



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

IGOR SOUZA OGATA

**MODELO CONCEITUAL PARA VIGILÂNCIA DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA
CONSUMO HUMANO EM SISTEMAS DE PEQUENO PORTE**

CAMPINA GRANDE – PB

2023

IGOR SOUZA OGATA

**MODELO CONCEITUAL PARA VIGILÂNCIA DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA
CONSUMO HUMANO EM SISTEMAS DE PEQUENO PORTE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura.

CAMPINA GRANDE – PB

2023

O34m

Ogata, Igor Souza.

Modelo conceitual para vigilância da qualidade da água para consumo humano em sistemas de pequeno porte / Igor Souza Ogata – Campina Grande, 2023.

153 f. : color.

Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2023.

"Orientação: Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura."

Referências.

1. Engenharia Civil - Saneamento Ambiental. 2. Recursos Hídricos. 3. Análise do Modo e Efeito de Falhas. 4. Avaliação de Risco. 5. Ciclo PDCA. 6. Geoprocessamento. 7. Vigiaqua. I. Coura, Mônica de Amorim. II. Título.

CDU 624:628(043)

IGOR SOUZA OGATA

MODELO CONCEITUAL PARA VIGILÂNCIA DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA
CONSUMO HUMANO EM SISTEMAS DE PEQUENO PORTE

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Aprovado em: 28/07/2023.

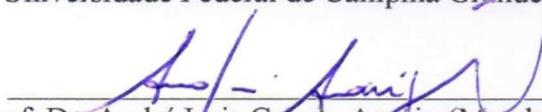
BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura (Orientadora)
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)



Profa. Dra. Andréa Carla Lima Rodrigues (Membro interno)
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)



Prof. Dr. André Luis Calado Araújo (Membro externo)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)



Prof. Dr. Rui de Oliveira (Membro externo)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Profa. Dra. Ruth Silveira do Nascimento (Membro externo)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

À Vovó por todo o esforço empreendido na minha trajetória profissional, sem você isso não teria sido possível.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar sempre disposto a reconciliação, tendo, nesse período, renovado minha fé e ressignificado o papel da oração na minha vida.

À Glenda, por mostrar formas de ver o mundo e a relação à dois que nunca imaginei experimentar, você é meu último e melhor agradecimento.

A Vitor, pela paciência nos momentos de ausência e por relevar isso quando estamos juntos.

A minha família, por me fazer lembrar das minhas capacidades, em especial a Vovó, que mesmo com as limitações impostas pelo tempo, ainda se esforça pelo meu sucesso profissional.

A minha orientadora Monica de Amorim Coura, pela confiança depositada em mim mesmo nos momentos de dúvida, a ela meu agradecimento e minhas sinceras desculpas.

Aos professores Rui, Andrea, André e Ruth pelas contribuições na condição de banca, pois sem elas não seria possível alcançar o nível de qualidade deste trabalho.

Aos meus alunos e amigos do Campus VIII da UEPB, pelo auxílio em diversos momentos da pesquisa e, principalmente, pelos momentos inesquecíveis de aventura.

E a todos que contribuíram para o êxito desse trabalho.

*Os mais fortes não nasceram para sobrepor
aos mais fracos, mas para suportar suas
fraquezas.*

RESUMO

A vigilância da qualidade da água para consumo humano (VQACH) é uma prática essencial para garantir segurança no abastecimento de água, fornecendo informações para subsidiar uma tomada de decisão eficiente. Mesmo com sua imprescindibilidade, a vigilância não é algo bem implementado em sistemas de pequeno porte, devido à falta de coordenação entre as instituições interessadas no abastecimento de água, coleta e análise de dados inadequadas, dificuldade de acesso às informações, sistematização precária, recursos humanos e financeiros escassos, infraestrutura e mão de obra insuficientes e tomada de decisão arbitrária. Sendo assim, este trabalho visa elaborar um modelo conceitual para execução da VQACH ajustado a sistemas de pequeno porte. Para tanto, uma metodologia sistemática e preditiva, que associa ferramentas de avaliação de risco, geoprocessamento e melhoria contínua, foi desenvolvida e aplicada em sistema de pequeno porte piloto, localizado na cidade de Araruna – PB. Esse modelo conceitual foi constituído de ações estruturadas segundo a ferramenta do ciclo PDCA, em quatro etapas, denominadas de planejamento, execução, verificação e ação. Na etapa de planejamento, deve ser realizado cadastramento de todas as infraestruturas de abastecimento de água, para proceder com avaliação de risco, por meio de método semiquantitativo, que soma fatores de risco, parametrizados com base em padrões de qualidade, para calcular o risco individual de cada infraestrutura cadastrada e distribuí-las no espaço e no tempo, e, através de interpolação espacial, delimitar zonas de vulnerabilidade que subsidiem um plano de amostragem da qualidade da água. Em seguida, na etapa de execução, esse plano de amostragem deve monitorar mensalmente, pelo menos os indicadores cloro residual livre (CRL), turbidez, coliformes totais, *E. coli* e fluoreto, selecionando pontos prioritariamente nas zonas de maior vulnerabilidade. Por sua vez, na etapa de verificação, os dados do monitoramento devem ser avaliados por uma adaptação ao método da análise do modo e efeito de falhas, calculando os riscos à saúde associado à qualidade da água nos pontos monitorados. Com base nos dados gerados nas etapas anteriores, a etapa de ação elabora um plano para melhoria das condições de abastecimento local, definindo modos de investigação e comunicação das informações geradas. Ao aplicar esse modelo conceitual em escala piloto, foi possível verificar que as principais fragilidades do sistema estão relacionadas as soluções alternativas que apresentaram maiores riscos, tanto na etapa de planejamento, quanto na de verificação, e, os indicadores mais significativos no risco à saúde associado à qualidade da água foram os indicadores microbiológicos e o CRL. Diante desses resultados, o plano de ação indica que o sistema piloto deve priorizar esforços na melhoria das condições de abastecimento das soluções alternativas, especialmente na qualidade microbiológica da água. Essa recomendação indica que o modelo conceitual foi útil para gerar informações em um sistema de pequeno porte piloto, recomendando ações prioritárias que trariam efeitos mais significativos na melhoria do abastecimento de água. Contudo, é interessante que este modelo seja testado em outros sistemas, com outros cenários, tipos de suprimento, indicadores de qualidade da água e normas regulamentares de países diversos, a fim de verificar a robustez do modelo conceitual ou a necessidade de ajustes.

Palavras-Chave: Análise do modo e efeito de falhas. Avaliação de risco. Ciclo PDCA. Geoprocessamento. VIGIAGUA.

ABSTRACT

Drinking water quality surveillance (DWQS) is essential to ensure water supply security, providing information to support efficient decision-making. Even so, surveillance has some barriers in small water supply systems due to the lack of coordination between the interested institutions, inadequate data collection and analysis, difficulty in accessing information, poor systematization, human and financial scarce resources, insufficient infrastructure and labor, and arbitrary decision-making. Therefore, this work aims to develop a conceptual model for implementing DWQS adjusted to small systems. To this, a systematic and predictive methodology, combining risk assessment, geoprocessing, and continuous improvement tools, was developed and applied in a small pilot water supply system in the Brazilian city of Araruna. This conceptual model consisted of actions structured according to the PDCA cycle tool in the planning, execution, verification, and action stages. The planning stage must carry out registration of all water supply infrastructures to proceed with risk assessment, using a semi-quantitative method, which sums risk factors, parameterized based on quality standards, to calculate the risk of each registered infrastructure and distribute them in space and time, and, through spatial interpolation, delimit vulnerability zones that support a sampling plan for water quality. Then, in the execution stage, this sampling plan must monitor at least the indicators of free residual chlorine (FRC), turbidity, total coliforms, *E. coli*, and fluoride monthly, selecting points primarily in the areas of greatest vulnerability. So, in the verification stage, the monitoring data must be evaluated by adapting the failure mode and effect analysis method, calculating the health risks associated with water quality at the monitored points. Based on the data generated in the previous stages, the action stage develops a plan to improve local supply conditions, defining methods of investigation and communication of the information generated. By applying this conceptual model on a pilot scale, it was possible to verify that the main weaknesses of the system are related to alternative solutions that presented higher risks, both in the planning and verification stages, and the most significant indicators in the associated health risk to water quality were the microbiological indicators and the FRC. Given these results, the action plan indicates that the pilot system should prioritize efforts to improve the supply conditions of alternative solutions, especially in the microbiological quality of the water. This recommendation indicates that the conceptual model was profitable because it generated information in a small pilot system, recommending priority actions that would have more relevant effects on improving water supply. However, it is interesting that this model is tested in other systems, with other scenarios, types of supply, water quality indicators, and regulatory standards in different countries, to verify the robustness of the conceptual model or the need for adjustments.

Keywords: Failure mode and effect analysis. Geoprocessing. PDCA cycle. Risk assessment. VIGIAGUA.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Princípios da vigilância em saúde -----	26
Figura 2 - Estrutura organizacional da vigilância em saúde no Brasil -----	31
Figura 3 - Esquema gráfico da relação entre vigilância, controle e monitoramento da qualidade da água para consumo humano-----	34
Figura 4 - Relação entre as ações básicas do VIGIAGUA-----	39
Figura 5 - Representação gráfica das diretrizes internacionais para gestão da qualidade da água para consumo humano-----	52
Figura 6 - Passos para desenvolver o Plano de Segurança da Água -----	57
Figura 7 - Fluxograma metodológico da pesquisa -----	64
Figura 8 - Ações do modelo conceitual-----	66
Figura 9 - Localização da cidade de Araruna - PB-----	82
Figura 10 - Esquema gráfico do sistema Canafístula II -----	83
Figura 11 - Ações do modelo conceitual estruturadas segundo o método PDCA -----	92
Figura 12 - Distribuição espacial das infraestruturas de abastecimento de água cadastradas -	96
Figura 13 - Zonas de vulnerabilidade para os tipos de infraestrutura de abastecimento de água -----	97
Figura 14 - Localização da zona de maior vulnerabilidade e pontos de amostragem -----	98
Figura 15 - Nível de risco à saúde associado à qualidade da água por campanha - Parte 1 --	102
Figura 16 - Nível de risco à saúde associado à qualidade da água por campanha - Parte 2 --	103
Figura 17 – Síntese anual do nível de risco à saúde associado à qualidade da água-----	104
Figura 18 - Estrutura gráfica das ações do VIGIAGUA na etapa de ação do ciclo PDCA ---	105

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Eventos institucionais brasileiros sobre a vigilância em saúde -----	29
Quadro 2 - Princípios do SUS -----	35
Quadro 3 - Ações estratégicas e básicas do VIGIAGUA -----	38
Quadro 4 - Evolução das portarias brasileiras de potabilidade da água -----	42
Quadro 5 - Classificação do grau de implementação do VIGIAGUA-----	45
Quadro 6 - Relação da vigilância da qualidade da água para consumo humano com os atores do plano de segurança da água-----	60
Quadro 7 – Ações a serem realizadas nos estágios de implementação da vigilância da qualidade da água para consumo humano em sistemas de pequeno porte -----	61
Quadro 8 - Fatores de risco para os tipos de infraestrutura de abastecimento de água-----	69
Quadro 9 - Justificativas para determinação do padrão de risco tolerável -----	70
Quadro 10 - Parametrização para definição do nível de risco -----	72
Quadro 11 - Formulário FMEA -----	75
Quadro 12 - Tabela de escore do método da FMEA-----	76
Quadro 13 – Quadro resumo das diretrizes do modelo conceitual-----	89
Quadro 14 - Caracterização dos pontos de amostragem-----	98
Quadro 15 - Formulário FMEA preenchido para o cenário do sistema piloto -----	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidade mínima de pontos de amostragem para vigilância da qualidade da água para consumo humano.....	67
Tabela 2 - Cálculo dos valores máximo e mínimo possíveis de risco para cada tipo de infraestrutura de abastecimento de água.....	73
Tabela 3 - Intervalos para as faixas de risco das infraestruturas de abastecimento de água	74
Tabela 4 – Classes da categorização dos indicadores de qualidade da água.....	75
Tabela 5 - Estrutura tarifária da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba.....	84
Tabela 6 – Parâmetros de cálculo dos valores máximo e mínimo possível de risco à saúde associado à qualidade da água	101
Tabela 7 - Intervalos para as faixas de risco à saúde associado à qualidade da água.....	101
Tabela 8 - Resultados do teste qui-quadrado para os fatores de risco em SAA	107
Tabela 9 - Resultados do teste qui-quadrado para os fatores de risco em SAI.....	108
Tabela 10 - Resultados do teste qui-quadrado para os fatores de risco em SAC	109
Tabela 11 - Resultados do teste qui-quadrado para os indicadores de qualidade da água	109
Tabela 12- Indicadores estatísticos para os modelos de interpolação espacial testados	110

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
ALARP	tão baixo quanto razoavelmente possível
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
APPCC	Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CENEPI	Centro Nacional de Epidemiologia
CGVAM	Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental
CNS	Conselho Nacional de Saúde
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CQACH	controle da qualidade da água para consumo humano
CRL	cloro residual livre
CT	coliformes totais
d	Índice de Willmott
D	aspecto de detecção
DALY	anos de vida ajustados por incapacidade
DEOPE	Departamento de Operações
DIEESE	Departamento Intersindical de Estatística e Estudos Socioeconômicos
EMA	Erro médio absoluto
EUA	Estados Unidos da América
FMEA	análise do modo e efeito de falhas
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDW2	método da ponderação pelo inverso da distância com coeficiente dois
IDW3	método da ponderação pelo inverso da distância com coeficiente três
IDW4	método da ponderação pelo inverso da distância com coeficiente quatro
IWA	Associação Internacional da Água
KRIG	método da krigagem
MS	Ministério da Saúde
NS	Coefficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe
O	aspecto de ocorrência
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OMS	Organização Mundial da Saúde
PB	Estado da Paraíba
PSA	Plano de Segurança da Água
R	risco
RMSE	Raiz do erro quadrático médio
RSI	Regulamento Sanitário Internacional
S	aspecto de severidade
SAA	sistemas de abastecimento de água
SAC	soluções alternativas coletivas
SAI	soluções alternativas individuais
SI	sistemas de informação
SISAGUA	Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento
SUS	Sistema Único de Saúde
SVS	Secretaria de Vigilância em Saúde

UE	União Europeia
VAmb	vigilância em saúde ambiental
VDS	vigilância da saúde
VEpi	vigilância epidemiológica
VES	vigilância em saúde
VIGIAGUA	Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
Vigiagua	Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
Vigiar	Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Poluentes Atmosféricos
Vigidesastre	Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada aos Riscos Decorrentes de Desastres
Vigifis	Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada aos Fatores Físicos
Vigipeq	Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Contaminantes Químicos
VQACH	vigilância da qualidade da água para consumo humano
VSan	vigilância sanitária
VTrab	vigilância em saúde do trabalhador

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	Justificativa e problemática	19
1.2	Objetivo geral	20
1.3	Objetivos específicos	20
2	REFERENCIAL TEÓRICO	21
2.1	Vigilância em saúde	21
2.1.1	<i>Conceito e fundamentos</i>	23
2.1.2	<i>Aspectos históricos e institucionais brasileiros</i>	28
2.2	Vigilância da qualidade da água para consumo humano no Brasil	32
2.2.1	<i>O Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano</i>	37
2.3	Diretrizes internacionais para gestão da qualidade da água para consumo humano	47
2.3.1	<i>Metas associadas à saúde</i>	52
2.3.2	<i>Plano de segurança da água</i>	54
2.3.3	<i>Vigilância no contexto das diretrizes internacionais para gestão da qualidade da água para consumo humano</i>	59
3	METODOLOGIA	63
3.1	Definição de diretrizes	65
3.2	Estruturação do modelo conceitual	65
3.2.1	<i>Avaliação de risco – Uma ferramenta semiquantitativa</i>	68
3.2.2	<i>Avaliação de risco – Uma adaptação à análise do modo e efeito de falhas</i>	74
3.2.3	<i>Geoprocessamento</i>	78
3.2.4	<i>Melhoria contínua</i>	80
3.3	Aplicação em escala piloto	81
3.3.1	<i>Descrição do sistema de pequeno porte piloto</i>	81

3.3.2	<i>Especificidades da aplicação do modelo conceitual</i>	85
3.4	Avaliação da aplicação em escala piloto	86
3.4.1	<i>Análise estatística</i>	86
3.4.2	<i>Análise espacial</i>	87
4	RESULTADOS	89
4.1	Diretrizes do modelo conceitual	89
4.2	O modelo conceitual	91
4.2.1	<i>Etapa de planejamento</i>	92
4.2.2	<i>Etapa de execução</i>	94
4.2.3	<i>Etapa de verificação</i>	94
4.2.4	<i>Etapa de ação</i>	95
4.3	Aplicação em escala piloto	95
4.3.1	<i>Etapa de planejamento</i>	95
4.3.2	<i>Etapa de execução</i>	99
4.3.3	<i>Etapa de verificação</i>	99
4.3.4	<i>Etapa de ação</i>	104
4.4	Avaliação da aplicação em escala piloto	107
4.4.1	<i>Análise estatística</i>	107
4.4.2	<i>Análise espacial</i>	109
5	DISCUSSÃO	111
5.1	Diretrizes do modelo conceitual	111
5.2	O modelo conceitual	111
5.2.1	<i>Etapa de planejamento</i>	111
5.2.2	<i>Etapa de execução</i>	114
5.2.3	<i>Etapa de verificação</i>	115
5.2.4	<i>Etapa de ação</i>	117
5.3	Aplicação em escala piloto	118

5.4	Avaliação da aplicação em escala piloto -----	122
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS -----	124
	REFERÊNCIAS -----	126
	APÊNDICE A – Formulário para cadastro de sistemas de abastecimento de água aplicado ao prestador do serviço -----	144
	APÊNDICE B – Formulário para cadastro de sistemas de abastecimento de água aplicado aos consumidores -----	145
	APÊNDICE C – Formulário para cadastro de soluções alternativas individuais -----	146
	APÊNDICE D – Formulário para cadastro de soluções alternativas coletivas -----	147
	APÊNDICE E – Dados de monitoramento da qualidade da água no sistema de pequeno porte piloto -----	149
	APÊNDICE F – Classificação dos dados de monitoramento da qualidade da água no sistema de pequeno porte piloto -----	151
	APÊNDICE G – Valores do risco à saúde associado à qualidade da água e sua classificação para o sistema de pequeno porte piloto -----	153

1 INTRODUÇÃO

Em um mundo onde 2,1 bilhões de pessoas não dispõem de acesso a um serviço de abastecimento de água seguro (Li et al., 2020) e, aproximadamente 829.000 óbitos ocorrem anualmente devido à falta de saneamento básico e higiene (Rickert et al., 2019), não é de se estranhar que apenas em 2010 o acesso à água potável em quantidade adequada foi considerado um direito humano fundamental (Castro, 2013).

Ainda que essa discussão tenha se iniciado no ano de 1977, na I Conferência Mundial das Águas (Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019; OMS, 2022), somente em 2015 foram estabelecidas metas a serem alcançadas nesse sentido, através do sexto objetivo para o desenvolvimento sustentável proposto pela Organização das Nações Unidas, que pretende universalizar o acesso equitativo e seguro à água potável até 2030 (Ferrero et al., 2019; Li et al., 2020; Rickert et al., 2019), com a finalidade de promover o desenvolvimento, por meio do combate à pobreza e melhoria da condição de saúde, especialmente para populações mais vulneráveis (Kayser et al., 2015; OMS, 2022).

Sendo assim, é intuitivo pensar que para alcançar essa meta, deve-se priorizar investimentos na infraestrutura de abastecimento de água. Contudo, Rickert et al. (2019) argumentam que, investimentos em gestão apresentam resultados melhores pois, a partir do momento em que a prestação do serviço é aperfeiçoada, diminui-se a inadimplência, mais recursos financeiros ficam disponíveis e podem ser utilizados para aprimorar a infraestrutura. Não é à toa que muitos trabalhos (Brasil, 2006a, 2006b, 2006c, 2016; Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019; Freitas; Freitas, 2005) evidenciam que a concepção de um sistema produtor de água, por si só, não é capaz de atestar que o abastecimento é seguro, devido à possibilidade de ocorrerem situações imprevisíveis, logo, é necessário o uso de ferramentas de gestão, como a vigilância da qualidade da água para consumo humano (VQACH).

Nesse contexto, a VQACH é o conjunto de atividades preditivas, realizadas por autoridade independente de saúde pública, para garantir segurança no abastecimento de água, atendendo ao padrão de potabilidade e prevenindo, minimizando ou eliminando riscos à saúde humana (Brasil, 2021). No escopo mais atual, a VQACH é empregada como parte da estrutura conceitual de gestão da qualidade da água para consumo humano desenvolvida pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (2022), a qual desempenha papel de supervisão do processo produtivo de água potável – em seus aspectos técnicos e gerenciais –, a fim de possibilitar a melhoria contínua.

No Brasil, a VQACH é uma das áreas de atuação da vertente ambiental da vigilância em saúde (VES) (CNS, 2018) e, é conduzida pela Secretaria de Vigilância em Saúde (SVS) por meio do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (VIGIAGUA), que tem como objetivo o desenvolvimento de ações de vigilância para garantir acesso à água em quantidade suficiente e qualidade adequada ao padrão de potabilidade (Bevilacqua et al., 2014; Brasil, 2005a; Frazão et al., 2018).

Portanto, para alcançar esse objetivo, o VIGIAGUA é constituído de ações estratégicas e básicas, sendo as estratégicas responsáveis por atividades estruturantes, definindo atribuições, qualificando mão de obra, estabelecendo normas, garantindo infraestrutura, realizando pesquisas e articulando-se com áreas afins, como meio ambiente, recursos hídricos e saneamento (Bevilacqua et al., 2014; Brasil, 2005a, 2006a, 2006d). Por outro lado, as ações básicas executam atividades operacionais, de coleta e análise dos dados, definição do grau de risco distribuído no espaço e no tempo, investigação epidemiológica e mobilização social com disponibilização de informações (Brasil, 2005a, 2006a, 2006d; Guerra; Silva, 2018; Oliveira Junior et al., 2019; Queiroz et al., 2012a).

Sendo assim, a associação dessas ações assegura que a tomada de decisão seja eficiente, resultando em benefícios concretos para o processo de abastecimento de água, não apenas no seu aspecto técnico, mas também em toda influência social, econômica, ambiental, cultural e política que exerce (Bevilacqua et al., 2014; Daniel; Cabral, 2011; Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019).

Mesmo com os benefícios oferecidos pela utilização da VQACH, sua implementação ainda é insuficiente no país. Em relatório apresentado por Brasil (2020a) foi verificado que pelo menos 20% dos municípios brasileiros deixaram de realizar as ações básicas de cadastro, controle ou vigilância de suas infraestruturas de abastecimento de água e apenas 21%, 33% e 29% dos municípios realizaram análises de residual desinfetante, turbidez e coliformes totais (CT) a contento, respectivamente. Ou seja, nem as ações mais fundamentais do VIGIAGUA atingem todos os municípios do país.

