 2009. 126 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2009.

MacKenzie, W. R., Proctor, N. J. H. M. E., Gradus, M. S., Blair, K. A., Peterson, D. E., Kazmierczak, J. J., Assisi, D. G., Fox, K. R., Rose, J. B., 1994. A massive outbreak in

Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. **The New England Journal of Medicine**. 331 (3) 161-167. 1994.

Machado K. C., Grassi M. T., Vidal C., Pescara I. C., Jardim W. F., Fernandes A. N., Sodré F. F., Almeida F. V., Santana J. S., Canela M. C., Nunes C. R. O., Bichinho K. M., Severo F. J. R. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. **Science of the Total Environment**. 572, 138–146. 2016.

Maciel, P. M., Sabogal-Paz, L. P. Removal of *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp. from water supply with high turbidity: Analytical challenges and perspectives. **Journal of Water & Health**. 14,3, 369-378. 2016.

Maldaner L., Jardim I. C. S. F. Determination of some organic contaminants in water samples by solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Talanta**. 100, 38–44. 2012.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Agropecuária brasileira em números. 2020.

Mara, D. D., Sleight, P. A., Blumenthal, U. J., Carr, R. M. Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. *Journal of Water and Health*. 5, 1. 2007.

Mara, D. Wastewater treatment for wastewater reuse: required effluent qualities and how to achieve them at reasonable cost. Paper for presentation at the Regional EMWater Project Conference, Amman, 30 October - 1 November 2006.

Marta-Sanchez A. V., Caldas S. S., Schneider A., Cardoso S. M. V. S., Primel E. G. Trace analysis of parabens preservatives in drinking water treatment sludge, treated, and mineral water samples. **Environmental Science and Pollution Research**. 25, 14460–14470. 2018.

Martins A. F., Santos J. B., Todeschini B. H., Saldanha L. F., Silva D. S., Reichert J. F., Souza D. M. Occurrence of cocaine and metabolites in hospital effluent – A risk evaluation and development of a HPLC method using DLLME. **Chemosphere**. 170, 176–182. 2017.

Martins, F.C. Investigação da aplicabilidade da turbidez e de bactérias esporogênicas aeróbias na avaliação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. em sistemas de abastecimento de água. 2012. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2012.

Marube, L. C. Desenvolvimento de métodos analíticos verdes para determinação multirresíduo de agrotóxicos, fármacos e produtos de cuidado pessoal em amostras de água. Tese de Doutorado. FURG. 2016.

Marx, J. O., Vudathala, D., Murphy, L. Rankin, S. Hankenson, C. Antibiotic Administration in the Drinking Water of Mice. **Journal of the American Association for Laboratory Animal Science**. 53, 301-306. 2014.

Masangkay, F. R., Milanez, G. D., Tsiami, A., Hapan, F. Z., Somsak, V., Kotepui, M., Tangpong, J., Karanis, P. Waterborne protozoan pathogens in environmental aquatic biofilms: implications for water quality assessment strategies. **Environmental Pollution**. 259. 2020.

Maynard I. F. N., Cavalcanti E. B., Silva L. L., Martins E. A. J., Pires M. A. F., Barros M. L., Cardoso E., Marques M. N. Assessing the presence of endocrine disruptors and markers of anthropogenic activity in a water supply system in northeastern Brazil. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**. 9, 891–898. 2019.

MedCalc Software Ltd. Odds ratio calculator. [https://www.medcalc.org/calc/odds\\_ratio.php](https://www.medcalc.org/calc/odds_ratio.php) (Version 20.0.5; acesso em 3 de março de 2021). 2021.

Medema, G. J., Schets, F. M., Teunis, P. F. M., Havelaar, A. H. Sedimentation of free and attached *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in Water. **Applied and Environmental Microbiology**. 64. 1998.

Meyer N. Santamaria C. G., Müller J. E, Schumacher A., Rodriguez H. A., Zenclussen A. C. 2019 Exposure to 17  $\alpha$ -ehinyl estradiol during early pregnancy affects fetal growth and survival in mice. **Environmental Pollution**. 251, 493–501. 2019.