Aprofundando-se no grau de implementação da VQACH no Brasil, alguns trabalhos (Belotti et al., 2019; Bevilacqua et al., 2014; Carmo; Bevilacqua; Bastos, 2008; Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019; Guerra; Silva, 2018; Kayser et al., 2015; Oliveira Junior et al., 2019; Queiroz et al., 2012a, 2012b; Vasconcelos et al., 2016) relatam a fragilidade dessa prática, discutindo sobre a falta de coordenação entre as instituições interessadas na vigilância, cadastro e monitoramento inadequados, análise dos dados inexistente – especialmente no fornecimento da distribuição espaço-temporal do risco –, dificuldade do

acesso a informações, infraestrutura insatisfatória, capacitação da mão de obra insuficiente, recursos humanos e financeiros escassos, sistematização precária das ações – sem busca pela melhoria contínua – e tomada de decisão arbitrária, com a situação agravada em ambientes rurais e de debilidade socioeconômica.

Infelizmente, essa não é uma condição exclusiva da VQACH brasileira, pois estudos em países da União Europeia (UE) (Gunnarsdottir; Gardarsson; Bartram, 2015; Gunnarsdottir et al., 2017, 2020a), da África Subsaariana (Peletz et al., 2016, 2018), Colômbia (Guzman; Tovar; Bevilacqua, 2014; Guzman; Bevilacqua; Tovar, 2015), Equador e Malawi (Kayser et al., 2015) revelaram situação semelhante, mesmo que em diferentes graus de complexidade, mas sempre com destaque negativo para sistemas de pequeno porte.

Desse modo, os sistemas de pequeno porte devem ser entendidos não somente como sistemas de abastecimento de água (SAA) públicos e com rede de distribuição, mas sim como todas as infraestruturas de abastecimento que fornecem água a uma população diminuta, caracterizados por serem mais vulneráveis a avarias e contaminações. Esse tipo de abastecimento se distingue pela escassez de recursos financeiros e humanos (Liu et al., 2020), sendo geralmente instalado em zona rural, locais isolados e com condição de pobreza (Barde, 2017) e, também, privado de regulações e fiscalização, inserindo-se na informalidade (Mapunda; Chen; Yu, 2018). Em vista disso, os sistemas de pequeno porte são frequentemente complementados por soluções alternativas coletivas (SAC) e individuais (SAI).

Devido a isso, Heller e Pádua (2010) afirmam que essas infraestruturas jamais devem ser entendidas como infraestruturas de abastecimento improvisadas, destinadas apenas a população de baixa renda, mas sim uma opção de abastecimento que, em hipótese alguma, pode fornecer água fora do padrão de potabilidade.

Para melhorar esse cenário, Bevilacqua et al. (2014), Carmo, Bevilacqua e Bastos (2008), Fortes, Barrocas e Kligerman (2019), Freitas e Freitas (2005), Gunnarsdottir et al. (2017), Peletz et al. (2018) e Queiroz et al. (2012b) indicam a necessidade de uma metodologia sistemática e preditiva, que possa ser facilmente incorporada pelos serviços de vigilância, principalmente em relação ao ponto de vista financeiro, com foco na uniformização da análise de dados, que possibilite categorização de risco, comparação das informações e integração entre os diferentes setores que atuam na tomada de decisão sobre a qualidade da água para consumo humano, permitindo adequado planejamento e intervenção.

Por isso, esta pesquisa entende que é oportuna a elaboração de um modelo conceitual para execução da VQACH, especificamente para sistemas de pequeno porte, pois o processo

contínuo e sistemático de coleta, consolidação, análise e divulgação de informações sobre o abastecimento de água, realizado com metodologia clara e traduzido de forma inteligível, orienta a uma tomada de decisão consciente e eficiente, permitindo que os recursos humanos e financeiros sejam alocados para melhorar a prestação do serviço e, conseqüentemente, a condição de saúde da população.

Nesse sentido, a tese se debruça no desenvolvimento de um modelo conceitual que associe métodos de avaliação de risco, geoprocessamento e melhoria contínua, na perspectiva de determinar – em um sistema de pequeno porte e com precisão espaço-temporal – locais de vulnerabilidade, delimitados com base no risco à saúde humana, para realizar medidas de aprimoramento do abastecimento de água, atuando com o propósito de aperfeiçoamento cíclico dessa prestação de serviço.

1.1 Justificativa e problemática

Diante da vulnerabilidade dos sistemas de pequeno porte, uma circunstância de fragilidade naturalmente se instaurou na VQACH dessas infraestruturas. Essa situação é caracterizada pela ineficiência na coleta de dados, inexistência da análise desses dados, dificuldade no acesso às informações, falha na integração entre os interessados no abastecimento de água e conseqüente tomada de decisão arbitrária, que nem sempre investe esforços nos aspectos e locais mais vulneráveis, os quais podem trazer benefícios superiores à saúde humana.

A escassez de recursos financeiros e humanos é ordinariamente a causa dessa fragilidade, levando a uma informalidade que ignora as regulações garantidoras de um abastecimento contínuo, acessível física e financeiramente, confiável e com quantidade e qualidade adequadas.

Além desse aspecto estrutural, ainda há uma questão estruturante relacionada à diretriz nacional para execução da VQACH (Brasil, 2006d, 2016), em que são recomendados métodos de elaboração do plano de amostragem e da análise dos dados, que não consideram o risco individual de cada infraestrutura de abastecimento e elenca critérios demasiadamente limitados, dificultando uma análise adequada de soluções alternativas, frequentemente presente em sistemas de pequeno porte. Logo, é possível concluir que o modelo conceitual da VQACH brasileira não foi efetivamente planejado para sistemas de pequeno porte.

Geralmente essa omissão quanto aos sistemas de pequeno porte é devida ao fato que, individualmente, estes afetam uma população pequena. Contudo, quando somados, alcançam

uma significativa parcela da população brasileira, pois, segundo Oliveira et al. (2017), 87,7% das infraestruturas de abastecimento de água cadastradas no VIGIAGUA eram soluções alternativas, abastecendo em torno de 9 milhões de pessoas. Esse dado ainda é provavelmente subestimado, se levado em consideração que essas infraestruturas de abastecimento geralmente são empregadas na zona rural, locais isolados e em condição de pobreza, onde normalmente não há atenção do poder público, muito menos cobertura do VIGIAGUA.

Assim, a VQACH em sistemas de pequeno porte não pode ser negligenciada, necessitando, portanto, de uma metodologia sistemática, capaz de prever possíveis riscos distribuídos no espaço e no tempo e que seja viável de ser aplicada com as limitações financeiras e de qualificação dos funcionários, para enfim fornecer informações de fácil entendimento a todos os interessados no abastecimento, sobretudo aos tomadores de decisão, para execução de ações bem fundamentadas e com maior possibilidade de acerto.

É nesse sentido que esta pesquisa busca contribuir para a solução da problemática de como diminuir a fragilidade dos sistemas de pequeno porte por meio de uma execução ajustada da VQACH, verificando como melhorar o conhecimento sobre esses sistemas, a partir do desenvolvimento de um modelo conceitual baseado na associação de metodologias de avaliação de risco, georreferenciamento e melhoria contínua.

1.2 Objetivo geral

Desenvolver modelo conceitual apropriado para execução da VQACH em sistemas de pequeno porte.

1.3 Objetivos específicos

- Elaborar estrutura de cadastramento ajustada para sistemas de pequeno porte, resultando em mapas de risco à saúde referentes à infraestrutura de abastecimento de água;
- Estruturar plano de amostragem da qualidade da água de abastecimento humano com base no risco e executá-lo em sistema de pequeno porte piloto;
- Integrar as metodologias de avaliação de risco, geoprocessamento e melhoria contínua para atuação na VQACH, desenvolvendo um modelo conceitual;
- Avaliar a implementação do modelo conceitual desenvolvido em sistema de pequeno porte piloto, verificando sua adequação.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Nesta seção é realizada análise crítica sobre o objeto do modelo conceitual desenvolvido nesta tese, a fim de compreendê-lo melhor e situar a pesquisa no contexto do mais atual conhecimento científico publicado. Desse modo, três subseções foram desenvolvidas sobre os assuntos vigilância em saúde, vigilância da qualidade da água para consumo humano no Brasil e diretrizes internacionais para gestão da qualidade da água para consumo humano, subsidiando o leitor na interpretação do trabalho.

2.1 Vigilância em saúde

O uso do termo vigilância – para representar as ações articuladas e integradas, que descrevem a situação de saúde de uma população, a fim de melhorá-la em um território que transcende os espaços institucionalizados dos serviços de saúde (Edelstein et al., 2018; Oliveira; Cruz, 2015) – foi utilizado pela primeira vez após um surto de poliomielite nos Estados Unidos da América (EUA), em 1955, devido a um erro na vacinação contra a doença, que resultou em 260 casos de poliomielite vacinal e 11 óbitos (Sevalho, 2016).

Até então, as ações de vigilância não apresentavam uma denominação ou padronização bem definida, apesar de, desde as primeiras civilizações, existirem registros de desfechos de saúde, fatores de risco e intervenções epidemiológicas (Franco Netto et al., 2017).

Arreaza e Moraes (2010), Franco Netto et al. (2017), Guimarães et al. (2017), Sevalho (2016) e Teixeira et al. (2018) apresentam marcos históricos da evolução da VES, explorando os paradigmas da vigilância das pessoas, das doenças e dos riscos.

Até o início do Século XIX a VES focava nas pessoas, suas ações eram direcionadas ao controle dos doentes, com o simples objetivo de evitar a disseminação nos territórios civilizados, para posterior utilização das pessoas como ferramentas no desenvolvimento dos países (Groseclose; Buckeridge, 2017). Nesse período, se destacam os emblemáticos casos de quarentena para controlar a peste negra em portos no Século XIV e, nos Séculos XVII e XVIII, o início da coleta sistemática de dados sobre morbidade e mortalidade, com fins de verificar a população capaz de exercer seus deveres militares, o que resultou nas – ainda hoje utilizadas – notificações compulsórias de doenças infecciosas.

Ainda no Século XVIII, devido à Revolução Francesa, a saúde se tornou dever do Estado e a vigilância deixou de realizar ações puramente corretivas e, começou a agir de

forma preventiva na saúde escolar, materno-infantil, tratamento de águas e esgotos, entre outros aspectos da saúde humana. Nesse sentido, três escolas da medicina social foram desenvolvidas, a Polícia Médica Alemã – que regularizou as práticas e organizações médicas –, a Medicina Urbana Francesa – que realizou práticas de saneamento básico nas cidades – e a Medicina da Força do Trabalho Inglesa – que realizava ações de controle da saúde dos trabalhadores e do ambiente industrial (Foucault, 1979).

Através dos estudos de John Snow e Louis Pasteur no Século XIX, a VES deslocou seu foco para as doenças, em que as ações foram direcionadas ao controle das doenças e suas causas (Groseclose; Buckeridge, 2017), numa espécie de “guerra contra os micróbios” (Sevalho, 2016, p. 4). Essas descobertas refutaram a teoria miasmática e criaram o conceito da unicausalidade que, posteriormente, com o aumento das doenças crônico-degenerativas, inseriu os conceitos de multicausalidade e história natural da doença, tornando-se um momento historicamente relevante, pois é a partir desses conhecimentos que se explicou a relação saúde-doença em que o atual conceito de VES foi desenvolvido.

Ao longo do Século XX o foco da VES se desenvolveu para os fatores de risco à saúde, em que as ações eram direcionadas aos determinantes da saúde, a exemplo de comportamentos de risco, disponibilidade de serviços de saúde e aspectos socioeconômicos e ambientais (Groseclose; Buckeridge, 2017). Nessa perspectiva, o principal marco foi a 21ª Assembleia Mundial da Saúde promovida pela OMS, em 1968, que difundiu o conceito de VES, indicando que a vigilância é a informação para a ação, pois segundo o evento, os dados da VES devem ser coletados, avaliados e disseminados para implementação efetiva de políticas de saúde pública (Franco Netto et al., 2017). Atualmente, essa ideia de vigilância é compartilhada pelos 196 signatários do Regulamento Sanitário Internacional (RSI) (OMS, 2021), ferramenta elaborada pela OMS que determina regras internacionais para o compartilhamento das informações de VES, a fim de evitar a disseminação de doenças em âmbito mundial (ANVISA, 2009).

Apesar do paradigma da vigilância dos riscos ser o mais atual e aceito em todo o mundo, Porto (2017) discute um novo paradigma, o da vigilância emancipatória ou vigilância da saúde (VDS), que busca ir além da VES, através do uso das ferramentas de vigilância para enfrentar as desigualdades sociais.

Para Porto (2017) e Santiago Neta, Medeiros e Gonçalves (2018) essas desigualdades sociais devem ser tratadas como determinantes da saúde, sendo a vigilância um instrumento fundamental na luta pela equidade. Sendo assim, a VDS propõe ações de vigilância sobre as necessidades de saúde da população e não apenas sobre os fatores de risco, unificando os

conhecimentos científicos e populares com ações intersetoriais baseadas no planejamento, na comunicação, na valorização do território e no uso de tecnologias, a fim de promover políticas estratégicas para intervir em determinantes socioambientais em territórios ou grupos populacionais vulneráveis.

No entanto, vale a pena destacar que as práticas operacionais da VES e VDS são muito semelhantes – se não forem iguais –, inclusive na conceituação apresentada por Arreaza e Moraes (2010) não há diferença clara, enquanto Santiago Neta, Medeiros e Gonçalves (2018) deixam evidente que na prática não foi possível discernir um paradigma do outro. Essas inferências ocorreram porque as propostas da VDS de valorizar o conhecimento empírico, o território, a intersetorialidade, a integração e a equidade, para gerar mudanças concretas na sociedade, já são discutidas desde o início da vigilância dos riscos, quando houve a 21ª Assembleia Mundial de Saúde da OMS. Portanto, o paradigma da vigilância emancipatória está muito mais no campo ideológico do que prático.

2.1.1 Conceito e fundamentos

Ao considerar a evolução dos paradigmas da VES, o conceito nacional mais atual sobre o assunto é apresentado na Resolução Nº 588/2018 do Conselho Nacional de Saúde (CNS), que determina que a VES é:

[...] o processo contínuo e sistemático de coleta, consolidação, análise de dados e disseminação de informações sobre eventos relacionados à saúde, visando o planejamento e a implementação de medidas de saúde pública, incluindo a regulação, intervenção e atuação em condicionantes e determinantes da saúde, para a proteção e promoção da saúde da população, prevenção e controle de riscos, agravos e doenças (CNS, 2018, p. 2).

Essa definição consolida a ideia de um modelo de atenção à saúde alternativo aos clássicos modelos médico-assistencial e sanitário-campanhista, estando o primeiro associado às práticas médicas para cuidar do paciente, enfatizando a medicina curativa e o segundo às necessidades coletivas, com intervenções compulsórias na forma de campanhas (Fernandes et al., 2017; Guimarães et al., 2017; Pinto; Pereira; Limongi, 2017). Assim, a VES insere-se nesse contexto objetivando mudar as práticas gerenciais e técnicas da atenção à saúde, com princípios de democracia e participação social (Fernandes et al., 2017).

Outras definições da VES são apresentadas na literatura (Blazes; Dowell, 2019; Edelstein et al., 2018; Franco Netto et al., 2017; Groseclose; Buckeridge, 2017; Guimarães et

al., 2017; Klingler et al., 2017; Oliveira; Cruz, 2015; Petrini, 2014; Santiago Neta; Medeiros; Gonçalves, 2018) e ressaltam os mesmos elementos essenciais de continuidade, sistematização, integralidade, controle social e pragmatismo.

Esses autores discutem a imprescindibilidade de uma coleta, análise e divulgação de dados e informações contínuas e sistemáticas, tornando possível a ação preventiva a partir da avaliação temporal da condição de saúde da população, no sentido de realizar ações permanentes e com metodologia bem definida, de maneira que a VES e o estudo científico não apresentem distinção, assim como indicado no trabalho de Arreaza e Moraes (2010).

Outro aspecto importante é o uso da informação para promover mudanças concretas na condição de saúde da população. Para tanto, é necessário que haja integralidade das ações de saúde pública nos diferentes níveis, sendo verticais – níveis Federal, Estadual, Municipal e Institucional – e horizontais – setores Hospitalar, Saúde Pública, Saneamento, Meio Ambiente, Alimentação e vários outros setores da sociedade que tenham repercussão na saúde –, além de práticas de mobilização social que verifiquem as necessidades locais de cada grupo social, seguindo as diretrizes de empoderamento, equidade e sustentabilidade evidenciadas por Fernandes et al. (2017).

Diante da complexidade conceitual da VES, esta – apesar de não ser um consenso científico (Vilela; Santos; Kemp, 2017) – é articulada em quatro vertentes, denominadas de vigilância epidemiológica (VEpi), vigilância sanitária (VSan), vigilância em saúde ambiental (VAmb) e vigilância em saúde do trabalhador (VTrab). Essa ideia é defendida pela maioria dos autores da área (Donateli et al., 2017; Franco Netto et al., 2017; Limongi et al., 2017; Oliveira; Cruz, 2015; Pinto Junior; Cerbino Neto; Penna, 2014; Recktenwaldt; Junges, 2017), e, portanto, a Resolução Nº 588/2018 do CNS as define como:

X – Vigilância em saúde ambiental: conjunto de ações e serviços que propiciam o conhecimento e a detecção de mudanças nos fatores determinantes e condicionantes do meio ambiente que interferem na saúde humana, com a finalidade de recomendar e adotar medidas de promoção à saúde, prevenção e monitoramento dos fatores de riscos relacionados às doenças ou agravos à saúde.

XI – Vigilância em saúde do trabalhador e da trabalhadora: conjunto de ações que visam promoção da saúde, prevenção da morbimortalidade e redução de riscos e vulnerabilidades na população trabalhadora, por meio da integração de ações que intervenham nas doenças e agravos e seus determinantes decorrentes dos modelos de desenvolvimento, de processos produtivos e de trabalho.

XII – Vigilância epidemiológica: conjunto de ações que proporcionam o conhecimento e a detecção de mudanças nos fatores determinantes e condicionantes da saúde individual e coletiva, com a finalidade de recomendar e adotar as medidas de prevenção e controle das doenças, transmissíveis e não-transmissíveis, e agravos à saúde.

XIII – Vigilância sanitária: conjunto de ações capazes de eliminar, diminuir ou prevenir riscos à saúde e de intervir nos problemas sanitários decorrentes do

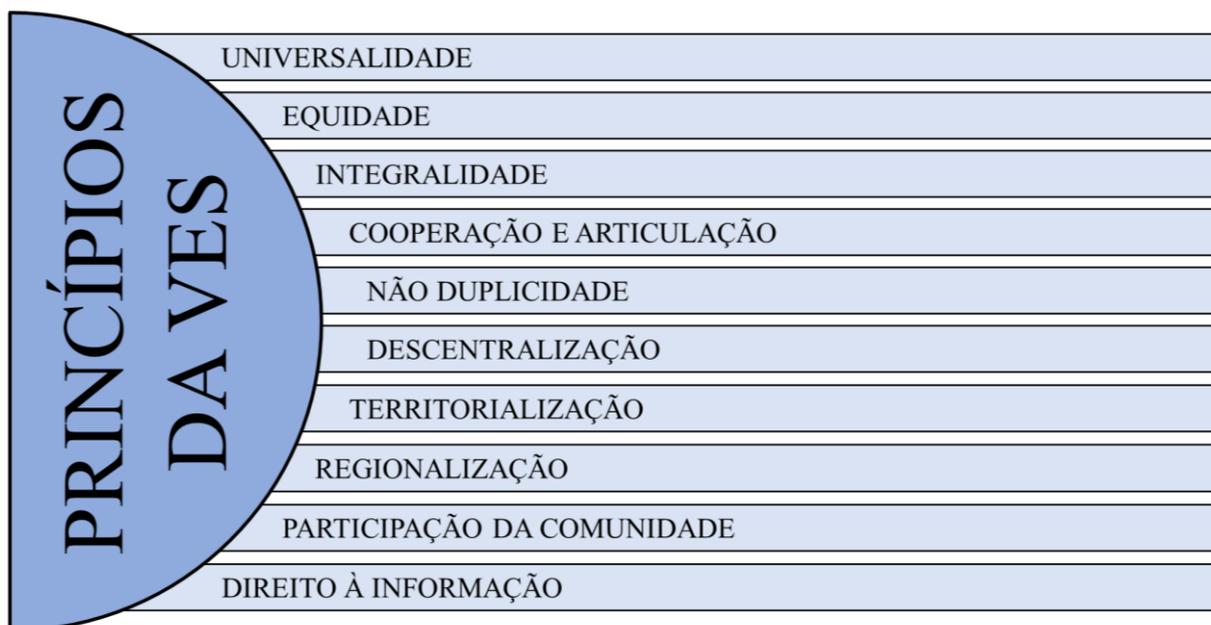
ambiente, da produção e circulação de bens e da prestação de serviços do interesse da saúde. Abrange a prestação de serviços e o controle de bens de consumo que, direta ou indiretamente se relacionem com a saúde, compreendidas todas as etapas e processos, da produção ao consumo e descarte (CNS, 2018, p. 4).

Vale a pena destacar que essas vertentes, apesar de contar com campos de ação bem definidos, devem agir de forma integrada, compartilhando as informações geradas e recomendando ações mais eficientes, evitando duplicidade de meios para fins idênticos e utilizando a pesquisa epidemiológica como área de interseção (Guimarães et al., 2017).

Tendo em vista esse escopo organizacional da VES, é unânime a função que esta tem de gerar informação para promover a ação, apresentando utilidade essencial na saúde pública (Blazes; Dowell, 2019; Franco Netto et al., 2017; Groseclose; Buckeridge, 2017; Guimarães et al., 2017; Santos, 2017). Essa informação deve guardar qualidade espacial, temporal e de diagnóstico (Blazes; Dowell, 2019), para gerar confiança na informação, permitir sua avaliação e desenvolver medidas que melhorem a efetividade dos sistemas de saúde pública (Groseclose; Buckeridge, 2017). Não obstante, Franco Netto et al. (2017) recomendam que a VES deve assumir o papel de planejamento nos sistemas de saúde pública, pois permite promover políticas, avaliar o desempenho do sistema e de ações isoladas, identificar padrões de saúde, intervir em determinantes de saúde na sociedade, regular os serviços de saúde e setores relacionados e habilitar o processo de melhoria contínua (Franco Netto et al., 2017; Groseclose; Buckeridge, 2017), a fim de alcançar uma “sociedade livre, justa e solidária, para garantir o desenvolvimento nacional, erradicar a pobreza e a marginalização, reduzir as desigualdades sociais e regionais e promover o bem de todos [...]” (Santos, 2017, p. 1).

Para exercer a função da VES com excelência é necessário observar princípios básicos como os apresentados na Resolução Nº 588/2018 do CNS (Figura 1). Contudo, esses princípios não são os únicos discutidos na bibliografia sobre o tema, por exemplo, Groseclose e Buckeridge (2017) explicam princípios como aceitabilidade, custo-benefício, qualidade dos dados, flexibilidade, valor positivo preditivo, representatividade, segurança, sensibilidade, simplicidade, estabilidade, padrão de uso e oportunidade.

Figura 1 - Princípios da vigilância em saúde



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em relação aos princípios expostos na Figura 1, a *universalidade* é um dos mais importantes e difíceis de alcançar, pois objetiva estender as ações de VES para todo cidadão e todo o território nacional, exigindo investimentos de grande porte em infraestrutura e profissionais (Aquino, 2014). Ressalta-se que esse serviço deve ser *equânime*, ou seja, deve atender as pessoas segundo suas necessidades de saúde, levando em consideração a diversidade e pluralidade da população (Arreaza; Moraes, 2010). Esses princípios retomam a ideia da VDS de que as ações de vigilância devem ser utilizadas para enfrentar as desigualdades sociais, reafirmando que isto já é considerado nas ações da VES.

O princípio da *integralidade* é o que possibilita eficiência na VES, sendo muito semelhante ao princípio da *cooperação e articulação*, pois ambos entendem que a VES deve agir de forma articulada entre suas vertentes, os serviços do sistema de saúde e todos os setores relacionados. Para aumentar essa eficiência, a integração deve estar associada ao princípio de *não duplicidade*, a fim de evitar que entre os diferentes órgãos e setores que podem contribuir com a VES haja esforços com objetivos semelhantes.

Dessa maneira, os princípios supracitados são fundamentais para que a VES acompanhe o complexo processo de saúde-doença (Arreaza; Moraes, 2010; Guimarães et al., 2017; Oliveira; Cruz, 2015), que não envolve apenas agentes infecciosos, mas todo um arranjo de determinantes de saúde de teor social, econômico, ambiental, político e cultural (Silveira; Fenner, 2017). Com base nisso, Pinto, Pereira e Limongi (2017) e Recktenwaldt e

Junges (2017) ressaltam a importância da integração da VES com a atenção básica, pois esta recebe o usuário e o acompanha desde o primeiro contato até o resultado final, conhecendo os aspectos que levaram a determinada condição de saúde.

Um exemplo de prática de integração é defendido no trabalho de Silveira e Fenner (2017), em que a concepção de Avaliação de Impacto à Saúde se apresenta como complemento ao consolidado processo de Avaliação de Impacto Ambiental. Essa proposta visa inserir no procedimento analítico o impacto na condição de saúde de uma comunidade afetada por alguma intervenção, trazendo uma nova perspectiva analítica de caráter preditivo, multidisciplinar, intersetorial e participativo, direcionado às desigualdades sociais e capaz de auxiliar a tomada de decisão, otimizando os ganhos de saúde provenientes da intervenção. Para tanto, é fundamental que os órgãos responsáveis pela avaliação, as instituições de saúde e os afetados colaborem para encontrar sustentabilidade em suas ações.

A integralidade só é necessária devido à condição multidisciplinar da VES, com consequente variedade de setores e níveis institucionais que caracterizam o princípio da *descentralização*. Orientados por esse princípio, Aquino (2014) e Arreaza e Moraes (2010) indicam que a descentralização das ações de VES a nível municipal é a mais adequada, uma vez que é o nível governamental mais próximo da população, e, portanto, mais capaz de compreender suas necessidades de saúde e agir prontamente. Contudo, Aquino (2014) resalta a dificuldade de aplicar esse princípio, por este nível ser, em geral, o que tem menos acesso a recursos financeiros e, no caso brasileiro, apresentar muitas atribuições como educação, saúde, saneamento básico, transporte e outros assuntos de interesse local.

Para alcançar melhor qualidade nas informações geradas pela VES, é necessário aplicar suas ações sobre um território que, segundo Sevalho (2016, p. 8), é um “espaço existencial que transcende a dimensão física” e onde a comunidade constrói um conjunto de características sociais, econômicas, ambientais, culturais e políticas que influenciam na saúde. Assim, é vital a *territorialização* e *regionalização* da VES, pois facilitam o conhecimento dos problemas de saúde local, melhor orientando os tomadores de decisão e auxiliando no alcance da universalização do serviço (Arreaza; Moraes, 2010; Guimarães et al., 2017).

Esse processo sempre deve estar relacionado à *participação social*, de forma a favorecer a autonomia, emancipação e empoderamento dos envolvidos que, segundo Groseclose e Buckeridge (2017), são os profissionais de saúde, tomadores de decisão, comunidades afetadas, acadêmicos, organizações sem fins lucrativos e setor privado. Para que isso ocorra é necessário integrar o conhecimento científico e popular, considerando-os em um mesmo patamar, promovendo uma mobilização que não se confunda com simples divulgação

de informação, mas que permita a participação popular ativa na tomada de decisão, levando em consideração as peculiaridades locais e observando as diretrizes de empoderamento, equidade e sustentabilidade (Fernandes et al., 2017; Sevalho, 2016; Vilela; Santos; Kemp, 2017).

Adicionalmente, Sevalho (2016) ainda diz que a participação social é compensatória às iniquidades em saúde promovidas pelo Estado e auxiliam aumentando a confiança dos resultados da VES, além de proporcionar mudanças de ações puramente reativas para ações preventivas (Groseclose; Buckeridge, 2017).

Todos esses princípios são utilizados para garantir o *direito à informação* de qualidade para a sociedade, o que resulta na prevenção de surtos, mas que frequentemente é barrado por limitações técnicas, políticas, econômicas, motivacionais, legais e éticas (Edelstein et al., 2018). Dentre essas limitações, a ética na VES foi estudada por Edelstein et al. (2018), Klingler et al. (2017), Petrini (2014) e Petrini e Ricciardi (2015).

Esses autores descreveram os principais problemas, princípios e metodologias que podem ser utilizadas para incrementar o pouco conhecimento que se tem sobre o tema, bem como utilizar as informações geradas pela VES sem ferir os direitos individuais, provocando estigmatização ou preconceito. Assim, eles determinam que uma VES ética deve proteger o bem-estar e privacidade dos participantes, submeter-se a comitê de ética e obter o consentimento – sempre que necessário e possível –, coletar o mínimo de informações necessárias, utilizar instituições legítimas nas ações de vigilância, apresentar benefícios proporcionais aos riscos, garantir a participação social, assegurar que haja resultados e que estes sejam divulgados, com critérios científicos, sem parcialidade e respeitando as diversidades.

2.1.2 Aspectos históricos e institucionais brasileiros

Em âmbito nacional, até o ano de 1941, a VES se resumia a campanhas de saúde executadas verticalmente pelo governo federal com o objetivo de controlar as doenças mais prevalentes na época (Franco Netto et al., 2017; Teixeira et al., 2018). A partir dessa data, vários eventos importantes ocorreram para legitimar as ações de VES (Quadro 1), culminando na 1ª Conferência Nacional de Vigilância em Saúde, que determinou as diretrizes da Política Nacional de Vigilância em Saúde, instituída pela Resolução N° 588/2018 do CNS.

Quadro 1 - Eventos institucionais brasileiros sobre a vigilância em saúde

Período	Evento histórico	Importância
1941	1ª Conferência Nacional de Saúde	Primeiro levantamento da situação de saúde do Brasil, a fim de propor institucionalização das ações de VES, que posteriormente, em 1968, levou a separação da VEpi e VSan.
1975	Criação do Sistema Nacional de Vigilância Epidemiológica	O sistema descentralizou as ações de VES a nível estadual, através do Programa Nacional de Imunização, mas ainda com características centralizadoras, sem recursos a nível local. E em 1976 foi criada a Secretaria de Vigilância Sanitária, consolidando a separação da VEpi e VSan.
1990	Regulamentação da vigilância no Sistema Único de Saúde (SUS)	Inserção da VES no SUS pela Lei Nº 8.080/1990, alicerçado por determinação constitucional que remeteu a reforma sanitária da década de 70.
1991	Criação da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA)	Criada pela união de vários órgãos, incluindo a Fundação Serviços Especiais de Saúde Pública e a Superintendência de Campanhas, instituiu o Centro Nacional de Epidemiologia (CENEPI), responsável por disseminar a VES em todo o SUS, e o Departamento de Operações (DEOPE), responsável por coordenar as ações de prevenção e controle de doenças.
1999	Criação da Agência Nacional de Vigilância Sanitária	Separação definitiva da VSan através da criação desta autarquia que apresenta ações independentes, mas articuladas com a VES.
1999	Publicação da Portaria Nº 1.399/1999 do Ministério da Saúde (MS)	Diante das ações da FUNASA em busca da descentralização, a Portaria definiu atribuições da VES nos níveis nacional, estadual e municipal e garantiu recursos financeiros para isso.
2000	Criação do Sistema Nacional de Vigilância Ambiental em Saúde	Estabeleceu a separação das ações de VSan e VAmb, inspirada desde a criação do Programa VIGISUS em 1998.
2003	Criação da SVS	A secretaria herdou as atribuições do CENEPI e DEOPE, e em 2005, instituiu o Centro de Informações Estratégicas de Vigilância em Saúde que se tornou o ponto focal brasileiro no RSI.
2009	Publicação da Portaria Nº 2.728/2009 do MS	Inserção da Saúde do Trabalhador na rede de serviços do SUS.
2009	Publicação da Portaria Nº 3.252/2009 do MS	Atribuição nos níveis nacional, estadual e municipal de todas as vertentes da VES.
2013	Publicação da Portaria Nº 1.378/2013 do MS	Determinação do atual modelo de financiamento da VES, com definição dos pisos fixo e variável e transferência de recursos na modalidade fundo a fundo.
2018	1ª Conferência Nacional de Vigilância em Saúde	Estabelecimento das diretrizes, princípios e eixos que culminaram na Política Nacional de Vigilância em Saúde, baseadas no grupo de trabalho criado pela Portaria 1.378/2013 do MS.

Fonte: Adaptado de Aquino (2014), Arreaza e Moraes (2010), Franco Netto et al. (2017), Garcia e Duarte (2018), Gomez, Vasconcellos e Machado (2018), Guimarães et al. (2017), Oliveira e Cruz (2015), Pinto Junior, Cerbino Neto e Penna (2014), Sevalho (2016), Teixeira et al. (2018) e Vilela, Santos e Kemp (2017).

No início da discussão sobre a necessidade de descentralização das ações de VES, Waldman (1995) publicou um trabalho que falava das necessidades desse sistema, apontando que esforços deveriam ser feitos para melhorar o controle social e a capacitação dos profissionais no setor, para que, em 15 a 20 anos, o sistema de vigilância estivesse totalmente estabelecido em todos os municípios do país.

Infelizmente, o prazo estimado por Waldman não foi alcançado, pois ao estudar trabalhos mais recentes (Franco Netto et al., 2017; Guimarães et al., 2017; Santos, 2017) é

possível verificar que a VES não está estruturada no país, e as mesmas necessidades ainda são apontadas por esses autores, sendo acrescidas de aspectos como infraestrutura precária, poucos recursos humanos e orçamentários, bem como uma abordagem sistêmica e integrada, que proporcione análise das informações, com capacidade preditiva e útil para a tomada de decisão no combate às desigualdades.

Essa realidade é corroborada por diversos trabalhos que realizaram a análise da eficiência do sistema de VES em vários municípios brasileiros (Aquino, 2014; Donateli et al., 2017; Garcia; L'abbate, 2015; Limongi et al., 2017; Pinto; Pereira; Limongi, 2017; Recktenwaldt; Junges, 2017; Viela; Santos; Kemp, 2017).

Diante dos resultados dispostos nos trabalhos anteriores ficam notórias as variadas realidades brasileiras em relação à estruturação do sistema de VES. Todavia, são frequentes os relatos de falhas estruturais associadas a laboratórios, veículos para deslocamento e ambientes de trabalho, sobrecarga de profissionais não capacitados, falta de insumos, ausência de procedimento padrão que permita a participação pública, análise, divulgação e uso das informações e, até interferência político-partidária no processo de tomada de decisão dos funcionários.

Segundo Edelstein et al. (2018), países pobres apresentam situação análoga à do Brasil, sendo corriqueiro o auxílio de organizações não governamentais, instituições acadêmicas e companhias privadas para suprir as falhas do sistema de VES. Casos como o de países do oeste africano e Egito, estudados por Onyebujoh, Thirumala e Ndiokubwayo (2016) e Talaat et al. (2016), respectivamente, são categóricos nos problemas de infraestrutura, recursos humanos e financeiros, desperdício de recursos e falta de procedimento padrão.

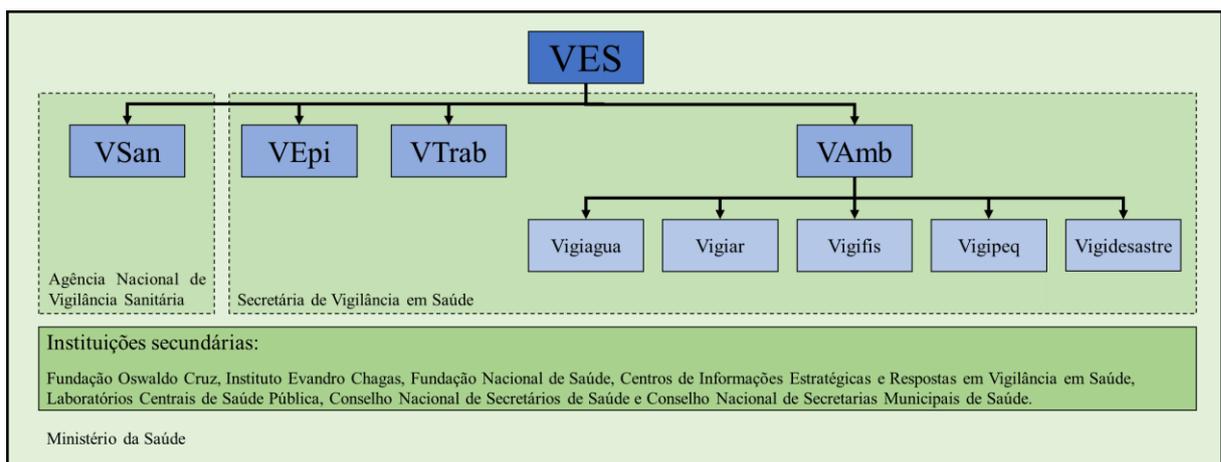
No entanto, Puma et al. (2016), surpreendentemente, mostram que países ricos também apresentam limitações na execução da VES, como no caso de regiões pobres, rurais ou isoladas dos EUA, que mesmo estando em um país com VES bem estruturada (LATSHAW et al., 2017), têm dificuldade na coleta dos dados, participação pública e análise das informações, falhando nos princípios de universalização e equidade.

Para melhorar a condição dos sistemas de VES, recentemente vem sendo estudado o uso de tecnologia. Dalton (2017), Latshaw et al. (2017), Macedo et al. (2016) e Sheikhal et al. (2016) relatam casos de sucesso do uso de tecnologias na VES em países diversos, chegando à conclusão que os softwares utilizados tornaram o sistema mais ágil, robusto e confiável, facilitando a análise das informações e posterior integração e divulgação dos

resultados. Um caso interessante pode ser destacado em Edelstein et al. (2018), em que um sistema de inteligência artificial previu o surto de ebola de 2014, antes mesmo que a OMS.

Apesar dos resultados do uso de tecnologia serem positivos, a VES brasileira necessita de atenção muito mais relativa a aspectos de gestão que de operação. Assim, diante de toda a discussão realizada desde a década de 1970, sobre como devem ser as ações de VES, o Brasil estruturou seu sistema (Figura 2) através da Resolução N° 588/2018 do CNS, a fim de sanar os problemas existentes.

Figura 2 - Estrutura organizacional da vigilância em saúde no Brasil



Fonte: Elaborada pelo autor.

Com base nessa estrutura cabe destacar que dentre as vertentes da VES, a VAmb apresenta cinco áreas de atuação com objetivos correspondentes às suas denominações, sendo intituladas de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiagua), Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Poluentes Atmosféricos (Vigi-ar), Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada aos Fatores Físicos (Vigifis), Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Contaminantes Químicos (Vigipeq) e Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada aos Riscos Decorrentes de Desastres (Vigidesastre).

Além disso, apesar de todas as ações serem articuladas pelo MS, a VSan é executada pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária, enquanto as demais vertentes são pela SVS, todas auxiliadas por instituições secundárias que realizam pesquisa, manejam as informações, fornecem infraestrutura laboratorial e tomam decisões que subsidiam a VES.

2.2 Vigilância da qualidade da água para consumo humano no Brasil

Para iniciar a discussão sobre o tema da VQACH é necessário entender seu conceito, que em âmbito nacional é estabelecido pela atual norma de potabilidade – a Portaria Nº 888/2021 – como sendo o:

[...] conjunto de ações adotadas regularmente pela autoridade de saúde pública para verificar o atendimento a este Anexo e avaliar se a água consumida pela população apresenta risco à saúde (Brasil, 2021, p. 2).

Segundo Carmo, Bevilacqua e Bastos (2008), o conceito de VQACH sempre guardou aspectos muito importantes, como a ideia da VQACH ser executada continuamente por autoridade de saúde pública independente, apresentar enfoque preventivo, garantir o atendimento ao padrão de potabilidade e realizar suas atividades baseadas em metodologia de análise de risco associada à saúde humana.

Em complemento à definição supracitada, Guzman, Bevilacqua e Tovar (2015), Mercer e Bartram (2011), OMS (2022) e Peletz et al. (2016) dizem que a VQACH não deve apenas se empenhar em analisar as condições de qualidade da água, mas também deve – de forma holística – se debruçar sobre questões como quantidade, acessibilidade física, acessibilidade financeira, confiabilidade e continuidade de todas as infraestruturas de abastecimento de água utilizadas no território estudado, pois só assim é possível alcançar o objetivo de promover saúde à população.

Para melhor entender o conceito de VQACH é interessante distinguir sua relação com controle e monitoramento. Ao comparar as definições de VQACH e controle da qualidade da água para consumo humano (CQACH), a principal diferença está na perspectiva da atribuição, em que a vigilância deve ser executada por autoridade independente de saúde pública e o controle pelo prestador do serviço (Brasil, 2021). Com base nisso, Belotti et al. (2019) evidenciam a importância do heterocontrole, processo em que todo bem ou serviço que possa trazer risco à saúde do consumidor deve ser objeto de vigilância por órgão de saúde independente, trazendo imparcialidade e credibilidade aos resultados (Ramires et al., 2006).

Contudo, a diferença entre controle e vigilância não se limita apenas ao aspecto da responsabilidade gerencial, está também associada à forma de execução. Peletz et al. (2018) indicam que o controle apresenta um caráter operacional, com a finalidade de verificar se as unidades do abastecimento de água estão funcionando corretamente, enquanto a vigilância contém um caráter de supervisão, não com o objetivo de punir, mas sim de melhorar o

abastecimento de água através das medidas de controle, com interesse em minimizar os riscos aos consumidores.

Salienta-se que apesar de não especificado literalmente em seu conceito, o controle também deve ser realizado com base no risco que a água de abastecimento pode trazer à saúde humana (Brasil, 2006a), por isso, dispõe de planejamento e execução semelhantes aos da vigilância. Todavia, diferenciam-se quanto à forma de atuação, área geográfica de intervenção, frequência e número de amostras e aplicação dos resultados (Brasil, 2005a).

É devido a essa diferença que o controle e a vigilância tornam-se complementares, no sentido de garantir a proteção da saúde dos consumidores de forma harmônica e integrada (Brasil, 2006d), pois é falsa a impressão de que uma infraestrutura de abastecimento bem concebida – com projeto, implantação, operação e manutenção adequados – é suficiente para tornar o abastecimento livre de riscos significativos à saúde humana, uma vez que situações imprevisíveis podem ocorrer a qualquer momento (Brasil, 2006a, 2006b, 2006c, 2016; Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019).

Em relação ao monitoramento, este pode ser conceituado como um mecanismo utilizado pela vigilância e controle, com procedimento programado para realizar amostragem, mensuração e registro sobre as infraestruturas de abastecimento e a água fornecida, a fim de identificar padrões – através do cruzamento com outras bases de dados da VES – que determinem fatores e populações de risco, subsidiando medidas de controle sobre a qualidade da água, integridade do sistema de abastecimento e eficiência do tratamento (Brasil, 2006a, 2016, 2018).

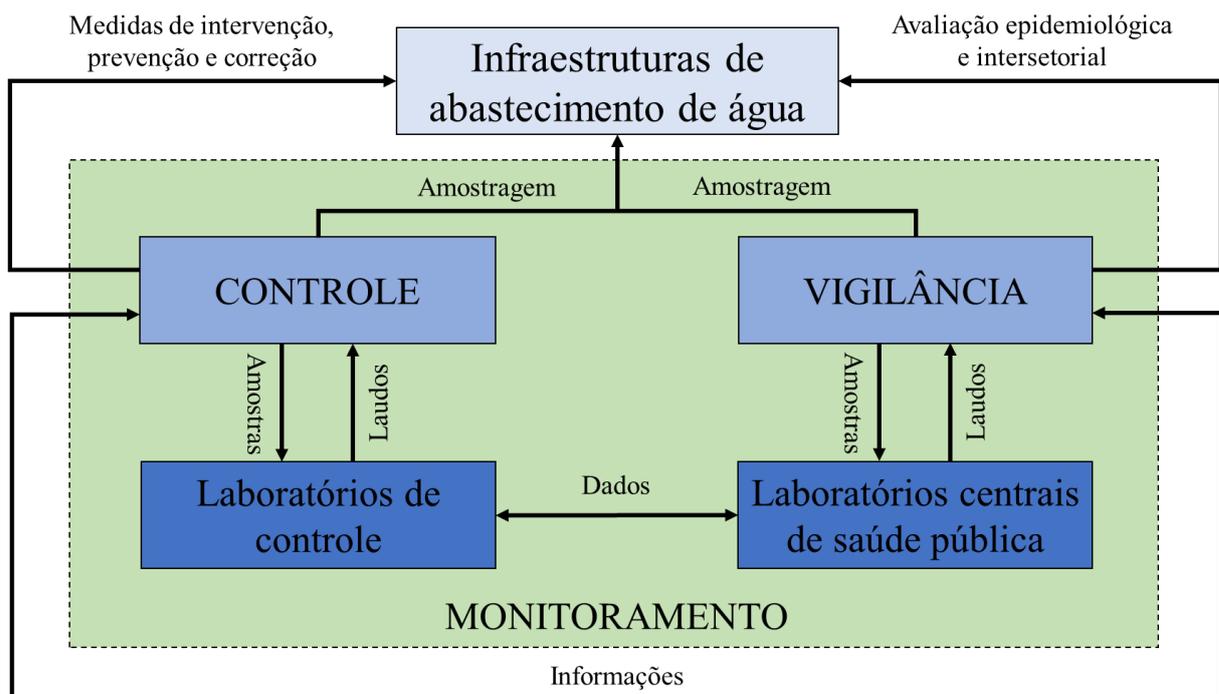
Diante dessa ideia, Brasil (2006d, 2006c, 2006e, 2016) apresenta a vasta utilidade do monitoramento, podendo ser aplicado na avaliação espaço-temporal da qualidade da água consumida, avaliação da eficiência das unidades de abastecimento, associação entre a qualidade da água e agravos à saúde, identificação de pontos críticos no abastecimento e população vulnerável e orientação de medidas de controle.