Ministry of Health. Guidelines for Drinking-water Quality Management for New Zealand. The Datasheets. Wellington, v. 3. 2017.

Minuzzi, C. E., Fernandes, F. D', Portella, L. P., Bräuning, P., Sturza, D. A. F., Giacomini, L., Salvagni, E., Ribeiro, J. S., Silva, C. R., Difante, M. D., Farinha, L. B., Menegolla, I. A., Gehrke, G., Dilkin, P., Sangioni, L. A., Mallmann, C. A., Vogel, F. S. F. Contaminated water confirmed as source of infection by bioassay in an outbreak of toxoplasmosis in South Brazil. **Transboundary and Emerging Diseases**. V.1, p. 1, 2020.

Minuzzi, C. E., Portella, L. P., Bräuning, P., Sturza, D. A. F., Giacomini, L. Salvagni, E., Ribeiro, J. S., Silva, C. R., Difante, C. M., Farinha, L. B., Menegolla, I. A., Gehrke, G., Fernandes, F., Dilkin, P., Sangioni, L. A., Mallmann, C. A., Vogel, F. S. F. Investigação da água como fonte de infecção de toxoplasmosose em Santa Maria, Rio Grande do Sul - dados parciais. IV Simpósio Brasileiro de Toxoplasmosose. Brasília. 2018.

Montagner C. C., Vidal C., Acayaba R. D. Emerging contaminants in aquatic matrices from Brazil: Current Scenario and Analytical, Ecotoxicological and Legislative Aspects. **Química Nova**. 40, 1094–1110, 2017.

Moreira J. C., Peres F., Simões A. C., Pignati W. A., Dores E. C., Vieira S. N., Str ussmann C. Mott T. Groundwater and rainwater contamination by pesticides in an agricultural Region of Mato Grosso State in Central Brazil. **Ciência & Saúde Coletiva**. 17, 1557–1568. 2012.

Moura T. O., Santana F. O., Campos V. P., Oliveira I. B. & Medeiros Y. D. P. Inorganic and organic contaminants in drinking water stored in polyethylene cisterns. **Food Chemistry**. 273, 45–51. 2018.

Muller, A.P.B. Detecção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. em águas de abastecimento superficiais e tratadas da Região Metropolitana de São Paulo. 135 f. Dissertação (Mestrado em Ciências – Microbiologia) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1999.

Nasser, A. M., 2016. Removal of *Cryptosporidium* by wastewater treatment processes: a review. *Journal of Water and Health*. 14 (1), 1-13.

Neto, R. C. Ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* em diferentes pontos do processo de tratamento de água, em Campinas, São Paulo, Brasil. 2004. 99f. Dissertação (Mestrado em Parasitologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

NHMRC/NRMMC. Conselho Nacional de Saúde e Pesquisa Médica/Conselho Ministerial para Gerenciamento de Recursos Naturais do Governo Australiano. “Australian Drinking Water Guidelines 6, 2011”. 2011.

Nishi, L.; Baesso, M.L.; Santana, R.G.; Fregadolli, P.; Falavigna, D.L.M.; Falavigna-Guilherme, A.L. Investigation of *Cryptosporidium* spp. and *Giardia* spp. in a public water-treatment system. **Zoonoses and Public Health**, v.56, p. 221-228, 2009.

Noguera-Oviedo, K., Aga, D. S. Lessons learned from more than two decades of research on emerging contaminants in the environment. **Journal of Hazardous Materials**. 316. 242-251. 2016.

Norman A., Hill B. & Dawn W. Pharmacology Review(s). Center for Drug Evaluation and Research. Application Number 207589Orig1s000. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Food and Drug Administration. Center for Drug

Evaluation and Research. Pharmacology/Toxicology NDA/BLA Review and Evaluation. 2014.

Oliveira J. A., Izeppi L. J. P., Loose R. F., Muenchen D. K., Prestes O. D., Zanella R. A multiclass method for the determination of pharmaceuticals in drinking water by solid phase extraction and ultra-high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Analytical Methods**. 11, 2233–2240. 2019.