Para alcançar todas essas utilidades, Brasil (2006d, 2006e) classifica o monitoramento como de vigilância ou de investigação, sendo o primeiro associado a uma avaliação contínua da qualidade da água para consumo humano, com aspecto preventivo de identificação de risco para melhoria da condição existente. E o segundo, a aplicação em casos emergenciais – como acidentes ou surtos epidemiológicos – para identificar informações que os expliquem.

Uma forma de apresentar a associação entre vigilância, controle e monitoramento é através do esquema gráfico da Figura 3, que mostra como é o funcionamento operacional

dessas três atividades. Nesse processo, a vigilância e o controle realizam amostragem da água fornecida à população, a fim de verificar sua qualidade. As amostras são enviadas para laboratórios que retornam os resultados na forma de laudos e, após análise, subsidiam avaliação epidemiológica, por parte da vigilância, com envolvimento de diversos setores associados ao abastecimento de água. O controle, por sua vez, se utiliza dessas informações para realizar medidas que melhorem as infraestruturas de abastecimento estudadas.

Figura 3 - Esquema gráfico da relação entre vigilância, controle e monitoramento da qualidade da água para consumo humano



Fonte: Elaborada pelo autor.

Cabe ainda destacar que os laboratórios que realizam as análises para a vigilância e o controle são diferentes, em que no controle o prestador do serviço geralmente tem laboratório próprio e a vigilância utiliza laboratório de referência, comumente gerido por instituição local. Outro aspecto importante é que o monitoramento engloba da amostragem à análise dos resultados apresentados pelos laboratórios, servindo de ferramenta para a vigilância e o controle. Por fim, como já discutido, a vigilância e o controle são complementares, portanto, devem sempre trocar informações entre si, para alcançar maior efetividade nas ações realizadas.

De acordo com Bevilacqua et al. (2014), Brasil (2005a), Daniel e Cabral (2011) e Fortes, Barrocas e Kligerman (2019), essa estrutura conceitual é pautada nos princípios

doutrinários, organizacionais e executivos do SUS (Quadro 2), os quais, inclusive, inspiraram os princípios da VES apresentados anteriormente. Sendo assim, os princípios do SUS são constituídos dos princípios da VES, adicionados dos princípios de *igualdade* – princípio doutrinário associado à acessibilidade física e financeira para todas as pessoas –, *hierarquização* – princípio organizacional relacionado ao respeito aos níveis institucionais do setor de saúde – e *definição de prioridade* – princípio executivo para definir prioridades nas ações com base em informações epidemiológicas.

Quadro 2 - Princípios do SUS

Princípios do SUS		
Doutrinários	Organizacionais	Executivos
<ul style="list-style-type: none"> - Igualdade ou Universalidade - Integralidade - Equidade 	<ul style="list-style-type: none"> - Descentralização - Regionalização - Hierarquização 	<ul style="list-style-type: none"> - Definição de prioridade - Não duplicidade - Divulgação de informações - Participação da comunidade

Fonte: Adaptado de Bevilacqua et al. (2014) e Fortes, Barrocas e Kligerman (2019).

Dessa maneira, a VQACH mantém como objetivo geral garantir água potável segura que alcance a confiança dos consumidores (IWA, 2004), e, de forma específica, pretende melhorar as condições de abastecimento de água, através de monitoramento sistemático de sua qualidade, com base em metodologia de risco e controle social, para gerar informações que subsidiem ações que reduzam a morbimortalidade por agravos de transmissão hídrica (Brasil, 2006a).

Logo, para alcançar os objetivos apresentados, Queiroz et al. (2012a) indicam que são necessários não apenas os aspectos de regulação, mas criar todo um arcabouço político-institucional que envolva recursos humanos, tecnológicos, financeiros, condições socioculturais e aspectos ambientais.

Esse nível de complexidade conceitual alcançado pela VQACH no Brasil, vem acompanhado de um perfil histórico de gradual melhoria da regulação deste setor, em que, antes mesmo da VES brasileira ser institucionalizada pela 1ª Conferência Nacional de Saúde em 1941, ações desconexas de VQACH já ocorriam no país, como a fiscalização da qualidade da água de mananciais do antigo Distrito Federal – Cidade do Rio de Janeiro – pelo Departamento Nacional de Saúde Pública na década de 1920 (Brasil, 2005a).

Diferentemente da VES, a VQACH só veio ser estabelecida como atribuição do Estado na década de 1970 com a revolução sanitária que ocorreu no Brasil. Até então algumas ações se destacaram, como a inserção da proteção ambiental no Código Nacional de

Saúde em 1961, a recomendação de fluoretação da água para consumo humano em 1974 e a criação das normas de proteção sanitária de mananciais, serviços públicos de abastecimento e instalações prediais de água em 1978 (Brasil, 2005a; Freitas; Freitas, 2005).

Todavia o ato mais importante desse período foi a promulgação do Decreto 79.367/1977, que atribuiu – entre outras coisas – ao MS a elaboração do padrão nacional de potabilidade, numa nítida tentativa de uniformizar a VQACH. E assim, a Portaria Nº 56/1977 foi instituída, caracterizando-se como o primeiro padrão de potabilidade brasileiro que, após seis revisões, viria a se tornar a Portaria Nº 888/2021 (Brasil, 2021; Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019; Oliveira Junior et al., 2019).

Após nove anos do primeiro padrão de potabilidade, a VQACH concebeu o primeiro programa institucional exclusivo, denominado de VIGIAGUA, sob responsabilidade da extinta Divisão de Ecologia Humana e Saúde Ambiental. De início, o objetivo do programa era prestar auxílio técnico e financeiro às Secretarias Estaduais de Saúde – nível máximo de descentralização alcançado na época para a VES – a fim de revisar a legislação estadual, capacitar corpo técnico, garantir apoio laboratorial e iniciar o processo de VQACH no país (Brasil, 2005a, 2006a; Frazão et al., 2018; Freitas; Freitas, 2005).

Devido às intensas mudanças institucionais no setor de saúde brasileiro, que ocorreram após a criação do VIGIAGUA em 1986, foi necessário reestruturar esse programa. Dentre essas mudanças está a criação da SVS em 2003, que deu à VES autonomia administrativa e financeira, resultando na disseminação das ações iniciadas pela FUNASA em 1999, com destaque para a descentralização a nível municipal e integração com instituições de pesquisa (Oliveira; Cruz, 2015; Pinto Junior; Cerbino Neto; Penna, 2014; Teixeira et al., 2018).

Outro fator importante que influenciou o aprimoramento do VIGIAGUA foi a criação do Subsistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental – setor subordinado à SVS –, tendo sido criado com a premissa de produzir, analisar e divulgar informações sobre a relação entre meio ambiente e saúde, para serem utilizadas no planejamento de forma preventiva, com base no risco, a fim de promover a saúde e melhoria do ambiente com propostas participativas e descentralizadoras (Bezerra, 2017; Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019; Rohlf et al., 2011). Esse subsistema ficou responsável pela VQACH, além da qualidade do ar e do solo, contaminantes ambientais e substâncias químicas, acidentes com produtos perigosos, fatores físicos, desastres naturais e ambientes de trabalho.

Sendo assim, em 2005, a SVS publicou a forma de atuação e as atividades operacionais da VQACH no Brasil, o que culminou na reformulação do VIGIAGUA

(Bevilacqua et al., 2014; Frazão et al., 2018), tornando o programa, o mais abrangente da VAmb no país, segundo levantamento feito por Brasil (2018).

2.2.1 O Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano

O VIGIAGUA é um programa conduzido em âmbito nacional pela Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental (CGVAM), setor do Departamento de Saúde Ambiental, do Trabalhador e Vigilância das Emergências em Saúde Pública da SVS (Brasil, 2020b) e que objetiva desenvolver ações de VQACH, a fim de garantir acesso à água em quantidade suficiente e qualidade adequada ao padrão de potabilidade (Brasil, 2005a).

Apesar de não ser um objetivo de alta complexidade, as ações necessárias para atingi-lo são. Devido a isso, Brasil (2005a) organizou estratégias político-financeira, institucional e operacional para que o VIGIAGUA alcance todas as infraestruturas de abastecimento de água em território brasileiro, seja em âmbito urbano ou rural, de gestão pública ou privada. De modo que, procedimentos sejam executados na esfera municipal e, juntamente com todas as vertentes da VES e setores afins, como meio ambiente, recursos hídricos e saneamento, avalie as informações sob o aspecto do risco, distribuído no espaço e no tempo (Daniel; Cabral, 2011; Queiroz et al., 2012a).

Dentro da estratégia operacional, a SVS criou quinze ações (Quadro 3), classificadas em estratégicas e básicas, as quais, respectivamente, buscam realizar ações estruturantes para que a VQACH funcione adequadamente e executar ações práticas na coleta e análise de dados, com posterior utilização da informação no suporte à tomada de decisão, orientando medidas preventivas e corretivas.

As ações estratégicas e básicas são gerenciadas por uma coordenação atribuída nas três esferas do governo, sendo a CGVAM na esfera federal e as secretarias de saúde nas esferas estadual e municipal (Brasil, 2005a, 2006a, 2006d). Essa coordenação deve orientar a forma de execução da VQACH através do estabelecimento de normas, capacitando mão de obra em quantidade suficiente para estruturar uma rede laboratorial, discutir com outros setores da saúde e áreas afins, desenvolver pesquisas científicas e executar as ações básicas.

Quadro 3 - Ações estratégicas e básicas do VIGIAGUA

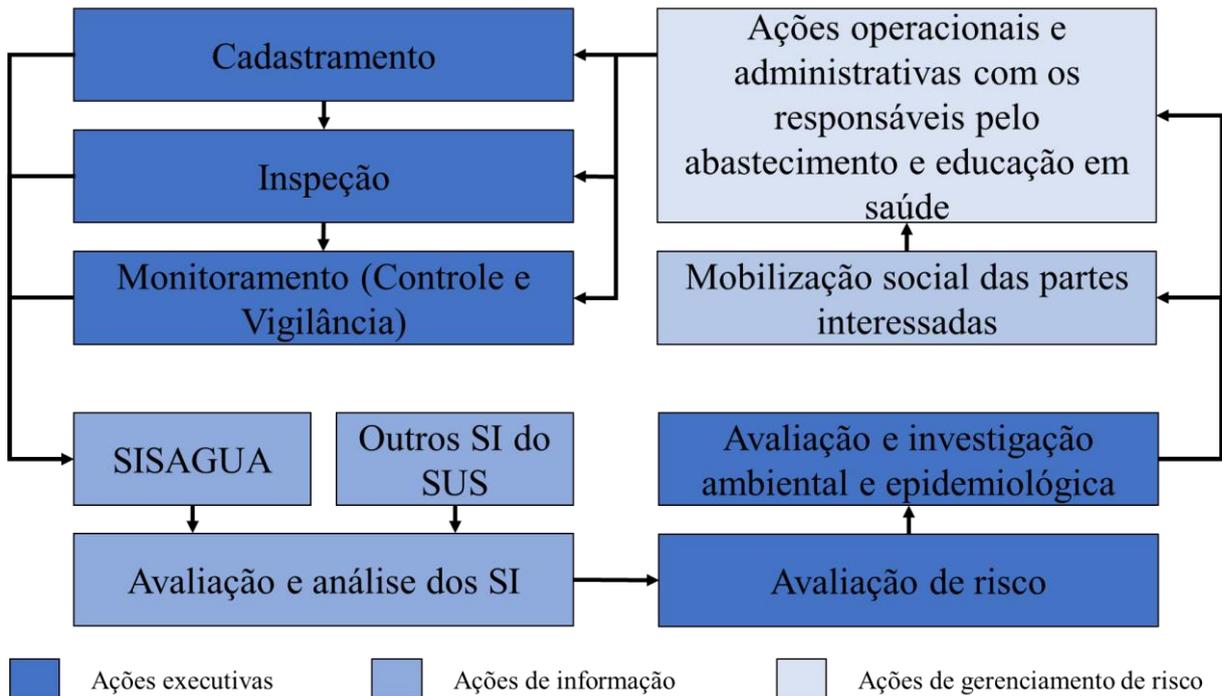
Ações	Descrição
Ações estratégicas	
Coordenação	Possibilita a detecção, predição e prevenção da contaminação da água, cumprindo as metas e prioridades estabelecidas localmente, sendo, portanto, necessário ser aplicada de forma descentralizada nas três esferas do governo.
Normalização e procedimentos	Define orientações para a realização da VQACH a nível federal, podendo ser complementadas e suplementadas por legislação estadual.
Desenvolvimento de recursos humanos	Capacita continuamente mão de obra em quantidade e qualidade compatível para execução das demais ações do VIGIAGUA.
Estruturação da rede laboratorial	Utiliza das orientações normatizadas para criar uma rede laboratorial que obtenha resultados acurados, precisos, confiáveis e comparáveis, por meio de programa de controle de qualidade certificado por órgão competente.
Atuação em fóruns intra e intersetoriais	Promove a integração do setor de VQACH com outros setores da saúde e de áreas afins, como meio ambiente, recursos hídricos e saneamento.
Desenvolvimento de estudos e pesquisas	Realiza estudos científicos para acompanhar os avanços do conhecimento sobre os riscos à saúde da população associados ao consumo de água.
Ações básicas	
Identificação, cadastramento e inspeção das infraestruturas de abastecimento	Verifica continuamente a realidade de todas as infraestruturas de abastecimento de água existentes, inclusive através de visita <i>in loco</i> , gerando informações preliminares para subsidiar as demais ações básicas do VIGIAGUA.
Monitoramento da qualidade da água	Verifica continuamente a qualidade da água fornecida pela população por meio de análises físico-químicas e microbiológicas – executadas pela vigilância ou controle – e compreende atividades desde o plano de amostragem até a elaboração dos relatórios de qualidade.
Avaliação e análise dos sistemas de informação (SI)	Processa os dados gerados, tornando-os informações, através do uso do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA) e outros SI de áreas afins.
Análise de risco	Identifica os riscos à saúde humana associados ao consumo de água, definindo um grau de risco para as diferentes infraestruturas de abastecimento.
Avaliação ambiental e epidemiológica	Analisa sistematicamente as informações dos sistemas de VES e VQACH, para identificar as causas de doenças transmitidas pela água.
Realização de inquéritos e investigações epidemiológicas	Investiga os casos confirmados de doenças de transmissão hídrica a fim de esclarecer a forma de contágio, ao analisar os aspectos estruturais das infraestruturas de abastecimento e os hábitos sanitários dos usuários.
Disponibilização de informações	Divulga continuamente, objetivamente e compreensivelmente as informações geradas pela VQACH.
Atuação junto a(os) responsável(is) pelas infraestruturas de abastecimento	Adota conjuntamente com os responsáveis pelas infraestruturas de abastecimento de água medidas preventivas e corretivas, seja em aspectos estruturais ou estruturantes do processo produtivo de água para o consumo humano.
Educação, comunicação e mobilização social	Desenvolve continuamente atividades de educação em saúde, discutindo ativamente com a população diferentes fatores de risco à saúde humana associados ao consumo de água.

Fontes: Adaptado de Bevilacqua et al. (2014) e Brasil (2005a, 2006d).

Por sua vez, a relação das ações básicas é tratada por vários autores como um processo linear (Bevilacqua et al., 2014; Brasil, 2005a, 2006a, 2006d; Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019; Guerra; Silva, 2018; Oliveira Junior et al., 2019). No entanto, essa não é a melhor forma de representar a atuação da VQACH, pois segundo OMS (2022) esta deve ser cíclica, dotada de progressivo desenvolvimento. Portanto, a Figura 4 foi elaborada numa

tentativa de releitura da relação entre as ações básicas do VIGIAGUA sob a ótica da melhoria contínua.

Figura 4 - Relação entre as ações básicas do VIGIAGUA



Fonte: Elaborada pelo autor.

Essa relação inicia com o cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água existentes, realizando um levantamento preliminar que indica, prioritariamente, locais para receber as visitas *in loco* da inspeção, com a finalidade de subsidiar a seleção dos pontos de amostragem da VQACH e CQACH. Os dados coletados são inseridos no SISAGUA, para posterior tratamento, juntamente com dados de outros SI do SUS, fornecendo informações na forma de indicadores. A partir daí, essas informações são avaliadas sob o aspecto do risco, classificando as infraestruturas de abastecimento quanto ao grau de risco associado à saúde humana, de maneira a facilitar uma avaliação epidemiológica da condição de saúde da população, em que casos suspeitos ou confirmados de doenças de transmissão hídrica devem ser investigados, para verificar que fatores de risco causaram o agravo à saúde. Com base nisso, medidas operacionais e administrativas, de cunho preventivo e corretivo, devem ser tomadas junto aos responsáveis pelas infraestruturas de abastecimento de água, atuando não somente sobre aspectos técnicos do abastecimento, mas também sobre aspectos comportamentais dos usuários que possam aumentar o risco à saúde pública, o que fomenta a necessidade por ações de educação em saúde e mobilização social. Uma vez que essas ações

sejam executadas, mudanças significativas ocorrem na dinâmica do abastecimento de água, necessitando realizar, mais uma vez, ações de cadastramento, inspeção e monitoramento, para gerar dados sobre a nova condição, iniciando outro ciclo.

Na perspectiva das ações básicas do VIGIAGUA, Brasil (2005a, 2006a, 2006b, 2006c, 2006d, 2006e, 2016) publicou um acervo com uma série de recomendações para executá-las adequadamente, indicando que estas devem ser rotineiras e preventivas, além de manter um caráter sistemático, permanente e integrador.

Seguindo essas orientações, o cadastramento deve ser uma atividade preliminar de identificação espaço-temporal de grupos, situações e fatores de risco em todas as infraestruturas de abastecimento de água existentes, permitindo conhecer os detalhes das instalações físicas de abastecimento de água, a fim de manter registros que possibilitem a continuidade da VQACH e orientar estratégias para execução das demais ações básicas do VIGIAGUA.

Para realização do cadastro, o MS (Brasil, 2023) disponibiliza formulários padrões com questionamentos sobre a identificação do responsável e as unidades operacionais que compõem o local abastecido. No entanto, esses formulários não precisam ser padronizados, devendo considerar as peculiaridades locais e coletar dados, o mais detalhadamente possível, inclusive com georreferenciamento. Vale a pena destacar que a atualização dos dados cadastrados deve ocorrer periodicamente, sempre que houver modificação nas infraestruturas de abastecimento, ou quando completar o período de um ano. Logo, devido à abrangência e frequência exigidas no cadastramento, é fundamental o uso de mão de obra especializada e em quantidade suficiente, por isso Queiroz et al. (2012a) e Bezerra (2017) indicam a integração com as vigilâncias sanitária e epidemiológica para aproveitamento dos agentes de endemias e comunitários de saúde.

Em complemento ao cadastramento é realizada ação de inspeção, que verifica os dados cadastrados por meio de visita *in loco* em algumas das infraestruturas de abastecimento de água cadastradas. Para selecionar quais infraestruturas de abastecimento serão inspecionadas, deve ser analisado o grau de risco destas, sendo priorizadas aquelas de mais alto risco, normalmente caracterizadas por locais de grande circulação de pessoas ou com população vulnerável, como centros comerciais, terminais de passageiros, serviços de saúde, creches ou asilos.

Uma vez selecionados os pontos de inspeção, cada uma das unidades operacionais que compõem a infraestrutura de abastecimento de água selecionada – inclusive as instalações prediais dos consumidores – deve ser analisada em relação à infraestrutura e práticas

operacionais e de manutenção, definindo perigos físicos, químicos e microbiológicos, além de pontos críticos do sistema, a fim de propor medidas preventivas e corretivas, para eliminar, diminuir ou mitigar os riscos, com base nas boas práticas listadas em Brasil (2006b) e na Portaria 443/1978 do MS.

O processo de inspeção deve ser sistematizado na forma de um roteiro previamente planejado, no qual as verificações devem ser bem documentadas, inclusive com registros fotográficos e posterior elaboração de relatório. Para facilitar, Brasil (2006c, 2006d) apresenta um roteiro predefinido para cada tipo de infraestrutura de abastecimento, contudo, é importante lembrar que a inspeção deve se adequar à realidade do local visitado.

Em relação ao monitoramento, é importante lembrar que esta é uma ferramenta utilizada pelo CQACH e VQACH e, que objetiva verificar se a qualidade da água fornecida para a população está em conformidade com o padrão de potabilidade, regulamentado pelo Portaria N° 888/2021 do MS, que apresenta o atual escopo depois de seis processos de revisão, desde o primeiro padrão na Portaria N° 56/1977 do MS. Esses processos são mais bem relatados no Quadro 4.

Outrossim, na portaria de potabilidade é determinado o plano de amostragem para CQACH, com definição do número de amostras, frequência de amostragem e indicadores físicos, químicos e microbiológicos a serem analisados. Além disso, fica estabelecido que apenas os SAA e SAC são objeto do CQACH, tornando responsabilidade do prestador do serviço realizar avaliação da qualidade da água em cada unidade operacional que compõe essas infraestruturas de abastecimento, seja de água bruta ou tratada, com predileção para pontos que apresentem alto risco à saúde da população.

Diferentemente do esperado, a portaria de potabilidade não define o plano de amostragem para VQACH, sendo atualmente estabelecido por Brasil (2016). Nesse sentido, é importante observar que o número de amostras, frequência de amostragem e indicadores analisados para controle e vigilância apesar de não serem os mesmos, podem apresentar pontos em comum – com intenção de permitir comparabilidade –, ao mesmo tempo em que devem conter pontos distintos, para garantir a complementariedade das ações, aumentando a abrangência do monitoramento e evitando esforço em duplicidade.

Um aspecto importante a se discutir é que, segundo a portaria, todas as infraestruturas de abastecimento de água são objeto da VQACH. Logo, para não tornar essa ação extenuante, é necessário selecionar locais representativos, priorizando aqueles de alto risco, pontos estratégicos e locais não contemplados pelo CQACH, como as SAI. No entanto,

esses critérios devem ser conciliados com a disponibilidade de recursos humanos, financeiros e de infraestrutura, com a finalidade de tornar o plano de amostragem da vigilância viável.

Quadro 4 - Evolução das portarias brasileiras de potabilidade da água

Portarias	Principais características
Nº 56/1977	Primeiro padrão de potabilidade, o qual determinava valores máximos permitidos e desejáveis – este último como uma espécie de recomendação – para parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e organolépticos.
Nº 36/1990	Extinção da ideia de valor máximo desejável, com aumento da quantidade de parâmetros e revisão de alguns padrões, sendo organizados em três categorias – físicos, químicos e organolépticos, bacteriológicos e radioativo. Além disso, definiu VQACH e CQACH, obrigatoriedade de pressão positiva na rede de distribuição, presença de teor mínimo de cloro e ausência de coliformes termotolerantes, bem como a exigência da elaboração de relatórios pelos responsáveis pelo abastecimento público de água.
Nº 1.469/2000	Aumento da quantidade de parâmetros e revisão de alguns padrões, organizando-os nas categorias microbiológico, turbidez, substâncias químicas que representam risco a saúde, de aceitação e radioatividade. Também aprimorou os conceitos de água potável e VQACH e CQACH, bem como definiu os tipos de infraestruturas de abastecimento. Ademais, esclareceu as competências nas três esferas do governo, introduzindo o controle e a vigilância como ações complementares sob a ótica da análise de risco. E, quanto as boas práticas, foi determinado que toda água deve ser desinfetada, e as superficiais, desinfetadas e filtradas.
Nº 518/2004	Modificação da numeração da Portaria Nº 1.469/2000 – sem nenhuma mudança de conteúdo – devido à criação da SVS, a qual foi atribuída a gestão da VQACH em nível nacional.
Nº 2.914/2011	Processo de revisão mais participativo, com reavaliação dos padrões – incluindo uma polêmica restrição da turbidez –, resultando nas categorias microbiológico, turbidez, substâncias químicas que representam risco a saúde, cianotoxinas, radioatividade e organoléptico. Diferencia água potável de água para consumo humano e esclarece a competência de todos os interessados no processo de VQACH, inclusive citando a necessidade de execução de Plano de Segurança da Água (PSA).
Consolidação Nº 5/2017	Modificação da numeração da Portaria Nº 2.914/2011 – sem nenhuma mudança de conteúdo – devido decisão do MS em reunir todas as normas de serviços do SUS em uma única portaria.
Nº 888/2021	Consolidação do processo de revisão participativo, com modificações expressivas nos padrões e no plano de amostragem, inclusive com diferenciação para populações indígenas e tradicionais. Modificou também responsabilidades dos entes federados, introduzindo e incentivando a possibilidade de exigência de PSA para SAA e SAC.

Fonte: Adaptado de Brasil (2021), Fortes, Barrocas e Kligerman (2019) e Freitas e Freitas (2005).

De fato, o cadastramento, a inspeção e o monitoramento têm a proposição de gerar dados para serem sistematizados e divulgados na condição de informação, sendo estas ações consideradas por Fortes, Barrocas e Kligerman (2019) como de maior complexidade. Para tanto, o VIGIAGUA conta com o SISAGUA para unir, tratar e disponibilizar os dados gerados na forma de indicadores para todos os interessados.

Esse SI é um instrumento do VIGIAGUA criado pela FUNASA no ano de 2000, que desde então já passou por quatro atualizações, basicamente para se adequar às revisões das portarias de potabilidade e realizar ajustes técnicos sobre linguagem de programação, incompatibilidade com navegadores livres, ausência de interoperabilidade, dificuldade de

acesso, lentidão, preenchimento dos dados e disponibilização das informações (Oliveira Junior et al., 2019). Entretanto, os indicadores utilizados ainda são basicamente os mesmos da primeira versão, atuando sobre aspectos de qualidade da água, infraestrutura, operação e localização das infraestruturas de abastecimento, população abastecida e cobertura do abastecimento e do tratamento da água (Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019; Frazão et al., 2018; Freitas; Freitas, 2005; Guerra; Silva, 2018; Oliveira Junior et al., 2019).

Quanto ao preenchimento do SISAGUA, este é organizado nos módulos de cadastro, controle e vigilância. Segundo Oliveira Junior et al. (2019), no módulo de cadastro são gerados os dados sobre as infraestruturas de abastecimento de água e sua cobertura, sendo preenchido anualmente ou quando houver mudanças, pelos prestadores do serviço ou secretarias estaduais e municipais de saúde. Por sua vez, os módulos de controle – preenchidos mensalmente ou anualmente pelos prestadores do serviço – e de vigilância – preenchidos em caso de rotina, denúncia, surtos ou desastres pelas secretarias de saúde – unem os dados da qualidade da água monitorada respectivamente pelo CQACH e VQACH.

Todos os indicadores gerados nesses módulos são disponibilizados pela rede mundial de computadores e deveriam estar à disposição de todos os interessados. Contudo, Freitas e Freitas (2005) relatam que, desde o início do SISAGUA, houve problemas com a geração de dados e análise e disseminação de informações. Em complemento, Fortes; Barrocas e Kligerman (2019) e Oliveira Junior et al. (2019) indicam a necessidade de facilitar o acesso e tratar os dados para garantir que o SISAGUA se comunique efetivamente com o público interessado, alcançando seu objetivo de gerar informações que auxiliem o gerenciamento dos riscos de agravos à saúde associados ao consumo de água.

Assim, como discutido na Seção 2.1, a VES deve ser explorada sob a perspectiva do risco e, obviamente, as ações básicas do VIGIAGUA devem seguir a mesma lógica. Portanto, a análise de risco deve ser aplicada com a finalidade de identificar os perigos – efeitos incertos e adversos intrínsecos à execução de uma atividade – existentes em todas as etapas do processo produtivo de água para consumo humano, quantificando-os na forma de risco – determinação probabilística do perigo.

Cabe apresentar que a análise de risco é uma metodologia para examinar situações que podem resultar em prejuízo, e é constituída de três etapas, a avaliação de risco – processo de qualificação e quantificação de potenciais efeitos adversos oriundos de uma atividade –, o gerenciamento do risco – ações executadas para eliminar, minimizar ou mitigar os riscos estimados – e a comunicação do risco – divulgação dos fatores de risco que podem acometer a população – (Carmo; Bevilacqua; Bastos, 2008). Por sua vez, a avaliação de risco ainda

engloba quatro passos; no primeiro são identificados os perigos e agentes causadores associados à atividade executada, com base no conhecimento previamente disponível sobre a atividade, após isso, é verificada a capacidade dos agentes causadores de proporcionar prejuízo, em seguida, é avaliada a exposição da atividade em relação aos agentes, por meio de análises *in loco*, e por fim, determina-se a probabilidade do efeito adverso ocorrer, caracterizando o risco.

Contudo, essas etapas são uma espécie de metodologia genérica que pode ser aplicada a qualquer setor, não existindo ainda uma metodologia de análise de risco adaptada ao setor de saneamento (Brasil, 2006d), não obstante, nos trabalhos de Bevilacqua et al. (2014), Carmo, Bevilacqua e Bastos (2008), Freitas e Freitas (2005), Gunnarsdottir, Gardarsson e Bartram (2015), Gunnarsdottir et al. (2017) e Queiroz et al. (2012a) é relatada a necessidade de análise de risco na VQACH.

Em suma, nenhuma dessas atividades de coleta de dados e tratamento e análise das informações tem sentido se não for realizada a disseminação dos resultados para empoderamento da população (Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019). Nesse sentido, a VQACH deve realizar processo de educação, comunicação e mobilização social, que proporcione mudanças na forma de pensar, sentir e agir a saúde individual e da coletividade, utilizando informações de qualidade, transmitidas de forma clara e objetiva, para permitir que a população participe proativamente na busca por soluções das questões de saúde, inserindo nestas as especificidades locais de cunho social, econômico, ambiental, cultural e político.

Uma vez que a educação, comunicação e mobilização social são as melhores ferramentas para proporcionar mudanças duradouras sobre a forma como a população gere sua saúde, a disponibilização de informações ao consumidor é crucial. Assim, a portaria de potabilidade define os deveres nas três esferas do poder e para os prestadores do serviço de gerar e disponibilizar informações. Contudo, sem prejuízo às regras da portaria, foi criado também o Decreto Nº 5.440/2005 para estabelecer a forma como os prestadores do serviço e instituições da VQACH devem apresentar as informações aos consumidores, no qual se destaca a obrigação de disseminar informações sobre a qualidade da água em relatório anual e mensalmente através da conta de água.

Diante da complexidade que é executar o VIGIAGUA em plenitude, é praticamente impossível implementar todas as ações básicas em um município de uma única vez. Portanto, Brasil (2006a) criou um modelo de avaliação do grau de implementação do VIGIAGUA segundo as atividades que forem implantadas (Quadro 5). No entanto, o trabalho deixa claro

que essas atividades são genéricas e que dispõem de um sentido orientativo, indicando que cada local apresenta suas particularidades e deve estabelecer metas específicas.

Quadro 5 - Classificação do grau de implementação do VIGIAGUA

Nível	Procedimentos realizados
I	- Medições de cloro residual livre e pH na rede de distribuição dos SAA.
II	- Procedimentos realizados no nível I. - Cadastro dos SAA administrados pelo setor público. - Realização de análises bacteriológicas dos SAA de forma sistemática.
III	- Procedimentos realizados no nível II. - Realização de análises operacionais como cor, turbidez, ferro e fluoreto de forma sistemática. - Realização de inspeções eventuais nos SAA. - Existência de programa de capacitação periódica dos técnicos que atuam no Programa.
IV	- Procedimentos realizados no nível III. - Realização de inspeções periódicas nos SAA. - Cadastro dos SAA administrados por entidades particulares. - Existência de um sistema padronizado de consolidação de informações geradas pelo Programa. - Integração com a vigilância epidemiológica no sentido de cruzar informações relativas à ocorrência de epidemias ou surtos de diarreias e à qualidade da água consumida pela comunidade.
V	- Procedimentos realizados no nível IV. - Realização de análises laboratoriais de maior complexidade, de acordo com as necessidades e a história do manancial. - Integração com a Vigilância Epidemiológica no sentido de cruzar informações relativas à ocorrência de doenças de veiculação hídrica e à qualidade da água consumida pela comunidade. - Existência de um trabalho sistemático de vigilância e orientação dirigido às comunidades não abastecidas por sistemas coletivos de abastecimento de água. - Divulgação dos dados sobre a qualidade da água à população consumidora de forma sistematizada.

Fonte: OPAS (1998) *apud* Brasil (2006a).

A União também definiu metas nacionais para o VIGIAGUA, sendo estipulado um prazo de cinco anos – após a reestruturação do programa – para que todas as ações fossem plenamente implementadas em todos os municípios brasileiros (Brasil, 2005a). Todavia, essa meta não foi alcançada, então foram determinadas metas mais exequíveis, prospectando que, até o ano de 2019, 80% dos municípios desenvolveriam ações de VQACH, ou seja, realizariam pelo menos as ações de cadastramento e monitoramento, assim como as análises de turbidez e CT deveriam alcançar pelo menos 90% da quantidade mínima de amostras, e as de residual desinfetante 75% (Brasil, 2020a).

Com base no panorama apresentado por Brasil (2020a), é possível verificar que a primeira meta foi alcançada, pois em 2019, exatamente 80% dos municípios realizaram ações de VQACH. Entretanto, a condição brasileira é heterogênea, pois enquanto na região Sul quase todos os municípios apresentam o VIGIAGUA, na região Norte menos da metade o fazem, com o exemplo extremo do estado do Amapá, em que apenas um município realiza VQACH (Brasil, 2020b). Por sua vez, a segunda meta ainda não foi efetivada, pois apenas

76,3%, 75,2% e 59,2% da quantidade mínima de amostras analisadas para turbidez, CT e residual desinfetante foram respectivamente realizadas.

Avaliando as metas brasileiras estipuladas, fica claro que a implementação do VIGIAGUA ainda é algo incipiente, pois estabelece objetivos muito primitivos, como a execução de apenas duas das nove ações básicas existentes. Além disso, mal discute outras questões como a porcentagem de amostras dentro do padrão, a realização de análise sistemática dos dados sob o aspecto do risco, a disponibilização das informações para os interessados e o uso efetivo das informações para melhoria da saúde da população.

Essa situação é corroborada pela pesquisa realizada por Brasil (2018), em que, indagando todos os municípios brasileiros sobre a condição da VQACH, apenas 34,7% responderam o questionamento a contento, indicando uma fragilidade na capacidade de obter informações sobre o VIGIAGUA, em nível local. Dentre esses municípios, 75,2% tinham o VIGIAGUA institucionalizado, com 94,4% realizando cadastramento e 93,6% recebendo dados de controle. Por outro lado, o monitoramento habitualmente realiza análise do residual desinfetante, pH e turbidez, com apenas 21,2% analisando parâmetros de alta complexidade. Ademais, ações básicas como a avaliação e investigação epidemiológica, avaliação do risco, comunicação, educação ambiental e avaliação periódica apresentavam baixa adesão, apresentando percentuais de 17,2%, 44%, 27,6%, 21,4% e 59,6%, respectivamente.

Conclusões semelhantes foram encontradas nos trabalhos de Fortes, Barrocas e Kligerman (2019), Kayser et al. (2015) e Oliveira Junior et al. (2019) que, ao estudarem a situação da VQACH do Brasil, verificaram que havia desafios a serem cumpridos, como a falta de coordenação entre as instituições interessadas na vigilância, monitoramento inadequado, capacitação da mão de obra insuficiente, dificuldade do acesso aos dados no SISAGUA, recursos financeiros escassos e administração inadequada das infraestruturas de abastecimento de água, com situação agravada em ambientes rurais e de fragilidade socioeconômica. Essa condição é algo que está presente na VQACH brasileira desde seu início, pois no ano em que o VIGIAGUA foi reestruturado, Freitas e Freitas (2005) publicaram um trabalho que já indicava basicamente essas mesmas limitações, logo, em quase duas décadas de lançamento do programa, houve poucas evoluções.

De forma específica, poucos são os trabalhos que tratam da governança da qualidade da água no Brasil, entre estes se destacam alguns, realizados em municípios dos estados de Minas Gerais (Bevilacqua et al., 2014; Carmo; Bevilacqua; Bastos, 2008; Queiroz et al., 2012a, 2012b), Rio de Janeiro (Guerra; Silva, 2018), Espírito Santo (Belotti et al., 2019) e na região da Amazônia Legal (Vasconcelos et al., 2016).

Os trabalhos feitos em Minas Gerais foram em municípios de pequeno, médio e grande portes, verificando que os problemas da VQACH nesses locais são semelhantes, com destaque para quantidade insuficiente de recursos financeiros e humanos, gerando uma mão de obra sobrecarregada, não especializada e com alta rotatividade, e sistematização precária das ações, com dados não coletados, espacializados, analisados e utilizados para a tomada de decisão havendo, ainda, dificuldade de articulação entre os órgãos interessados na qualidade da água (Queiroz et al., 2012a, 2012b). No município de Viçosa, particularmente, foram identificados também problemas na regulamentação do VIGIAGUA, que prejudicavam a atribuição dos órgãos em nível municipal (Bevilacqua et al., 2014). Já Carmo, Bevilacqua e Bastos (2008) confirmaram, por meio de análises laboratoriais, a influência negativa da falta de governança na qualidade da água consumida pela população, em município da zona da mata mineira.

Nos municípios estudados do Rio de Janeiro e Espírito Santo a situação apresenta problemas análogos aos supracitados, sendo dado destaque a problemas de infraestrutura, onde falta espaço físico para realização dos trabalhos, transporte para coleta das amostras de água e laboratórios para realizar as análises, tendo que dispor dos Laboratórios Centrais de Saúde Pública que, apesar de fornecerem resultados confiáveis, demoram para disponibilizá-los.

Para ilustrar o cenário mais precário da VQACH do país, Vasconcelos et al. (2016) fizeram uma análise da vulnerabilidade do VIGIAGUA na região da Amazônia Legal e concluíram que a maioria dos municípios, exceto dos estados de Mato Grosso e Tocantins, estava em condição de média ou alta vulnerabilidade, devido ao abastecimento por soluções alternativas sem tratamento e amostras de água fora do padrão de potabilidade, sem citar os inúmeros municípios que ainda nem institucionalizaram o VIGIAGUA.

Desse modo, Bevilacqua et al. (2014), Freitas e Freitas (2005) e Queiroz (2012a) indicaram a necessidade de um modelo sistemático de coleta, análise, disponibilização e uso dos dados da VQACH, de forma integrada e articulada com outros setores da saúde e que seja facilmente incorporado ao VIGIAGUA, permitindo que este alcance seu objetivo principal, que é o de garantir água em quantidade e qualidade para a população.

2.3 Diretrizes internacionais para gestão da qualidade da água para consumo humano

A regulação brasileira sobre VQACH é inspirada no *Guidelines for Drinking-water Quality* (OMS, 2022), um documento publicado pela OMS em 1983 para instituir um padrão

de potabilidade mais rigoroso, que diminuísse os riscos à saúde humana, substituindo o antigo padrão internacional de qualidade da água, que era mais permissivo, pois tinha a finalidade de estimular os países em desenvolvimento a melhorar a qualidade da água para consumo humano através de uma regulamentação factível (Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019).

Atualmente, esse documento se encontra em sua quarta edição e, além de recomendar padrões microbiológico, químico, radiológico e de aceitabilidade da água, ainda apresenta uma estrutura conceitual de como gerir a qualidade da água para consumo humano, contendo, segundo Mercer e Bartram (2011), o escopo necessário a uma regulação que almeje proteger a saúde pública através do abastecimento de água, articulando-se com outras regulações que indiretamente influenciam o abastecimento, como a gestão de bacias hidrográficas, tratamento de efluentes, saúde ocupacional, proteção ambiental e direito do consumidor.

Essa estrutura conceitual é organizada em três componentes, denominadas de Metas associadas à saúde, PSA e Vigilância, que observam as premissas apresentadas por Mercer e Bartram (2011) como princípios da regulação da água para consumo humano. Sendo assim, o *Guidelines* possibilita mecanismos de boas práticas no abastecimento de água, garantindo o melhor desempenho do sistema, sem, contudo, inviabilizar sua operação e manutenção, recompensando os bons resultados e punindo os negligentes. Para tanto, são estabelecidas metas baseadas na qualidade da saúde pública desejada, identificando riscos desde a fonte de água até o consumidor, de maneira que gere informações preditivas e acessíveis para tomada de decisão. Uma vez definidas as atribuições dos envolvidos na provisão de água para consumo humano, em processos rotineiro e de emergência, com adequado treinamento dos profissionais, podem ser realizadas ações coerentes com as particularidades locais, aplicando múltiplas barreiras à contaminação e, inclusive, tornando a VQACH dinâmica e autocrítica para promover a melhoria contínua.

Outros países também se baseiam nas orientações da OMS para executar a VQACH. Uma porção significativa desses se encontra na UE, que tem padrão de potabilidade e plano de amostragem para monitoramento regulamentado pela Diretiva 98/83/CE. Essa norma foi estruturada de forma bastante flexível, para satisfazer a diversidade de países membros da UE, que podem definir os indicadores, padrão e amostragem da qualidade da água segundo suas especificidades, inclusive realizando derrogações temporárias nas condições mínimas de monitoramento estabelecidas na diretiva.

Segundo Gunnarsdottir et al. (2020a), a diretiva está em processo de revisão – que, assim como na norma brasileira, deve ser a cada 5 anos – e vem sendo discutida a imposição

de PSA para infraestruturas de abastecimento que provejam mais de 50 m³/dia de água ou abasteçam mais de 250 pessoas, a inserção de novas técnicas de análise e indicadores de qualidade da água, e o uso de tecnologias na divulgação de informação aos interessados.

Um aspecto controverso da Diretiva 98/83/CE é a não obrigatoriedade de monitoramento de fontes individuais que forneçam menos de 10 m³/dia de água ou que abasteçam menos de 50 pessoas, pois a diretiva contém regras apenas para o CQACH que, em geral, é realizado em sistemas de abastecimento de maior porte. Devido a isso, foi verificado nos trabalhos de Gunnarsdottir, Gardarsson e Bartram (2015) e Gunnarsdottir et al. (2017, 2020a) que os sistemas de pequeno porte – que fornecem água a 65 milhões de habitantes europeus – apresentam maior risco à saúde humana, tendo sido constatados maior frequência de não-conformidade microbiológica com o padrão de potabilidade e registro de surtos de doenças de veiculação hídrica.

Em 2017, Gunnarsdottir et al. (2020a) avaliaram vinte infraestruturas de abastecimento de água na Dinamarca, Alemanha, Espanha, Reino Unido, Portugal, Escócia e Sérvia, selecionando sistemas de grande e pequeno portes e observando que, apesar de encontrar patógenos em ambos, a situação em sistemas de pequeno porte era mais instável, pois mesmo apresentando fonte de água mais segura, forneciam água com maior frequência de não-conformidade. Nesse caso, o problema não estava associado apenas à falta de monitoramento nos sistemas de pequeno porte, mas também à falta de planejamento, com ausência de PSA, e de infraestrutura, devido à intermitência do abastecimento e falhas no tratamento.

De modo semelhante, nos países nórdicos os sistemas de pequeno porte – que somam 75% de todas as infraestruturas de abastecimento – também são caracterizados por pior qualidade da água, tendo sido encontradas dez vezes mais não-conformidades para o indicador *E. coli* do que em sistemas de grande porte, além de abranger 83% dos surtos de doenças de veiculação hídrica registrados (Gunnarsdottir et al., 2017). Segundo Gunnarsdottir et al. (2017), essa situação é explicada pela falta de VQACH, bem como adversidades associadas à renovação de mão de obra especializada, infraestrutura antiga, proteção dos mananciais e mudanças climáticas, necessitando de maior atenção dos responsáveis, a fim de desenvolver uma VQACH sistemática, que melhore o registro desses sistemas, analise os dados com base no risco e disponibilize as informações para melhorar a comunicação entre os setores de saúde e abastecimento de água.

Especificamente na Islândia, onde a administração ocorre apenas nos níveis nacional e municipal e 81% da população são abastecidas por sistemas com PSA, a situação da

VQACH ainda apresenta sérios entraves, pois mesmo diante de um sistema bem estabelecido, a cooperação entre órgãos não ocorre sistematicamente, com dificuldade para disponibilizar informações e atribuir responsabilidades, um exemplo disso é o fato do controle e da vigilância serem executados pela mesma instituição (Gunnarsdottir; Gardarsson; Bartram, 2015), ferindo o princípio do heterocontrole.