Oliveira, A. A. Enteroparasitas em populações usuárias de diferentes sistemas de abastecimento de água em Viçosa – MG. 2004. 131 f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2004.

Oliveira, J. A. Determinação simultânea multiclasse de fármacos em água de consumo humano empregando extração em fase sólida e UHPLC-MS/MS. Dissertação de Mestrado. UFSM. 2019.

Oliveira, K. C., Bastos, R. K. X., Silva, C. V. Esporos de bactérias aeróbias são bons indicadores da eficiência do tratamento de água? Um estudo exploratório. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 23. 6. 2018.

Oliveira, P.V. Ocorrência de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. no Rio Atibaia, bacia do Rio Piracicaba, Campinas, São Paulo. 2005. 100 f. Dissertação (Mestrado em Parasitologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2005.

Olson, M. E., Goh, J., Philips, M., Guselle, N., McAllister, T. A. *Giardia* cyst and *Cryptosporidium* oocyst survival in water, soil, and cattle feces. **Journal of Environmental Quality**. 28.1991-1996. 1999.

Omar, T. F. T., Ahmad, A., Aris, A. Z., Yusoff, F. M. Endocrine disrupting compounds (EDCs) in environmental matrices: Review of analytical strategies for pharmaceuticals, estrogenic hormones, and alkylphenol compounds. **Trends in Analytical Chemistry**. 85, 241-259. 2016.

Ongerth, J. E., Percoraro, J. P. Electrophoretic mobility *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts. **Journal of Environmental Engineering**. V.123, n.3., p. 222-231. 1996.

Organização das Nações Unidas (ONU). Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030>>. (acesso em fevereiro de 2019). 2019.

Organización Mundial de la Salud (OMS). The role of the health sector in management rational of chemicals. Asamblea Mundial de La Salud, Geneva, Switzerland. 2016.

OXEA. n-Butyraldehyde. Disponível em: <https://www.oxea-chemicals.com/download/wercs/MTA0NTAjZW4jcHMjZWdiZlE1MTg2MDQ0NTMwMDAjb3hIYSMxIOQ=/10450-en-ps-en.pdf> (acesso em 16 de Novembro de 2019). 2019.

Owens, C. E. L., Angles, M. L., Cox, P. T., Byleveld, P. M., Osborne, N. J., Rahman, M. B. Implementation of quantitative microbial risk assessment (QMRA) for public drinking water supplies: Systematic review. **Water Research**. 174. 2020.

Palisade Corporation, Add-In do Microdoft® Excel para Simulação e Análise de Riscos, Versão 5.7, junho 2021.

Pavione, D. M. S. Análise de incertezas e de sensibilidade e Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico aplicadas ao dimensionamento de lagoas de polimento e à utilização de efluentes para irrigação. 2010. 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Civil. Viçosa-MG, 2010.

Peña-Guzmán C., Ulloa-Sánchez S., Mora K., Helena-Bustos R., Lopez-Barrera E., Alvarez, J., Rodriguez-Pinzón M. Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature. **Journal of Environmental Management**. 237, 408–423. 2019.

Petterson, S., Bradford-Hartke, Z., Leask, S., Jarvis, L., Wall, K., Byleveld, P. Application of QMRA to prioritise water supplies for *Cryptosporidium* risk in New South Wales, Australia. **Science of the Total Environment**. 784, 2021.

Petterson, S., Signor, R., Ashbolt, N., Roser, D. QMRA methodology. In: Microrisk - Microbiological risk assessment: a scientific basis for managing drinking water safety from source to tap. European Union, 2006.

Pfizer. Material Safety Data Sheet. Diclofenac and Misoprostol Tablets. 2006.

Pfizer Global Environment, Health, and Safety Operations. Fluconazole Injection (Hospira, Inc.). Disponível em: [https://www.medline.com/media/catalog/Docs/MSDS/MSD\\_SDSD11069.pdf](https://www.medline.com/media/catalog/Docs/MSDS/MSD_SDSD11069.pdf) (acesso em 21 de Março de 2020). 2016.