Existem estudos de casos na América Latina e na África de países que também utilizam as diretrizes da OMS (2022) como modelo. Guzman, Tovar e Bevilacqua (2014) e Guzman, Bevilacqua e Tovar (2015) relatam que a Colômbia apresenta regulação congênere à brasileira, conservando aspectos como universalização, intersectorialidade, descentralização e direito à informação, com algumas poucas diferenças, como a atuação da VQACH apenas em infraestruturas de abastecimento de água regulamentadas e a execução da vigilância pela instância regional em municípios de pequeno porte. Apesar das semelhanças, a regulação na Colômbia ainda está parcialmente implementada, com monitoramento respeitando a amostragem mínima, análise dos dados coletados, mão de obra capacitada e uso da intersectorialidade, mas ainda com algumas limitações, como a falta de infraestrutura laboratorial e suporte técnico, devido à rotatividade, sobrecarga, informalidade e pouca experiência dos profissionais, insuficiente participação pública e acesso à informação, tomada de decisão imprecisa e clientelismo político (Guzman; Tovar; Bevilacqua, 2014).

No Equador a implementação da VQACH é mais incipiente, pois apesar de haver descentralização para a prestação do serviço de abastecimento de água – inclusive com a utilização de comitês mantidos financeiramente pelas comunidades da zona rural – a vigilância é executada em nível nacional pelo Ministério da Saúde Equatoriano. Esse cenário coaduna com uma falta de coordenação entre os órgãos, afetando o monitoramento, que limita o conhecimento sobre o sistema e impede que este preste um serviço adequado, o que aumenta a inadimplência, causando escassez financeira e, conseqüentemente, técnica, influenciando a execução do serviço e criando um processo cíclico negativo (Kayser et al., 2015).

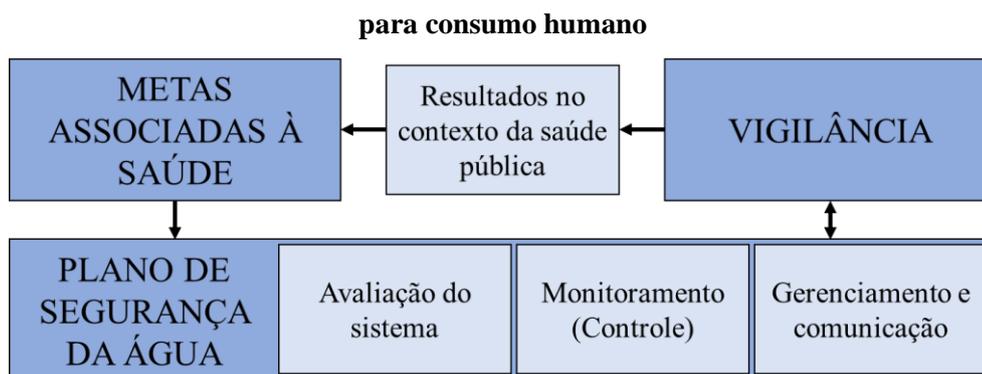
Peletz et al. (2016, 2018) estudaram países da África Subsaariana com a VQACH implementada, e em seu recorte verificaram problemas essencialmente estruturais, como falta de transporte, de laboratórios e equipamentos que, associado ao não treinamento da mão obra, fragiliza a execução da vigilância que, em geral, apresenta resultados piores que os do controle, especialmente em sistemas de pequeno porte, na zona rural. Cenário semelhante ao do Malawi, país da África Subsaariana que foi estudado por Kayser et al. (2015).

Em 2016, em entrevistas realizadas com 72 instituições que monitoram a qualidade da água em Benin, Burkina Faso, Etiópia, Gana, Guiné, Quênia, Senegal, Tanzânia, Uganda e Zâmbia, foi verificado que aquelas que tiveram melhor desempenho foram as que disponibilizaram mais recursos financeiros, descentralizaram suas ações e que atenderam mais pessoas, tendo os aspectos de quantidade de funcionários, tempo de operação do sistema, norma instituída e regulação independente pouca relação com o desempenho (Peletz et al., 2016). Em seguida, no ano de 2018, 26 instituições foram avaliadas na Etiópia, Guiné, Quênia, Senegal, Uganda e Zâmbia, com uma metodologia baseada na análise comparativa qualitativa de conjunto difuso, sendo concluído que conhecimento, motivação e liderança dos profissionais são as condições mais importantes para alcançar bom desempenho nesses países (Peletz et al., 2018).

De forma peculiar, o EUA dispõe de uma legislação anterior ao próprio *Guidelines* e devido à sua importância influenciou as ações da OMS sobre VQACH. Tal legislação se caracteriza como uma norma abrangente que não especifica um padrão de potabilidade, mas define várias diretrizes para boas práticas no abastecimento de água público, como regulação primária e secundária da água potável, atribuições institucionais, manejo dos mananciais, tratamento mínimo a ser realizado, temas para pesquisa e situações de emergência (EUA, 2000).

Certamente é possível afirmar que a VQACH tem entraves em todo o mundo, independentemente do nível de desenvolvimento do país. Por isso, a OMS indica o uso da estrutura conceitual da Figura 5, para garantir um abastecimento de água seguro, ao estabelecer metas para melhoria da saúde, e com o PSA, avaliar se o sistema como um todo é capaz de alcançar as metas, com monitoramento contínuo para proposição de medidas gerenciais que garantam a segurança da água e comunicação com as partes interessadas, sendo sempre vigiado, por órgão independente, para verificar a eficiência das ações de controle. Tudo isso gera mudanças na saúde que influenciarão novas metas a serem alcançadas.

Figura 5 - Representação gráfica das diretrizes internacionais para gestão da qualidade da água



Fonte: Adaptada da OMS (2022).

2.3.1 Metas associadas à saúde

As diretrizes para gestão da qualidade da água propostas pela OMS (2022) orientam que se estabeleçam metas para melhoria do nível de saúde da população. Essas metas devem ser realistas, mensuráveis, relevantes e baseadas em dados científicos, considerando a influência de doenças transmitidas pela água no nível de saúde global e podendo ser implementadas progressivamente nos níveis local, regional e nacional. Para englobar todas as melhorias incrementais que podem ocorrer no processo de abastecimento de água, as metas associadas à saúde foram segregadas em quatro tipos, denominadas de resultados na saúde, qualidade da água, desempenho e tecnologia específica, sendo descritas nos parágrafos seguintes, segundo apresentado por Brasil (2013) e OMS (2022).

O tipo mais claro de metas associadas à saúde é a meta de resultados na saúde, pois estabelece sentenças como *o fornecimento de água não deve permitir mais de 10 casos de diarreia para cada 1000 habitantes abastecidos*, por exemplo. Nisso, o limite máximo de determinada doença causada pelo abastecimento de água é definido com base na quantidade de casos ou risco toleráveis devido ao consumo de água, dando suporte na seleção de outras metas. Um padrão de tolerabilidade internacionalmente aceito é o de menos de 10^{-6} anos de vida ajustados por incapacidade (DALY) por pessoa ano, ou seja, anos de vida perdidos por incapacidade.

Por sua vez, a meta de qualidade da água estabelece valores limites para constituintes da água, como *o valor máximo permitido de fluoreto na água distribuída ser de 1,5 mg/L*. Um aspecto importante é que na definição dessas metas devem ser levadas em consideração outras fontes de contaminação, tal qual alimentos e outros produtos, o ar e contato pessoal. Também é relevante expor que esse tipo de meta é mais utilizado para risco químico, pois os riscos

microbiológico e radiológico são inviáveis de mensurar, sendo utilizados indicadores como a *E. coli* e radiação alfa. Nesse formato, as metas de qualidade da água, podem dar margem à criação de metas de desempenho e tecnologia específica

Quanto às metas de desempenho, estas são utilizadas para determinar a eficiência que medidas de controle devem ter para prevenir a contaminação da água, a exemplo da *filtração rápida em meio granular eliminar pelo menos Log_{10} 0,4 da quantidade de protozoários*. A aplicação dessa meta ocorre mais para risco microbiológico e, devido à imprecisão para determinar a eficiência de uma técnica de tratamento, é costumeiro estabelecer metas que combinem técnicas, em diversos pontos do abastecimento, realizando múltiplas barreiras à contaminação.

Por fim, as metas de tecnologias específicas estabelecem tecnologias a serem usadas em determinada situação, como no caso da *obrigatoriedade de filtração de águas superficiais*. Em geral, esse tipo de meta é empregado em sistemas de pequeno porte e deve ser revista periodicamente para estar atualizada sobre as novas técnicas existentes.

Todos esses tipos de metas devem ser estabelecidos pela mais alta autoridade do setor de saúde pública, desde que haja participação dos níveis regional e local, incluindo prestadores do serviço e usuários. Nesse processo, devem ser determinadas também prioridades, privilegiando aquelas que apresentam maior risco e impacto na saúde, mas sem esquecer completamente das demais. Nesse sentido, a ordem de preferência é para metas relacionadas a risco microbiológico, seguida de risco químico, organoléptico e de aplicação de tecnologias (OMS, 2022).

Um aspecto importante a se discutir são os benefícios de formular, implantar e avaliar as metas, em que na formulação se melhora o conhecimento sobre o nível de saúde da população, revelando lacunas no conhecimento e promovendo o debate que dá maior transparência e consistência à tomada de decisão, já na implantação se motiva a mão de obra, ao aumentar o comprometimento e responsabilidade na alocação de recursos de forma mais racional e na avaliação se possibilita a resolução das deficiências (OMS, 2022). Tudo isso serve para dar base na execução do PSA, com a finalidade de prover informações sobre a adequabilidade do sistema ou necessidade de melhoria, orientando as ações a serem planejadas e executadas.

2.3.2 *Plano de segurança da água*

Sempre que se faz gestão existe um componente de planejamento intrinsecamente associado. No caso da gestão da qualidade da água para consumo humano, esse planejamento é conhecido como PSA, um plano de caráter preventivo, que através da análise de risco define pontos críticos das infraestruturas de abastecimento, para propor boas práticas a serem executadas da fonte de água ao ponto de consumo, garantindo segurança na qualidade da água (Baum et al., 2015; Baum; Bartram, 2017; Brasil, 2013; Carmo; Bevilacqua; Bastos, 2008; Ferrero et al., 2019; Gunnarsdottir; Gardarsson; Bartram, 2015; Gunnarsdottir et al., 2020a; Li et al., 2020; Omar et al., 2017; OMS, 2022; Vidal; Rivera; Lozada, 2020).

A ideia da utilização da análise de risco no PSA é proveniente da Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle (APPCC), uma metodologia sistemática para identificação do perigo e estimativa do risco, com posterior estabelecimento de medidas de controle (Brasil, 2013; Tsitsifli; Tsoukalas, 2019; Ventura; Vaz Filho; Nascimento, 2019). Esse método foi inicialmente empregado no setor alimentício e deu base ao PSA em 1994 (Baum; Bartram, 2017), mas ainda hoje é largamente usado, tanto que a certificação de sistemas de abastecimento de água com PSA é por meio da ISO 22.000, uma norma que trata de segurança alimentar (Ferrero et al., 2019; Kayser et al., 2019; Tsitsifli; Tsoukalas, 2019). Dessa forma, a APPCC se tornou um instrumento do PSA, tendo sido realizadas pesquisas (Brasil, 2013; OMS, 2022; Tsitsifli; Tsoukalas, 2019; Ventura; Vaz Filho; Nascimento, 2019; Vidal; Rivera; Lozada, 2020) que, testaram sua versatilidade ao redor do mundo e concluíram que os resultados são semelhantes ao do PSA, mas seu procedimento metodológico rígido dificulta a aplicação em países em desenvolvimento.

Quanto às boas práticas, estas são medidas de controle efetuadas na concepção, projeto, construção, operação e manutenção das infraestruturas de abastecimento, a fim de alcançar a eficácia das múltiplas barreiras utilizadas ao longo de todo sistema produtivo de água, instaladas de forma seriada, para que em eventual falha, as barreiras subsequentes possam impedir a contaminação (Brasil, 2013; Ventura; Vaz Filho; Nascimento, 2019). Apesar do PSA ser aplicado desde o manancial até as instalações prediais, Brasil (2013), Omar et al. (2017), OMS (2022) e Ventura, Vaz Filho e Nascimento (2019) argumentam que seu foco é na minimização dos riscos no manancial, eliminação dos riscos no tratamento e prevenção dos riscos na distribuição.

Desse modo, o PSA vem como uma evolução das ações clássicas de controle e vigilância, pois essas ações não são capazes de garantir um abastecimento seguro, uma vez

que focam apenas no produto final – negligenciando o princípio das múltiplas barreiras –, além de disporem de pouca representatividade – dado que são poucas amostras para a quantidade de água produzida –, não sendo tempestivas – posto que os resultados só são disponibilizados após a água já ter sido consumida – e, ainda, são caras (Gunnarsdottir et al., 2020a; Li et al., 2020; Vidal; Rivera; Lozada, 2020). Todavia, o PSA não elimina o controle e a vigilância do processo, pelo contrário, insere suas ações em seu escopo, de maneira que o controle se torna uma das ações do PSA e ambos são realizados pelo prestador do serviço, enquanto a vigilância fiscaliza se o PSA está sendo bem executado (Brasil, 2013; OMS, 2022).

Devido ao progresso prometido pelo PSA, este já foi implantado em 93 países do mundo (Ferrero et al., 2019), dentre os quais se destacam estudos no Brasil (Ventura; Vaz Filho; Nascimento, 2019), Bangladesh (Shamsuzzoha; Kormoker; Ghosh, 2018), China (Li et al., 2020), Cuba, França, Marrocos e Espanha (Kayser et al., 2019), Colômbia (Vidal; Rivera; Lozada, 2020), Etiópia (Rickert et al., 2019), EUA (Baum et al., 2015), Índia, Uganda e Jamaica (Omar et al., 2017), Portugal (Roeger; Tavares, 2018), países nórdicos (Gunnarsdotir; Gardarsson; Bartram, 2015; Gunnarsdotir et al., 2017), países da UE (Gunnarsdottir et al., 2020a) e países da região Ásia-Pacífico (Kumpel et al., 2018), possibilitando a conclusão de Baum et al. (2015), Brasil (2013), OMS (2022) e Vidal, Rivera e Lozada (2020) de que o PSA é uma ferramenta flexível, podendo ser aplicado de forma simples ou complexa, em um sistema de abastecimento completo ou em parte deste, em países desenvolvidos ou não e em locais de grande ou pequeno porte.

Especificamente em sistemas de pequeno porte, o PSA é de fácil implantação, pois a limitação em relação à quantidade de água fornecida e à população atendida diminui os custos dessa prática (Ferrero et al., 2019). Todavia, essa implantação se prejudica pela frequente falta de qualificação do corpo técnico nesses sistemas (Li et al., 2020; Rickert et al., 2019). Devido a isso, Omar et al. (2017) indicam a possibilidade de implantar um PSA simplificado para sistemas de pequeno porte, com foco na capacitação da mão de obra, criação de manuais práticos de execução do plano e envolvimento da comunidade local.

Os estudos de implementação do PSA supracitados indicam que esse planejamento trouxe melhorias consideráveis no nível de saúde da população, sendo registrada maior porcentagem de conformidade com o padrão de potabilidade, devido a mudanças na qualidade da água. Isso ocorre porque o PSA tem a capacidade de aprimorar os registros sobre o abastecimento de água, que aumentam o conhecimento sobre o sistema, identificam pontos críticos, otimizam operação e manutenção e garantem respostas mais rápidas – e até

antecipadas – a eventos imprevisíveis. Nesse processo, os funcionários se tornam qualificados, inclusive na capacidade de comunicação com os consumidores, desenvolvendo confiabilidade e melhorando a imagem do prestador do serviço. Além desses benefícios, o PSA ainda diminui os custos de produção da água, pois os recursos são alocados em medidas de controle mais efetivas, melhorando a infraestrutura e até retornando o investimento em alguns anos.

Apesar de muitos autores terem registradas essas melhorias, não é possível atribuir uma relação de causalidade com a implementação do PSA, pois segundo Kumpel et al. (2018), o único trabalho que comparou a situação dos sistemas antes e depois da implementação do PSA, para garantir causalidade a pesquisa também deve conter um grupo de controle, selecionar os locais de intervenção de forma randômica e coletar dados consistentes.

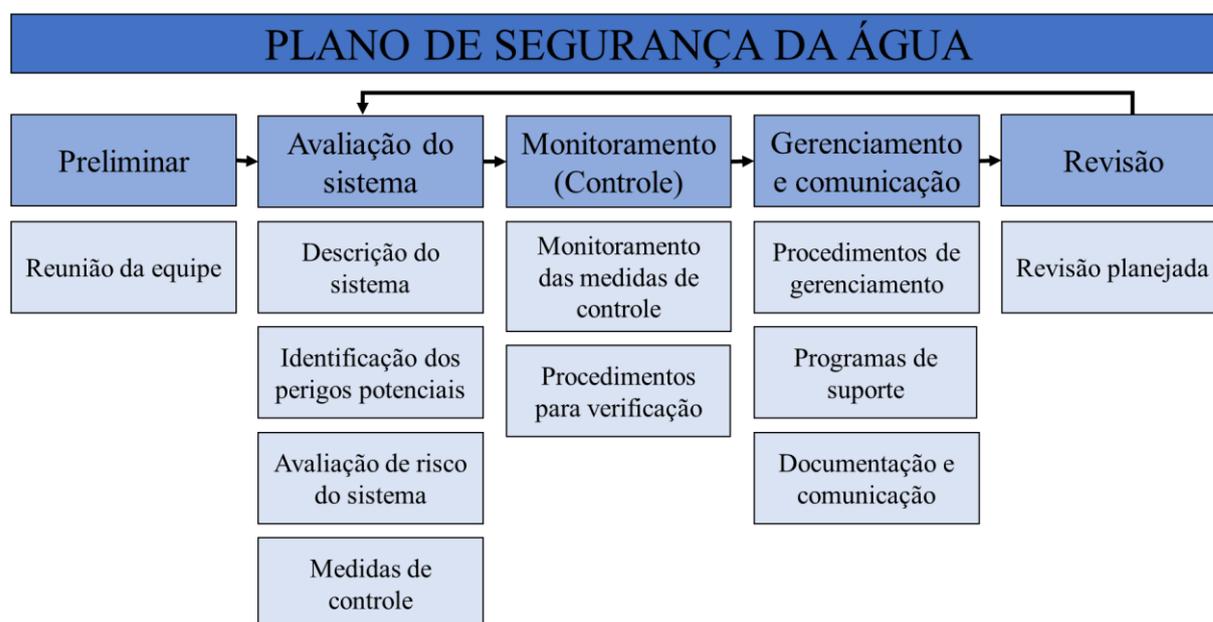
Esses mesmos trabalhos relataram dificuldades na implementação do PSA, realçando a falta de apoio financeiro, técnico, institucional e regulatório, que se desmembra em uma condição de sistemas de monitoramento e registro inadequados, experiência e qualificação dos funcionários insuficiente e articulação com outros setores de áreas afins inexistente, gerando indisponibilidade de dados, com posterior dificuldade em estimar os riscos, mão de obra sobrecarregada e desmotivada e poucas ações de suporte às medidas de controle. Talvez por isso, Baum e Bartram (2017) tenham verificado que alguns países da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) não tenham regulamentado a implementação do uso do PSA. Um caso emblemático é o dos EUA que apesar de apresentar uma regulação alinhada às práticas do PSA, nunca o estabeleceu como ação obrigatória, nem ao menos realizou incentivos para sua aplicação (Baum et al., 2015).

No propósito de elencar fatores-chave que influenciam a implementação do PSA, Kayser et al. (2019), Roeger e Tavares (2018), Tsisifli e Tsoukalas (2019) e Vidal, Rivera e Lozada (2020) identificaram que uma equipe multidisciplinar qualificada é fundamental, pois permite melhor entendimento do sistema e a articulação entre as áreas afins garante mais acesso à informação e comprometimento dos envolvidos. Nesse sentido, aquele em que o comprometimento causa mais impacto é o prestador do serviço, visto que este é quem subsidia financeiramente as ações do PSA. A regulação também se mostrou relevante, uma vez que impõe alguma atitude do responsável pelo sistema. Outro fator relevante foi estudado por Omar et al. (2017), que verificaram que fatores culturais também influenciam o PSA, concluindo que na Índia, Uganda e Jamaica a ideia de que a água é fonte de vida e purificação e que os aspectos estéticos estão associados à segurança da água intervieram positivamente,

enquanto que o uso de água em rituais religiosos, práticas de armazenamento inadequado, corrupção, falta de gestão nos sistemas de abastecimento e a noção de que a água deveria ser de graça e que o aspecto de quantidade é mais importante que o de qualidade atuaram negativamente.

Diante de todas essas características, a OMS (2022) definiu 11 passos para se realizar o PSA (Figura 6), nos quais se salienta o aspecto de continuidade das ações, pois como dito por Vidal, Rivera e Lozada (2020) esta é uma ferramenta dinâmica e um processo de revisão é fundamental em sua estrutura conceitual. Outro aspecto importante é o da flexibilidade, possibilitando que muitos autores (Baum et al., 2015; Brasil, 2013; Omar et al., 2017; Rickert et al., 2019; Ventura; Vaz Filho; Nascimento, 2019) realizem adaptações desses passos para se adequar às particularidades locais.

Figura 6 - Passos para desenvolver o Plano de Segurança da Água



Fonte: Adaptada da OMS (2022).

Na etapa preliminar é constituída a equipe técnica para elaborar e acompanhar o PSA, a qual nesse momento deve planejar o início das atividades, sendo composta impreterivelmente por gestores capazes de implementar ações necessárias à melhoria do sistema e técnicos das diferentes unidades da produção de água e do CQACH (OMS, 2022). Omar et al. (2017) ainda indicam a necessidade de inserir outros atores – técnicos da VQACH, do setor de saúde, meio ambiente, recursos hídricos e áreas afins, auditores, consumidores, sociedade civil organizada, consultores e pesquisadores (Ferrero et al., 2019) –

para garantir a inserção de diferentes pontos de vista, inclusive aspectos subjetivos, na tomada de decisão. Ferrero et al. (2019), por sua vez, reconhecendo a importância da qualificação dessa equipe, orientam como fazer treinamento contínuo dos participantes, pois como revelado por Peletz et al. (2018), ações de treinamento isoladas não surtem efeito algum.

Uma vez que a equipe esteja formada, esta deve iniciar o PSA com a coleta dos dados disponíveis. Esses dados devem ser provenientes de documentos e registros oficiais, artigos científicos, leis e normas capazes de descrever a produção de água, identificar perigos, estimar riscos e determinar medidas de controle (OMS, 2022).