Pfizer Global Environment, Health, and Safety Operations. Gemfibrozil tablets, 450 and 600 mg. Disponível em: [https://pfe-pfizercom-prod.s3.amazonaws.com/products/material\\_safety\\_data/Gemfibrozil\\_tablets\\_450-600mg\\_30-Apr-2018.pdf](https://pfe-pfizercom-prod.s3.amazonaws.com/products/material_safety_data/Gemfibrozil_tablets_450-600mg_30-Apr-2018.pdf) (acesso em 21 de Março de 2020). 2018.

Phiri, B. J., Pita, A. B., Hayman, D. T. S., Biggs, P. J., Davis, M. T., Fayaz, A., Canning, A. D., French, N. P., Death, R. G. Does land use affect pathogen presence in New Zealand drinking water supplies? **Water Research**. 185. 2020.

Plutzer, J., Ongerth, J., Karanis, P. *Giardia* taxonomy, phylogeny and epidemiology: facts and open questions. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**. 213. 321-333. 2010.

Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB). Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano/Valter Lúcio de Pádua (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, 2009.

Raimundo, C. C. M. Contaminantes emergentes em água tratada e seus mananciais: sazonalidade, remoção e atividade estrogênica. Tese de Doutorado. UNICAMP. 2011.

Ramo, A., Del Cacho, E., Sánchez-Acedo, C. S., Quílez, J. Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in raw and finished drinking water in north-eastern Spain. **Science of the Total Environment**. 580, 1007-1013. 2017.

Ran, Z., Li, S., Huang, J., Yuan, Y., Cui, C., Williams, C. D. Inactivation of *Cryptosporidium* by ozone and cell ultrastructures. **Journal of Environmental Sciences**. 22 (12) 1954-1959. 2010.

Razak N. H. A., Praveena S. M., Hashim Z. Toenail as a biomarker of heavy metal exposure via drinking water: a systematic review. **Reviews on Environmental Health**. 30, 1–7. 2015.

Razzolini, M. T. P., Nardocci, A. C. Avaliação de Risco Microbiológico: etapas e sua aplicação na análise da qualidade da água. **Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente**. V1. 2. 2006.

Razzolini, M.T.P.; Santos, T.F.S.; Bastos, V.K. Detection of *Giardia* and *Cryptosporidium* cysts/oocysts in watersheds and drinking water sources in Brazil urban areas. **Journal of Water & Health**. V. 08, n. 2, 2010.

Razzolini, M. R. P., Lauretto, M. D. S., Hacich, E. M., Sato, M. I. Z., Nardocci, A. C. *Giardia* and *Cryptosporidium* infection risk by simultaneous exposure to drinking water. **Microbiology Risk Analysis**. 4, p. 1-6. 2016.

Reis E. O., Foureaux A. F. S., Rodrigues J. S., Moreira V. R., Lebron Y. A. R., Santos L. V. S., Amaral M. C. S. & Lange L. C. Occurrence, removal and seasonal variation of pharmaceuticals in Brazilian drinking water treatment plants. **Environmental Pollution**. 250, 773–781. 2019.

Regnier, D. P., Cole, L., Schupp, D. G. Erlandsen, S. L. Viability of *Giardia* cysts suspended in lake river, and tap water. **Applied and Environmental Microbiology**. 55(5). 1223-1229. 1989.

Ribeiro J. S., Silva, C. R., Pacheco, F. C., Menegolla, I. A., Kist, P. P., Bercini, M. A., Mardini, L. B. L. F., Silva, J. C., Zini, L. B., Rohloff, C. C., Gabe, L. M., Brandestini, M. D., Haas, S., Canal, N., Schorn, R. L., Brondani, A. J., Salvagni, E., Lobler, L., Boettcher, C. S., Streb, A., Silva, C. F. B., Difante, C. M., Saraiva, C. L. M., Torchetto, N. L., Breganó, R. M., Freire, R. L., Mineo, J. R., Vogel, F. S. F.. Processo de investigação do surto de toxoplasmose em Santa Maria/RS (2018) sob a perspectiva do VIGIAGUA. IV Simpósio Brasileiro de Toxoplasmose. Brasília. 2018.

Richardson, S. D. Water Analysis. **Analytical Chemistry**. 2001.

Richardson, S. D. Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. **Analytical Chemistry**. 2003.

Richardson, S. D. Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. **Analytical Chemistry**. 79. 4295-4324. 2007.

Richardson, S. D., Kimura, S. Y. Water analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. **Analytical chemistry**. 2020.

Richardson, S. D., Ternes, T. A. Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. **Analytical Chemistry**. 2005.

Richardson, S. D., Ternes, T. A. Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. **Analytical Chemistry**. 2011.

Rio Grande do Sul. Governo do Estado do Rio Grande do Sul (online). Disponível em: <https://www.estado.rs.gov.br/geografia> (acesso em 4 de março de 2021). 2021.

Rio Grande do Sul. Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Radiografia da Agropecuária Gaúcha 2019.

<https://www.agricultura.rs.gov.br/upload/arquivos/201909/04160605-revist-final-revisada>.(acesso em 5 de março de 2021). 2019.

Robertson, L. J.; Campbell, A. T; Smith, H. V. Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts under various environmental pressures. **American Society for Microbiology**. 58, 11, 3494-3500. 1992.

Rosado-García, F. M., Guerrero-Flórez, M., Karanis, G., Hinojosa, M. D. C., Karanis, P. Water-borne protozoa parasites: The Latin American perspective. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**. 220 (5), 783-798. 2017.

RS. 2020. Relatório Anual de Gestão 2019. Secretaria da Saúde. 2020. <https://saude.rs.gov.br/upload/arquivos/202008/14103441-rag-2019-apontamentos.pdf> access in 10 december 2020.

RS. Resolução CONSEMA nº 355/2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. 2017.

Ryan, U., Papparini, A., Monis, P., Hijawi, N. It's official – *Cryptosporidium* is a gregarine: What are the implications for the water industry? **Water Research**. 105, 305-313. 2016.

Saint-Jacques N., Parker L., Brown P., Dummer T. J. B. Arsenic in drinking water and urinary tract cancers: a systematic review of 30 years of epidemiological evidence. **Environmental Health**. 2, 13–44. 2014.

Sanganyado, E., Gwenzi, W. Antibiotic resistance in drinking water systems: Occurrence, removal, and human health risks. **Science of The Total Environment**. 669, 785-797. 2019.

Sato, M.I.Z.; Galvani, A.T.; Padula, J.A.; Nardocci, A.C.; Lauretto, M.S.; Razzolini, M.T.P.; Hachich, E.M. 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. 2013.

SCCNFP. Opinion of the Scientific Committee on Cosmetic Products and Non-Food Products Intended for Consumers. Diethyl phthalate. European Union. Disponível em: [https://ec.europa.eu/health/archive/ph\\_risk/committees/sccp/documents/out168\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/health/archive/ph_risk/committees/sccp/documents/out168_en.pdf) (acesso em 16 de Março de 2020). 2002.

Schreiber, F. Volatilização de clomazone e ocorrência de agrotóxicos e hormônios esteróides na água potável e da chuva de regiões orizícolas do Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. UFPEL. 2012.

Schwanz, T. G., Llorca, M., Farré, M., Barceló, D. Perfluoroalkyl substances assessment in drinking waters from Brazil, France and Spain. **Science of the Total Environment**. 539. 2016.

Scientific Committee on Consumer (SCCS). Opinion on Acetaldehyde. European Commission, Brussels, Belgium. 2012.

Searcy, K. E., Packman, A. I., Atwill, E. R., Harter, T. Association of *Cryptosporidium parvum* with suspended particles: impact on oocyst sedimentation. **Applied and Environmental Microbiology**. 71 (2), 1072-1078. 2005.

Syracuse Environmental Research Associates, Inc. (ESA). Imazapic - Human Health and Ecological Risk Assessment. SERA TR-04-43-17-04b. 2004.