A descrição da infraestrutura de abastecimento deve ser a mais acurada possível, detalhando cada unidade operacional, resultando num diagrama de fluxo validado através de visita *in loco* (Brasil, 2013). A partir daí, os possíveis perigos ou eventos perigosos que possam trazer risco à saúde humana são levantados e, então, seguindo a lógica da avaliação de risco, é realizada a verificação da dose-resposta, exposição do sistema e posterior definição do risco por meio de métodos qualitativos ou semiquantitativos como o APPCC. Essa etapa serve para priorizar os riscos mais urgentes – aqueles que ultrapassaram o valor de risco considerado aceitável –, indicando medidas de controle para alcançar as metas associadas à saúde (OMS, 2022).

Para realmente garantir que as medidas de controle propiciem o alcance das metas associadas à saúde, a OMS (2022) orienta que essas sejam monitoradas. Inicialmente esse monitoramento ocorre através da validação, que apura se as medidas de controle estão obtendo resultado satisfatório logo após sua implantação, definindo os melhores parâmetros e seus limites críticos para responder à eventual falha. Esses parâmetros devem ser oportunos, de fácil medição e permitir resposta apropriada, a fim de serem usados rotineiramente no monitoramento, a exemplo do CQACH. O monitoramento ainda é complementado pela verificação, atividade de checagem de toda a infraestrutura de abastecimento, por órgão de saúde pública independente, e, em caso de não-conformidade, uma investigação rigorosa deve ser feita.

Em seguida, as medidas de controle são efetivamente implantadas, sendo priorizadas aquelas que contam com maior risco associado ou que os limites críticos dos parâmetros de monitoramento estejam em não-conformidade. Essas medidas são ações tomadas para melhoria da qualidade da água em condições operacionais rotineiras ou de incidentes, esta última caracterizada por situações em que o limite crítico é excedido, podendo tornar o abastecimento de água inseguro, sendo classificadas como incidentes previsíveis, imprevisíveis e emergências. Além disso, as medidas de controle podem ser constituídas por

programas de suporte, que atuam indiretamente na qualidade da água, como qualificação de funcionários, melhoria do sistema de documentação e comunicação, investigação, pesquisa, entre outras ações (OMS, 2022).

Todas essas ações devem ser documentadas, assim como os demais passos do PSA, tendo que manter comunicação com os consumidores, por meio de mecanismos de recebimento de reclamação e divulgação de ações, como, por exemplo, a paralisação do abastecimento por algum incidente (OMS, 2022).

Finalizando, o PSA deve ser revisado periodicamente ou após um incidente, para analisar se este vem sendo executado corretamente, se está alcançando os resultados desejados e para se manter atualizado com as mudanças do sistema (OMS, 2022).

2.3.3 Vigilância no contexto das diretrizes internacionais para gestão da qualidade da água para consumo humano

Como discutido anteriormente, o PSA incorpora as ações de controle e vigilância, no qual o CQACH se torna um instrumento na etapa de monitoramento e a VQACH na etapa de revisão. Todavia, a VQACH direciona seus esforços a uma supervisão periódica e integral de todas as infraestruturas de abastecimento de água, sejam públicas ou privadas, com ou sem rede de distribuição e instaladas em ambiente urbano ou rural, avaliando não apenas a qualidade da água, mas também a quantidade, acessibilidade física, acessibilidade financeira, confiabilidade, continuidade e o próprio PSA, se firmando como uma ação autônoma ao prestador do serviço.

Ademais, no escopo das diretrizes para gestão da qualidade da água para consumo humano da OMS, a VQACH não se limita apenas ao âmbito do sistema produtor de água, empreendendo esforços em todas as áreas que se associem à qualidade da água e à saúde humana, articulando-se principalmente com as vertentes da VES.

Devido a isso, a instituição de saúde responsável por executar a VQACH deve apresentar quatro funções, a de supervisionar a interferência na saúde pública proveniente dos sistemas públicos de abastecimento de água, de supervisionar a condição de saúde e fornecer informações a populações não abastecidas pelos sistemas públicos de abastecimento de água, de consolidar informações de saúde de diversas fontes para determinar o cenário do abastecimento em um território e de participar da investigação, notificação e compilação da ocorrência de doenças transmitidas pela água (OMS, 2022).

Com base nessas atribuições, a execução da VQACH para influenciar o PSA ocorre em duas abordagens, através de avaliação direta ou por meio de auditoria (OMS, 2022). Na avaliação direta ocorrem as ações descritas na Subseção 2.2, sendo caracteristicamente executadas por órgãos de saúde pública com disponibilidade de recursos humanos e financeiros, constituindo-se em instrumento de apoio indireto à execução do PSA. Por outro lado, na auditoria, a VQACH é basicamente executada com recursos do prestador do serviço e o órgão de saúde pública é responsável apenas pela verificação das conformidades, portanto, indicada para supervisão do PSA.

Logo, a relação entre VQACH e PSA é algo benéfico, pois somente as informações coletadas, tratadas, avaliadas e difundidas pela VQACH não são suficientes para melhorar a qualidade da água fornecida à população. É necessária a capacidade de tomada de decisão que os envolvidos no PSA têm, em contrapartida o PSA só pode garantir melhoria contínua de suas ações através da supervisão independente da VQACH, criando um sistema de ganhos mútuos.

Ainda sobre a relação entre VQACH e PSA, é importante lembrar que um PSA deve ser realizado por equipe técnica composta por atores de diferentes áreas relacionadas ao abastecimento de água (Ferrero et al., 2019; Omar et al., 2017). Devido a isso, a OMS (2022) definiu o papel de diversos atores do PSA na VQACH, assim como apresentado no Quadro 6.

Quadro 6 - Relação da vigilância da qualidade da água para consumo humano com os atores do plano de segurança da água

Atores	Relação
Autoridades de saúde pública	Executam a VQACH, estabelecem normas e influenciam políticas e tomadas de decisão de outros setores que possam afetar a saúde.
Autoridades do meio ambiente	Executam melhorias ambientais no território que refletem na qualidade da água captada.
Autoridades dos recursos hídricos	Realizam gestão dos recursos hídricos e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica que repercute na qualidade e na quantidade da água captada.
Agências de certificação	Executam validação do serviço prestado através de ações de VQACH.
Prestadores do serviço	Executam o CQACH, ação complementar à VQACH na manutenção da segurança no abastecimento de água.
Técnicos responsáveis pelo abastecimento	Executam e operam as infraestruturas de abastecimento seguindo as diretrizes apresentadas pela VQACH.
Comunidade gestora	Administra sistemas de pequeno porte e/ou isolados, principal gargalo da VQACH.
Vendedores de água	Abastecem populações de pequeno porte e/ou isoladas.
Consumidores	Garantem um <i>feedback</i> da qualidade do serviço prestado.

Fonte: Adaptado da OMS (2022).

Entre esses atores, é possível verificar que a OMS dispensa atenção especial àqueles relacionados aos sistemas de pequeno porte, pois, de uma maneira geral, a VQACH nessas

localidades dispõe de mais fragilidade que em sistemas de médio e grande portes (Gunnarsdottir; Gardarsson; Bartram, 2015; Gunnarsdottir et al., 2017; Queiroz et al., 2012a, 2012b), assim como também são verificadas mais não-conformidades com o padrão de potabilidade estabelecido (Invik et al., 2017; Monti et al., 2019; Murphy et al., 2016). Dessa maneira, atuar em conjunto com as comunidades locais, utilizando informações sociais, econômicas, ambientais, políticas e culturais que influenciam o abastecimento de água, é uma forma de entender a dinâmica que causa a vulnerabilidade característica desses sistemas e, posteriormente, realizar um plano de ação que atenda os locais mais críticos.

Contudo, executar ações de VQACH em sistemas de pequeno porte não é algo trivial, pois estas infraestruturas de abastecimento, frequentemente, apresentam recursos humanos e financeiros limitados (Liu et al., 2020). Por isso, é aconselhável que a VQACH, nessas localidades, seja implementada em estágios, denominados de inicial, intermediário e avançado (Quadro 7).

Quadro 7 – Ações a serem realizadas nos estágios de implementação da vigilância da qualidade da água para consumo humano em sistemas de pequeno porte

Estágio inicial	
<ul style="list-style-type: none"> - Estabelecer condições para desenvolvimento institucional. - Prover formação para os funcionários. - Definir o papel dos atores envolvidos. - Desenvolver metodologias adequadas ao território. - Limitar o monitoramento aos parâmetros essenciais e substâncias problemáticas conhecidas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Iniciar a vigilância em áreas prioritárias. - Estabelecer sistema de relatórios, arquivamento e comunicação. - Apresentar propostas de melhorias de acordo com os resultados. - Estabelecer meios de comunicação e participação das comunidades locais.
Estágio intermediário	
<ul style="list-style-type: none"> - Prover formação para os funcionários. - Estabelecer/expandir sistematicamente a vigilância. - Expandir a capacidade laboratorial. - Realizar monitoramento de mais parâmetros. - Avaliar as metodologias utilizadas e dar predileção por métodos normativos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Desenvolver capacidade analítica dos dados. - Integrar-se a uma base de dados nacional. - Identificar problemas comuns regionais e nacionais. - Elaborar ou rever metas associadas à saúde. - Envolver as comunidades locais na implementação da vigilância.
Estágio avançado	
<ul style="list-style-type: none"> - Prover formação continuada ou avançada aos funcionários. - Realizar monitoramento de todos os parâmetros do padrão de potabilidade local. - Utilizar de rede laboratorial a níveis nacional, regional e local. 	<ul style="list-style-type: none"> - Utilizar de um plano de trabalho a nível nacional. - Propor melhorias no abastecimento com base em padrões e prioridades nacionais, regionais e locais. - Divulgar dados dos níveis nacional, regional e local. - Envolver as comunidades locais rotineiramente na implementação da vigilância.

Fonte: Adaptado da OMS (2022).

No estágio inicial, a VQACH deve realizar apenas as ações mínimas para alcançar resultados úteis ao sistema de saúde pública. Sendo assim, o foco deve ser no fortalecimento da instituição responsável pela vigilância, capacitação de seus funcionários, estabelecimento

de diretrizes para o território a ser supervisionado, divulgação das informações e criação de meios para controle social. Nesse estágio, o processo de monitoramento pode ocorrer apenas em locais prioritários e com parâmetros considerados essenciais ou específicos da localidade, de modo a se adequar as limitações de recursos características dos sistemas de pequeno porte.

Uma vez que os resultados da VQACH se tornem essenciais ao sistema de saúde pública, o estágio intermediário pode ser iniciado, no qual, as ações de vigilância devem ser expandidas, integrando-se com uma base de dados e uma rede laboratorial regional e nacional, além de envolver a população no processo de tomada de decisão. Os métodos de execução da vigilância devem ser padronizados, com capacitação dos envolvidos na vigilância, estabelecimento de metas associadas à saúde, comparação de problemas a nível regional e nacional e análise de dados. Dentre essas ações, a análise de dados é a mais desafiadora e significativa, pois demanda mão de obra capacitada e transmite informações significativas para a tomada de decisão na busca pela melhoria do abastecimento de água.

Quando se alcança o estágio avançado, as ações de vigilância devem estar integradas a nível nacional, tanto em relação a rede laboratorial quanto ao plano de trabalho executado, a capacitação dos funcionários deve ser contínua e avançada, assim como o processo de controle social. Além disso, o monitoramento deve ter capacidade de alcançar todo o sistema e analisar todos os parâmetros do padrão de potabilidade, de modo que as informações sejam robustas e subsidie propostas de melhorias no abastecimento, levando em consideração padrões e prioridades nacionais, regionais e locais.

Em vista disso, é interessante o desenvolvimento de um modelo conceitual para a VQACH, que considere esse processo de evolução progressiva, orientado aos gargalos verificados no PSA, como frequentemente é o caso dos sistemas de pequeno porte. Um modelo conceitual com essas características seria fundamental para melhorar a qualidade das informações produzidas na vigilância, pois conhecer a realidade dos locais com maior vulnerabilidade, permite alcançar resultados mais impactantes em relação ao risco à saúde humana.

3 METODOLOGIA

Nesta seção é apresentada a metodologia utilizada para execução da tese, com o intuito de sistematizar os procedimentos técnicos empregados no encadeamento lógico da pesquisa, possibilitando a plena compreensão do processo científico. Em vista disso, é interessante iniciar essa descrição através da classificação do método científico selecionado, o qual, se desenvolve numa abordagem hipotético-dedutiva.

Esse caráter metodológico é definido por um processo científico de levantamento de hipóteses e tentativa de falseamento, e, nesta pesquisa, essa hipótese é representada pelo desenvolvimento de um modelo conceitual para VQACH em sistemas de pequeno porte e a tentativa de falseamento pela sua aplicação em escala piloto, que permite verificar eventuais discrepâncias com um sistema real, embasando ajustes que proporcionem maior representatividade ao modelo. De fato, esses ajustes são necessários e rotineiros, pois nessa abordagem o modelo nunca é definitivo, apenas ganha robustez a cada teste realizado, caracterizando-se como detentor de um processo cíclico (Siponen; Klaavuniemi, 2020).

Outrossim, segundo classificação proposta por Prodanov e Freitas (2013), esta pesquisa ainda apresenta procedimentos observacional, comparativo, estatístico e monográfico, em que sua natureza é aplicada, seus objetivos são descritivos e explicativos, a abordagem do problema é quantitativa e os procedimentos técnicos são do tipo pesquisa de levantamento e de campo.

Segundo essa classificação, a natureza da pesquisa é aplicada porque se utiliza de ferramentas cientificamente aceitas, em determinadas áreas do conhecimento, para solucionar problemas específicos de outras áreas. No caso desta pesquisa, isto ocorre no uso de ferramentas consolidadas de avaliação de risco, geoprocessamento e melhoria contínua para preencher lacunas da aplicação da VQACH em sistemas de pequeno porte.

Quanto aos objetivos da pesquisa, estes são descritivos e explicativos, e, complementarmente, apresentam procedimentos observacional e comparativo, pois o estudo busca observar, registrar e analisar o comportamento do modelo conceitual em sua aplicação no sistema piloto, sem realizar intervenções, retratando, com base em investigação teórica, comparações com outros sistemas e medições *in loco*, os fatores que explicam os fenômenos observados, a fim de realizar ajustes no modelo conceitual.

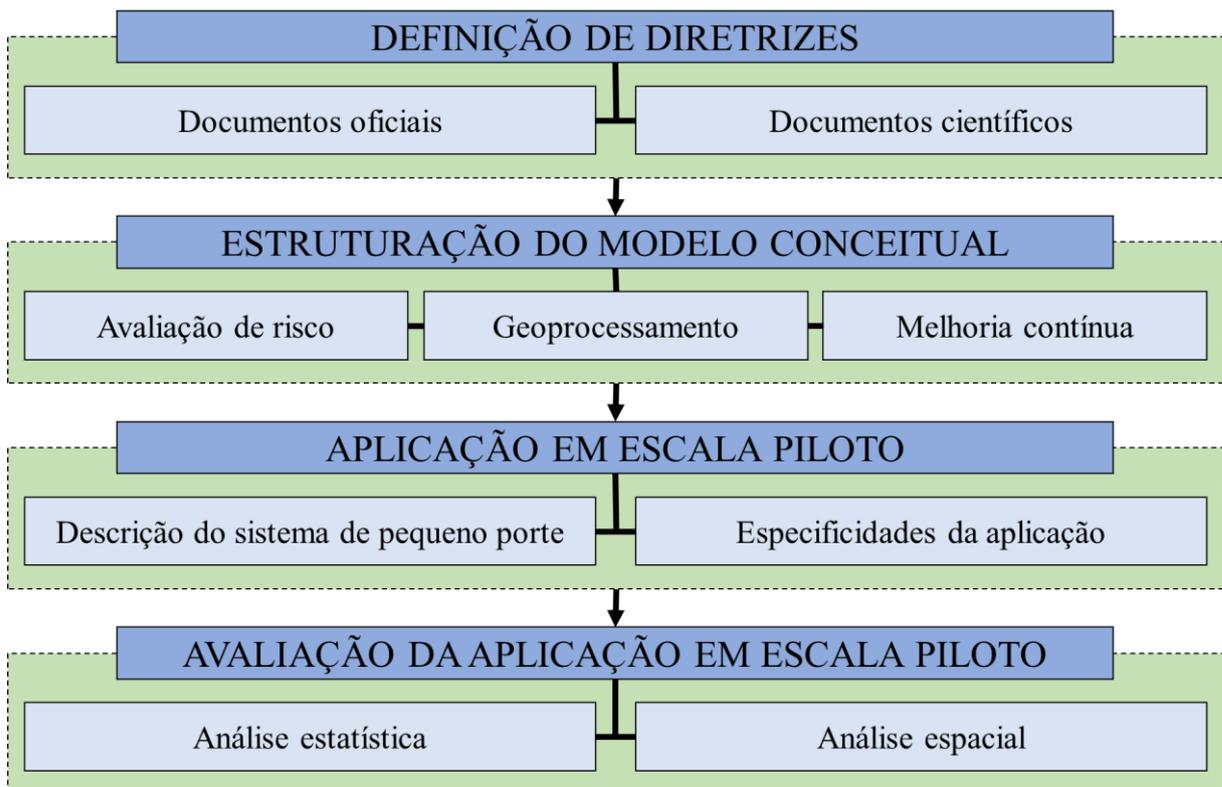
A classificação da pesquisa como estatística e de abordagem do procedimento quantitativa, está fundamentada no fato dos fenômenos observados na aplicação do modelo conceitual serem traduzidos em valores numéricos, facilitando a compreensão dos fenômenos

e possibilitando a verificação do grau de ajustes necessários ao modelo. Nesse sentido, as ferramentas de avaliação de risco e geoprocessamento têm papel essencial.

Em relação aos procedimentos técnicos adotados, a pesquisa é do tipo levantamento e de campo, uma vez que coleta dados primários – tanto na bibliografia, quanto *in loco* – sobre os fenômenos observados, não apenas com o sentido de descrevê-los, mas também com o objetivo de compreendê-los para posterior elaboração de modelo conceitual generalista, no qual a abordagem monográfica se alicerça, pois utiliza de um caso ou um conjunto de casos para representar o todo.

Sendo assim, a pesquisa se estrutura segundo o fluxograma da Figura 7, em que foi realizado um estudo teórico, em documentos oficiais e científicos, sobre a VQACH, servindo para definir diretrizes no desenvolvimento de um modelo conceitual de VQACH ajustado para sistemas de pequeno porte, que integra ferramentas de avaliação de risco, geoprocessamento e melhoria contínua. Em seguida, esse modelo foi aplicado em sistema de pequeno porte piloto para posterior avaliação da adequação a um sistema real, utilizando de análise estatística e espacial.

Figura 7 - Fluxograma metodológico da pesquisa



Fonte: Elaborada pelo autor.

3.1 Definição de diretrizes

O processo de definição de diretrizes para o modelo conceitual ocorreu através de análise exploratória de documentos oficiais e científicos sobre a VQACH. Nesse sentido, os documentos oficiais foram sistematizados em arquivos nacionais e internacionais, em que os arquivos nacionais se resumem às publicações do Estado brasileiro sobre as recomendações para execução do VIGIAGUA (Brasil, 2005a, 2006a, 2006b, 2006c, 2006d, 2006e, 2016) e, o arquivo internacional é referente à quarta edição do *Guidelines for Drinking-water Quality* (OMS, 2022). Em relação aos documentos científicos, estes são caracterizados por artigos científicos que apresentam inovações e lacunas científicas da VQACH, tendo sido selecionados nas bases de dados do *Science Direct*, *Scielo* e Periódicos Capes.

Esse material foi fundamental para determinar a relação entre definição, princípios e objetivos da VQACH com o modelo conceitual, verificando os procedimentos necessários para planejamento, implantação e execução dessa proposta, de modo a selecionar diretrizes específicas para implementação em sistemas de pequeno porte, pautadas nas ações básicas e estratégicas do VIGIAGUA e nas diretrizes para gestão da qualidade da água para consumo humano da OMS.

3.2 Estruturação do modelo conceitual

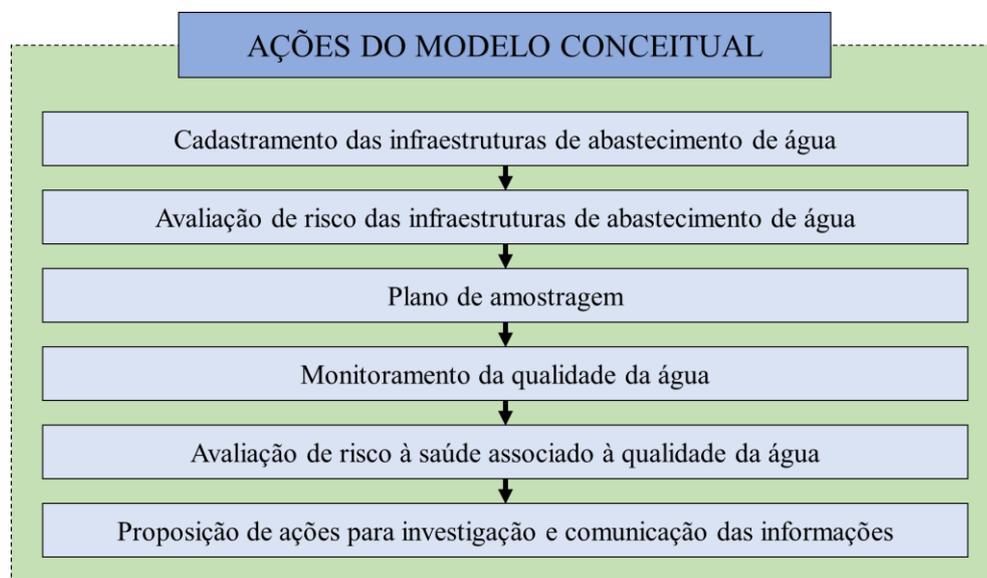
O modelo conceitual, desenvolvido nesta pesquisa, busca solucionar as fragilidades da VQACH relacionadas à falta de sistematização do processo de coleta e análise dos dados e, disseminação das informações sobre o abastecimento de água para consumo humano, que ocorre em várias localidades do mundo (Gunnarsdottir et al., 2020a; Guzman; Bevilacqua; Tovar, 2015; Kayser et al., 2015; Peletz et al., 2018; Queiroz et al., 2012a; Oliveira Junior et al., 2019), inclusive no Brasil (Bevilacqua et al., 2014; Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019) e, é mais acentuado em sistemas de pequeno porte.

Para alcançar esse propósito, o modelo foi desenvolvido para ser sistemático, pautado na previsão de riscos à saúde humana associados ao abastecimento de água e, de fácil integração com sistemas de pequeno porte, considerando suas limitações financeiras e técnicas. Desse modo, as ferramentas de avaliação de risco, geoprocessamento e melhoria contínua, foram integradas para tornar o modelo capaz de gerar dados com qualidade espacial, temporal e de diagnóstico, traduzidos em informações inteligíveis que, permita uma tomada de decisão racional, utilizando eficientemente os recursos humanos e financeiros.