Silva, C. R., Crima, S. M. Percio, J. Borges, J. M., Moreira, R. V. r., Pache-co, F. C., Difante, C. M., Streb, A. Farinha, L. B., Ribeiro, J. S., Salvagni, E., Menegolla, I. A., Kist, P. P., Zini, L. B., Hass, S., Schalleberger, V., Breganó, R. M., Freire, R. L., Navarro, I. T., Monica, T. C, Martins, F. D. C., Pacheco, L., Vogel, F. S. F., Mineo, L. R., Cabral, C. M. Investigação de surto de toxoplasmose associado à contaminação ambiental em Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2018. IV Simpósio Brasileiro de Toxoplasmose. Brasília. 2018.

Silva, D. P., Scalize, P. S. Detection of *Cryptosporidium* spp. oocysts and *Giardia* spp. cysts in surface water destined for public supply in the state of Goiás, Brazil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. V.25.777-787. 2020.

Silva, K. J. S., Sabogal-Paz, L. P. *Cryptosporidium* spp. and *Giardia* spp. (oo)cysts as target-organisms in sanitation and environmental monitoring: a review in microscopy-based viability assays. **Water Research**. 189. 2021.

Silveira, M. A. K. Otimização de método para determinação de PPCPs em água empregando SPE e LC-ESI-MS/MS. Dissertação de Mestrado. FURG. 2012.

Simmons, J. E., Richardson, S. D., Speth, T. F., Miltner, R. J., Rice, G., Schenck, K. M., III, E. S. H., Teuschler, L. K. Development of a Research Strategy for Integrated Technology-Based Toxicological and Chemical Evaluation of Complex Mixtures of Drinking Water Disinfection Byproducts. **Environmental Health Perspectives**. 110. 2002.

Teunis, P. F. M., Van Der Heijden, O. G., Van Der Giessen, J. W. B., Havelaar, A. H. The dose response relation in human volunteers for gastro-intestinal pathogens. Technical Report 284550002, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, 1996.

Singh, R., Singh, A. P., Kumar, S., Giri, B. S., Kim, K-H. Antibiotic resistance in major rivers in the world: A systematic review on occurrence, emergence, and management strategies. *Journal of Cleaner Production*. 234, 1484-1505. 2019.

Smith, H. V. *Giardia* and *Cryptosporidium* in water and wastewater. The handbook of water and wastewater microbiology. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands. 2003.

SNIS. 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. Ministério de Estado do Desenvolvimento Regional. Brasília, 2020.

Snyder S. A., Trenholm R. A., Snyder E. M., Bruce G. M., Pleus R. C., Hemming, J. D. C. Toxicological Relevance of EDCs and Pharmaceuticals in Drinking Water. The Water Research Foundation, Colorado, USA. 2008.

Soni M. G., Burdock G. A., Taylor S. L., Greenberg N. A. Safety assessment of propyl paraben: a review of the published literature. **Food and Chemistry Toxicology**. 39, 513–532. 2001.

Stancari, R.C.A.; Correia, M. Detecção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. em mananciais e águas de abastecimento público. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**. V. 69, n. 4, p.453-60. São Paulo. 2010.

Starling M. C. V. M., Amorim C. C., Leão M. M. D. Occurrence, control and fate of contaminants of emerging concern in environmental compartments in Brazil. **Journal of Hazardous Materials**. 372, 17–36. 2019.

Sweetman S. C. M. The Complete Drug Reference, 36<sup>o</sup> ed. Pharmaceutical Press, London, Chicago. 2009.

Szewzyk, R.U., Szewzyk, W. Manz, Schleifer, K. H. S. Microbiological safety of drinking water. **Annual Review of Microbiology**. 54, 81–127. 2000.

Taghipour N., Amini H., Mosaferi M., Yunesian M., Pourakbar M., Taghipour H. National and sub-national drinking water fluoride concentrations and prevalence of fluorosis and of decayed, missed, and filled teeth in Iran from 1990 to 2015: a systematic review. **Environmental Science and Pollution Research**. 23, 5077–5098. 2016.

Tchaparian, E., Lin, L., Hsu, E., Chen, I., Wu, A. Abstract 3901: Nonclinical safety evaluation of CA 102N, a hyaluronic acid (HA) and nimesulide (Nim) conjugate, for colorectal cancer treatment. *Experimental and Molecular Therapeutics*. 2019.

Talukder M. R. R., Rutherford S., Huang C., Phung D., Islam M. Z., Chu C. Drinking water salinity and risk of hypertension: A systematic review and meta-analysis. **Archives of Environmental & Occupational Health**. 72, 126–138. 2017.

Thompson, R. C. A. The zoonotic significance and molecular epidemiology of *Giardia* and giardiasis. **Veterinary Parasitology**. 126. 15-35. 2004.

Torres N. H., Aguiar M. M., Ferreira L. F. R., Américo J. H. P., Machado Â. M., Cavalcanti E. B., Tornisielo V. L. 2015. Detection of hormones in surface and drinking water in Brazil by LC-ESI-MS/MS and ecotoxicological assessment with *Daphnia magna*. **Environmental Monitoring and Assessment**. 187, 1–13. 2015.

Toxicology Data Network (Toxnet). Propylparaben. Disponível em: <https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/a?dbs+hsdb:@term+@DOCNO+203> (acesso em 16 de Novembro de 2019). 2019a.

Toxicology Data Network (Toxnet) 2019b Methylparaben. Disponível em: <https://www.toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/a?dbs+hsdb:@term+@DOCNO+1184> (acesso em 16 de Novembro de 2019). 2019b.

Toxicology Data Network (Toxnet). Triclosan. Disponível em: <https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/a?dbs+hsdb:@term+@DOCNO+7194> (acesso em 16 de Novembro de 2019). 2019c.

Tsuji J. S., Perez V., Garry M. R, Alexander D. D. Association of low-level arsenic exposure in drinking water with cardiovascular disease: A systematic review and risk assessment. **Toxicology**. 323, 78–94. 2014.

Tulchinsky, T. H. Case Studies in Public Health. John Snow, the Broad Street Pump. Chapter 5. Elsevier. 2018.

Tyl R. W., Myers C. B., Marr M. C., Brine D. R., Fail P. A., Seely J. C., Van Miller J. P. Two-generation reproduction study with para-tert-octylphenol in rats. **Regulatory Toxicology Pharmacology**. 30, 81–95. 1999.

Ulbrich, L. A. Diagnóstico do Tratamento de Esgotos no Rio Grande do Sul e sua Associação aos Riscos com a Saúde. Trabalho de Conclusão de Residência. Escola de Saúde Pública SES RS. Residência Integrada em Saúde Ênfase em Vigilância em Saúde. 2020.

United Nations (UN). Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. Disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf> (acesso em 21 de Março de 2020). 2015.

USEPA. Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables. Washington, DC. 2018.

USEPA. Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems: using surface water sources. Washington, DC: USEPA, Office of Drinking Water. 1991.

USEPA. Method 1623.1: *Cryptosporidium* and *Giardia* in Water by Filtration/IMS/FA. Cincinnati, OH. 2005.

USEPA. Occurrence and Exposure Assessment for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule. Washington D.C.: USEPA, Office of Water, 2005.

Vermeulen, L. C., van Hengel, M., Kroeze, C., Modema, G., Spanier, J. E., van Vliet, M. T. H., Hofstra, N. *Cryptosporidium* concentrations in rivers worldwide. **Water Research**. 149, 202-214. 2019.

Viana, D. B. Contribuições para a construção de modelos de estimativa de risco à saúde associados à transmissão de *Giardia* e *Cryptosporidium* via abastecimento de água para consumo humano. 2011. 258f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Civil. Viçosa-MG, 2011.

Vilela C. L. S., Bassin J. P., Peixoto R. S. Water contamination by endocrine disruptors: impacts, microbiological aspects and trends for environmental protection. **Environmental Pollution**. 235, 546–559. 2018.

Vose, D. Risk Analysis: A Quantitative Guide. 3<sup>a</sup> ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2008.

Walsh K. M., Albassam M. A., Clarke D. E. Subchronic toxicity of atorvastatin, a hydroxymethylglutaryl-coenzyme A reductase inhibitor, in beagle dogs. **Toxicologic Pathology**. 24, 468–476. 1996.

Warner, W., Licha, T., Nödler, K. Qualitative and quantitative use of micropollutants as source and process indicators. A review. **Science of The Total Environment**. 686, 75-79. 2019.

Wasserman J. C., Silva L. D., Pontes G. C., Lima E. P. Mercury contamination in the sludge of drinking water treatment plants dumping into a reservoir in Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**. Int. 25, 28713–28724. 2018.

Water Framework Directive – European Union (WFD-EU). Cybutryne EQS dossier. Cybutryne (Irgarol). Disponível em: <https://circabc.europa.eu/sd/a/1eb5aa3b-bf6c-48ca-8ce0-00488a0c2905/Cybutryne%20EQS%20dossier%202011.pdf> (acesso em 15 de Novembro de 2019). 2011.

Wee S. Y., Aris A. Z. Endocrine disrupting compounds in drinking water supply system and human health risk implication. **Environment International**. 106, 207–233. 2017.

Woodall, C. J. Waterborne diseases - What are the primary killers? **Desalination**. 248(1–3), 616–621. 2009.

World Health Organization (WHO). Carbofuran in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. 2004b.

World Health Organization (WHO). Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth edition incorporating the first addendum. 2017.

World Health Organization (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 2006a.

World Health Organization (WHO). Guidelines for drinking water quality: incorporating first addendum. Vol. 1, Recommendations. – 3rd ed. 2006b.

World Health Organization (WHO). IPC risk assessment terminology. Harmonization. Project Document n°1. Geneva: WHO, 2004a.

World Health Organization (WHO). Pharmaceuticals in Drinking-water. Public Health and Environment Water, Sanitation, Hygiene and Health. Geneva, Switzerland. 2011.

World Health Organization (WHO). Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals. International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria 210. Geneva: WHO, 1999.

World Health Organization (WHO). Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management. Geneva, Switzerland. 2016.

Wilkinson, J., Hooda, P. S., Baker, J., Barton, S. J. Swinden, J. Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: An overarching review of the field. **Environmental Pollution**. 231, 954-970. 2017.

World Health Organization (WHO). Beryllium in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Disponível em:

[https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/water-quality/guidelines/chemicals/beryllium-background.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/beryllium-background.pdf) (acesso em 26 de Março de 2020). 2009.

World Health Organization (WHO). Bisphenol A (BPA) – Current state of knowledge and future actions by WHO and FAO. International Food Safety Authorities Network (INFOSAN), Geneva, Switzerland. 2009.

World Health Organization (WHO). Endocrine Disrupting Chemicals 2012. Summary for Decision-Makers. 2012.

ABNT. NBR 12216. Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1992.

Xagorarakis, I., Harrington, G. W. Zeta Potential, dissolved organic carbon, and removal of *Cryptosporidium* oocysts by coagulation and sedimentation. **Journal of Environmental Engineering**. 2004.

Yang Y., Ok Y. S., Kim K. H., Kwon E. E., Tsang Y. F. Occurrences and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in drinking water and water/sewage treatment plants: A review. **Science of the Total Environment**. 596–597, 303–320. 2017.

Zahedi, A., Gofton, A. W., Greay, T., Monis, P., Oskam, C., Ball, A., Bath, A., Watkinson, A. Robertson, I., Ryan, U. Profiling the diversity of *Cryptosporidium* species and genotypes in wastewater treatment plants in Australia using next generation sequencing. **Science of the Total Environment**. 644, 635-648. 2018.

Zini, L. B., Gutterres, M. Chemical contaminants in Brazilian drinking water: a systematic review. **Journal of Water & Health**. V.19, 3. 2021.

Zini, L. B. Contaminação de agrotóxicos na água para consumo humano no RS: avaliação de riscos, desenvolvimento e validação de método empregando SPE e LC-MS/MS. Dissertação de Mestrado. UFRGS. 2016.

Zini, L. B., Figueiredo, D. M. S., Rosa, J. A. R., Biasus, L., Lemos, L. A., Abreu, M. B. Investigação de surto de doença diarreica aguda no ano de 2016 em Bento Gonçalves: 5.863 casos notificados. **Boletim Epidemiológico**. V.19. n.3. 2017.