Nesse escopo a avaliação de risco tem o papel de traduzir, quantitativamente, os perigos inerentes ao processo de abastecimento de água, com base na exposição da população, estimando o risco. Por sua vez, o geoprocessamento deve distribuir esses riscos no espaço e no tempo, possibilitando a verificação de locais vulneráveis que necessitem das ações de VQACH. Ao passo que, a melhoria contínua exerce a função de sistematizar as ações de VQACH para aperfeiçoamento cíclico do sistema de abastecimento. A descrição dessas ferramentas são melhor apresentadas nas Subseções 3.2.1 a 3.2.4.

Sendo assim, o modelo conceitual se propõe a realizar seis ações sequenciais (Figura 8), que proporcionem coleta de dados sobre as infraestruturas de abastecimento de água e da qualidade da água fornecida à população, para posterior análise do risco à saúde humana distribuído no espaço e no tempo, que produza informações a serem divulgadas e subsidiem a tomada de decisão.

Figura 8 - Ações do modelo conceitual



Fonte: Elaborada pelo autor.

No processo de *cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água* ocorre o registro de dados da identificação da infraestrutura, da descrição física, operacional e de manutenção do abastecimento, bem como da descrição socioeconômica e de consumo dos usuários. Esse processo é realizado através da aplicação de formulários para cada tipo de infraestrutura de abastecimento de água, ou seja, SAA (Apêndice A e B), SAI (Apêndice C) e SAC (Apêndice D).

Os formulários foram desenvolvidos com base em modelos disponibilizados pelo MS (Brasil, 2023). Contudo, questões complementares foram adicionadas para garantir melhor entendimento das infraestruturas de abastecimento em sistemas de pequeno porte e integrar as informações coletadas com outros SI do SUS e áreas afins.

Essas questões foram inspiradas no que Brasil (2006b) considera como informações relevantes para o cadastramento na VQACH. Além disso, também foram consultados materiais relacionados ao curso de capacitação em VQACH do MS (Brasil, 2014), manuais da união e dos estados (Brasil, 2007; Rio Grande do Norte, 2013; São Paulo, 2005) e pesquisas científicas sobre o tema (Aragão, 2012; Li et al., 2019; Macdonald et al., 2015; Ochoo; Valcour; Sarkar, 2017; Soares; Carmo; Bevilacqua, 2017; Whelton et al., 2007).

Os dados coletados no cadastramento são utilizados para executar a ação de *avaliação de risco das infraestruturas de abastecimento de água*, que aplica um método semiquantitativo para atribuir notas a fatores de risco, a fim de determinar o risco individual de cada infraestrutura de abastecimento de água cadastrada e distribuí-los no espaço e no tempo, definindo zonas de vulnerabilidade. Mais detalhes sobre o método semiquantitativo desenvolvido e as ferramentas de geoprocessamento utilizadas são apresentados nas Subseções 3.2.1 e 3.2.3, respectivamente.

Com os resultados da avaliação de risco das infraestruturas de abastecimento de água é possível realizar o desenvolvimento de um *plano de amostragem* para monitoramento da qualidade da água. Esse plano é estruturado conforme orientações da Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Brasil, 2016), sendo definidos a frequência e indicadores de monitoramento – utilizando, pelo menos, cloro residual livre (CRL), turbidez, CT, *E. coli* e fluoreto –, além da quantidade e localização dos pontos, segundo especificação da Tabela 1.

Tabela 1 - Quantidade mínima de pontos de amostragem para vigilância da qualidade da água para consumo humano

Indicadores	População					
	0 a 5 mil	5 a 10 mil	10 a 50 mil	50 a 200 mil	200 a 500 mil	Maior que 500 mil
CRL	6	9	8 + 1 para cada 7,5 mil habitantes	10 + 1 para cada 10 mil habitantes	20 + 1 para cada 20 mil habitantes	35 + 1 para cada 50 mil habitantes
Turbidez						
CT						
<i>E. Coli</i>						
Fluoreto	0 a 50 mil	50 a 100 mil	100 a 200 mil	200 a 500 mil	500 a 1000 mil	Maior que 1 milhão
	5	7	9	13	18	27

Fonte: Brasil (2016).

A execução do plano de amostragem, ocorre na ação de *monitoramento da qualidade da água*, o qual se desenvolve, no mínimo, ao longo de um ano e segue as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 2023), em relação ao ponto de coleta, coleta e preservação da amostra e execução da análise laboratorial.

De posse dos dados de monitoramento da qualidade da água, se procede a *avaliação de risco à saúde humana associado à qualidade da água*. Essa ação se baseia no consolidado método de avaliação de risco, denominado de análise do modo e efeito de falhas (FMEA), que se utiliza de apreciação crítica dos efeitos e causas de atividades perigosas, para definir o risco atribuído e propor medidas mitigadoras. No caso desta pesquisa, a atividade perigosa é o abastecimento de água para consumo humano e a análise ocorre com base nos indicadores de qualidade da água monitorados e no padrão de potabilidade.

Assim como na avaliação do risco das infraestruturas de abastecimento de água, o risco à saúde humana associado à qualidade da água também deve ser distribuído no espaço e no tempo. Desse modo, a Subseção 3.2.3 apresenta as ferramentas de geoprocessamento utilizadas nessa atividade e a Subseção 3.2.2 descreve a adaptação realizada ao método FMEA para esta pesquisa.

Dessa maneira, diante das informações geradas sobre as infraestruturas de abastecimento de água e a qualidade da água fornecida a população, são *propostas ações de investigação e comunicação das informações*, para esclarecimento dos fatores intervenientes do atual cenário do abastecimento de água no território estudado e divulgação das informações alcançadas para subsidiar uma tomada de decisão objetiva, que melhore efetivamente o serviço prestado.

3.2.1 Avaliação de risco – Uma ferramenta semiquantitativa

Segundo Lima et al. (2022), um método semiquantitativo de avaliação de risco usa de uma abordagem de julgamento qualitativo para definir um valor quantitativo de risco, com base na importância dos perigos e suas formas de exposição, bem como das medidas preventivas e mitigadoras. Esse tipo de método é indicado quando os procedimentos qualitativos não são suficientes para valorar e classificar os riscos, ou quando os custos dos procedimentos quantitativos não se justificam, devido a necessidade de dados robustos ou cálculos complexos (Carvalho, 2013; Lima; Santos; Vieira, 2021).

Nesse contexto, um método semiquantitativo de avaliação de risco foi desenvolvido como ferramenta para estudar as infraestruturas de abastecimento de água sob a ótica do risco, selecionando fatores de risco a serem parametrizados com base em um padrão de qualidade. O uso desse padrão foi proposital, pois, para Carvalho (2013) e Kostoff (1993), a principal crítica dos métodos semiquantitativos é a subjetividade relacionada a quantificação do risco e, o uso de um padrão fundamentado em normas regulamentadas, representando um risco tolerável ou aceitável, diminui essa limitação.

Isto posto, para executar essa ferramenta foram selecionados 23 fatores de risco coletados na ação de cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água (Quadro 8) que, associam aspectos de infraestrutura, operação e manutenção do fornecimento de água, além de características socioeconômicas e de consumo dos usuários. Vale a pena enfatizar que, nem todos os fatores de risco selecionados apresentam sentido lógico para todo tipo de infraestrutura de abastecimento de água, logo, para compor o risco de SAA foram selecionados 17 fatores e para SAI e SAC foram selecionados, respectivamente, 15 e 21 fatores.

Quadro 8 - Fatores de risco para os tipos de infraestrutura de abastecimento de água

Fatores de risco	SAA	SAI	SAC
Infraestrutura, operação e manutenção do abastecimento de água			
Tipo de SAA	X	-	-
Existência de Responsável Técnico	X	-	X
Tipo de manancial	X	X	X
Existência de outorga	X	-	X
Existência de licença ambiental	X	-	X
Existência de grupos de risco	-	X	X
Existência de VQACH	X	X	X
Adequação da VQACH	X	X	X
Existência de CQACH	X	-	X
Adequação do CQACH	X	-	X
Regularidade na distribuição	X	-	-
Tipo de suprimento	-	X	X
Tipo de tratamento	X	X	X
Tipo de desinfecção	X	-	X
Fontes poluidoras	-	X	X
Proteção sanitária	-	X	X
Existência de canalização	-	X	X
Existência de limpeza	-	X	X
Socioeconômicos e de consumo dos usuários			
Renda familiar	X	X	X
Usos da água	X	X	X
Qualidade da água	X	X	X
Manejo dos resíduos	X	X	X
Manejo dos efluentes	X	X	X

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para atribuir notas aos fatores de risco foi determinado um padrão de riscos toleráveis, com base na premissa de garantir um risco tão baixo quanto razoavelmente possível (ALARP). Esse padrão foi fundamentado em normas regulamentadas pelo Estado brasileiro pois, dessa maneira, a subjetividade inerente a métodos semiquantitativos é diminuída e os resultados são orientados a parâmetros consolidados cientificamente e socialmente. Sendo assim, o Quadro 9 resume as justificativas para definir o risco tolerável de cada fator de risco, apresentando também a referência normativa que o fundamenta.

Quadro 9 - Justificativas para determinação do padrão de risco tolerável

Fator de risco	Justificativa para o padrão de risco tolerável	Fonte
Tipo de SAA	Todos os modelos de SAA são permitidos. Contudo, através do cruzamento de dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS) e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) foi verificado que sistemas isolados apresentam mais conformidades com o padrão de potabilidade, que os sistemas integrados. Logo, devem apresentar menor grau de risco.	Brasil (2021) SNIS (2022) ANA (2021)
Existência de Responsável Técnico	Qualquer SAA ou SAC que não dispõe de responsável técnico está em desacordo com a portaria de potabilidade, sendo inaceitável.	Brasil (2021)
Tipo de manancial	Apesar de toda fonte de água superficial, subterrânea e de chuva ser permitida para abastecimento humano, a portaria de potabilidade exige um tratamento mais complexo para águas superficiais, evidenciando que esse tipo de manancial apresenta maior risco.	Brasil (2021) Brasil (2006b)
Existência de outorga	Qualquer SAA ou SAC que não apresenta outorga está em desacordo com o padrão de potabilidade, sendo inaceitável.	Brasil (2021)
Existência de licença ambiental	Qualquer SAA ou SAC que não apresenta licença ambiental está em desacordo com o padrão de potabilidade, sendo inaceitável.	Brasil (2021)
Existência de grupos de risco	Sempre que ocorra o abastecimento de água de populações com predominância de idosos, crianças ou doentes crônicos, maior é o risco de agravos a saúde.	Brasil (2021)
Existência de VQACH	A portaria de potabilidade estabelece que ações de VQACH devem ser realizadas em toda infraestrutura de abastecimento de água.	Brasil (2021)
Adequação da VQACH	A autoridade de saúde pública deve monitorar pelo menos a quantidade mínima de amostras determinada pela diretriz nacional do plano de amostragem de VQACH.	Brasil (2016)
Existência de CQACH	A portaria de potabilidade estabelece que ações de CQACH devem ser realizadas em SAA e SAC.	Brasil (2021)
Adequação do CQACH	O prestador de serviço deve monitorar pelo menos a quantidade mínima de amostras determinada pela portaria de potabilidade.	Brasil (2021)
Regularidade na distribuição	A portaria de potabilidade determina que a rede de distribuição deve funcionar com regularidade, evitando paralisações e intermitências.	Brasil (2021)
Tipo de suprimento	Todos os tipos de suprimento que usam água superficial, subterrânea ou da chuva e apresentam autorização de órgão de saúde são aceitáveis. Todavia, o manual de boas práticas no abastecimento de água sugere que poços em aquífero confinado têm menos suscetibilidade a contaminação que poços em aquífero livre, bem como caixas de água plásticas em relação a tanques de alvenarias e premoldados. Além disso, é recomendado que todo veículo transportador deve ser autorizado por órgão de saúde.	Brasil (2006b)

Continua

Continuação

Tipo de tratamento	Segundo a portaria de potabilidade, toda água para consumo humano deve ser pelo menos desinfetada, mas se for de manancial superficial também deve ser filtrada. Além disso, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) determina que o tipo de tratamento de água para abastecimento humano deve ser compatível com a classe ao qual o corpo de água está enquadrado.	Brasil (2021) CONAMA (2005)
Tipo de desinfecção	A portaria de potabilidade prevê a desinfecção com substâncias a base de cloro, por ozonização ou radiação ultravioleta. Todavia, apenas a desinfecção com substâncias a base de cloro fornece residual desinfetante, garantindo menor grau de risco.	Brasil (2021)
Fontes poluidoras	Segundo o manual de boas práticas no abastecimento de água, nenhuma fonte poluidora deve estar próxima a pontos de captação ou armazenamento de água para consumo humano.	Brasil (2006b)
Proteção sanitária	O manual de boas práticas no abastecimento de água recomenda que todo tipo de suprimento deve ter vedação. Entretanto, suprimentos de água subterrânea devem ter vedação e revestimento.	Brasil (2006b)
Existência de canalização	É recomendado pelo manual de boas práticas no abastecimento de água que todo tipo de suprimento deve possuir sistema de canalização para fornecimento de água.	Brasil (2006b)
Existência de limpeza	Segundo o manual de boas práticas no abastecimento de água, suprimentos que armazenam água necessitam de limpeza periódica, exclui-se, portanto, poços.	Brasil (2006b)
Renda familiar	Segundo o Departamento Intersindical de Estatística e Estudos Socioeconômicos (DIEESE) uma família com 4 pessoas demandaria pelo menos R\$ 4.135,85 mensais para garantir direitos básicos estabelecidos na constituição.	DIEESE (2019)
Usos da água	Todos os usos da água são permitidos. Entretanto, o CONAMA estabelece que usos da água com contato primário apresentam maior risco à saúde.	CONAMA (2005)
Qualidade da água	Segundo o padrão de potabilidade, a água não pode afetar a aceitação dos usuários, logo deve ter uma avaliação positiva na percepção destes.	Brasil (2021)
Manejo dos resíduos	A Política Nacional de Resíduos Sólidos determina que o gerador de resíduos domiciliares deve encaminhar os resíduos para coleta.	Brasil (2010)
Manejo dos efluentes	O Plano Nacional de Saneamento básico estipula como meta para 2033 a cobertura de 92% dos domicílios com rede ou fossa séptica. Contudo, o uso de fossa apresenta mais risco, pois lança efluentes ainda contaminados no solo.	Brasil (2019) ABNT (1997)

Fonte: Elaborado pelo autor.

O padrão de risco tolerável serve para definir níveis de risco para cada fator de risco selecionado, atribuindo notas com valores entre 1 e 3. Nessa parametrização, o nível de risco insignificante tem uma nota de valor 1 e representa condições em que há medidas de controle e mitigação maiores que o padrão de risco tolerável. Por sua vez, o nível de risco tolerável corresponde ao próprio padrão definido no Quadro 9 e recebe uma nota com valor 2. Quanto ao nível de risco inaceitável, é toda situação que não está em conformidade com padrão de risco tolerável, logo sua nota tem valor 3. A parametrização para cada fator de risco, com seus respectivos níveis de risco e notas estão listados no Quadro 10.

Quadro 10 - Parametrização para definição do nível de risco

Fator de risco	Nível de risco		
	Insignificante (Nota = 1)	Tolerável (Nota = 2)	Inaceitável (Nota = 3)
Tipo de SAA	- Sistemas isolados.	- Sistemas integrados.	-
Existência de Responsável Técnico	-	- Existe.	- Não existe.
Tipo de manancial	- Subterrâneo ou água da chuva.	- Superficial.	-
Existência de outorga	-	- Existe.	- Não existe.
Existência de licença ambiental	-	- Existe.	- Não existe.
Existência de grupos de risco	- Não existe.	- Existe.	-
Existência de VQACH	-	- Existe.	- Não existe.
Adequação da VQACH	- Quantidade de amostras maior que mínimo exigido.	- Quantidade de amostras igual ao mínimo exigido.	- Quantidade de amostras menor que mínimo exigido.
Existência de CQACH	-	- Existe.	- Não existe.
Adequação do CQACH	- Quantidade de amostras maior que mínimo exigido.	- Quantidade de amostras igual ao mínimo exigido.	- Quantidade de amostras menor que mínimo exigido.
Regularidade na distribuição	-	- Contínua.	- Intermitente.
Tipo de suprimento	- Caixas de água e poços profundos.	- Veículos transportadores cadastrados, cisternas, poços rasos, nascentes, chafarizes e torneiras públicas.	- Veículos transportadores não cadastrados.
Tipo de tratamento*	- <u>Para águas subterrâneas e da chuva:</u> apenas filtração, tratamento convencional ou avançado. - <u>Para águas superficiais classe 1:</u> tratamento convencional ou avançado. - <u>Para águas superficiais classe 2:</u> tratamento avançado.	- <u>Para águas subterrâneas e da chuva:</u> apenas desinfecção. - <u>Para águas superficiais classe 1:</u> apenas filtração. - <u>Para águas superficiais classe 2:</u> apenas tratamento convencional. - <u>Para águas superficiais classe 3:</u> tratamento avançado.	- Sem tratamento. - <u>Para águas superficiais classe 1:</u> apenas desinfecção. - <u>Para águas superficiais classe 2:</u> apenas filtração. - <u>Para águas superficiais classe 3:</u> apenas tratamento convencional.
Tipo de desinfecção	- Desinfecção por substâncias a base de cloro.	- Desinfecção por ozonização ou radiação ultravioleta.	- Sem desinfecção.
Fontes poluidoras	-	- Não existe.	- Existe.
Proteção sanitária	- <u>Para poços:</u> tampa, revestimento e outro nível de proteção. - <u>Para demais suprimentos:</u> tampa e outro nível de proteção.	- <u>Para poços:</u> apenas tampa e revestimento. - <u>Para demais suprimentos:</u> apenas tampa.	- <u>Para poços:</u> sem tampa ou revestimento. - <u>Para demais suprimentos:</u> sem tampa.
Existência de canalização	-	- Existe.	- Não existe.
Existência de limpeza	-	- Existe.	- Não existe.
Renda familiar	- Mais que 5 salários-mínimos.	- Entre 3 e 5 salários-mínimos.	- Menos que 3 salários-mínimos.

Continua

Continuação

Usos da água	- Limpeza, higiene pessoal e outros usos.	- Beber e cozinhar.	-
Qualidade da água	- Boa e ótima.	- Regular.	- Ruim e péssima.
Manejo dos resíduos	-	- Coleta.	- Enterra, queima ou deposita a céu aberto.
Manejo dos efluentes	- Rede coletora.	- Fossa séptica.	- Fossa rudimentar ou lançamento no solo ou corpos de água <i>in natura</i> .

Nota: * A parametrização dada ao fator de risco “tipo de tratamento” está relacionada a classificação realizada pela Resolução CONAMA 357/2005.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Um aspecto metodológico importante é que para cada tipo de infraestrutura de abastecimento de água existe um valor mínimo e máximo possível de risco, dados pela soma do nível de risco mínimo e máximo, respectivamente, em cada fator de risco selecionado para o tipo de infraestrutura de abastecimento (Tabela 2). Isso ocorre pois, nem todos os fatores de risco apresentam os níveis de risco insignificante, tolerável e inaceitável e, a quantidade de fatores de risco usados para SAA, SAI e SAC são diferentes.

Tabela 2 - Cálculo dos valores máximo e mínimo possíveis de risco para cada tipo de infraestrutura de abastecimento de água

Fatores de risco	SAA		SAI		SAC	
	Vmín	Vmáx	Vmín	Vmáx	Vmín	Vmáx
Tipo de SAA	1	2	-	-	-	-
Existência de Responsável Técnico	2	3	-	-	2	3
Tipo de manancial	1	2	1	2	1	2
Existência de outorga	2	3	-	-	2	3
Existência de licença ambiental	2	3	-	-	2	3
Existência de grupos de risco	-	-	1	2	1	2
Existência de VQACH	2	3	2	3	2	3
Adequação da VQACH	1	3	1	3	1	3
Existência de CQACH	2	3	-	-	2	3
Adequação do CQACH	1	3	-	-	1	3
Regularidade na distribuição	2	3	-	-	-	-
Tipo de suprimento	-	-	1	3	1	3
Tipo de tratamento	1	3	1	3	1	3
Tipo de desinfecção	1	3	-	-	1	3
Fontes poluidoras	-	-	2	3	2	3
Proteção sanitária	-	-	1	3	1	3
Existência de canalização	-	-	2	3	2	3
Existência de limpeza	-	-	2	3	2	3
Renda familiar	1	3	1	3	1	3
Usos da água	1	2	1	2	1	2
Qualidade da água	1	3	1	3	1	3
Manejo dos resíduos	2	3	2	3	2	3
Manejo dos efluentes	1	3	1	3	1	3
Total	24	48	20	42	30	60

Nota: Vmín = valor mínimo possível de risco e Vmáx = valor máximo possível de risco.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Sendo assim, o risco individual de cada infraestrutura de abastecimento de água cadastrada é estimado através da soma das notas atribuídas a cada fator de risco. E, para facilitar o entendimento dos resultados, o valor de risco foi categorizado em três faixas, denominadas de alto, médio e baixo risco, sendo definidas em intervalos igualitários entre os valores mínimo e máximo possíveis de risco (Tabela 3).

Tabela 3 - Intervalos para as faixas de risco das infraestruturas de abastecimento de água

Tipo de infraestrutura	Faixa do risco		
	Baixo	Médio	Alto
SAA	24 < Risco ≤ 32	32 < Risco ≤ 40	40 < Risco ≤ 48
SAI	20 < Risco ≤ 27	27 < Risco ≤ 35	35 < Risco ≤ 42
SAC	30 < Risco ≤ 40	40 < Risco ≤ 50	50 < Risco ≤ 60

Fonte: Elaborada pelo autor.

3.2.2 Avaliação de risco – Uma adaptação à análise do modo e efeito de falhas

A FMEA é um método semiquantitativo de avaliação de risco, que busca descobrir e ordenar modos de falha capazes de trazer riscos sobre o desempenho de um sistema, tal como definir suas causas, efeitos e medidas de inibição, controle e/ou remediação (Mzougui; El Felsoufi, 2019; Subriadi; Najwa, 2020). Nesse método, o cálculo dos riscos é realizado com critérios que vão além da frequência e magnitude (Appolis; Van Dyk; Matope, 2020; Wang et al., 2018), comumente empregados em outros métodos semiquantitativos (Carvalho, 2013).

Segundo esse escopo, os modos de falha podem ser entendidos como um perigo que possui a capacidade de produzir erro no objeto de estudo, impedindo-o de realizar seu objetivo, originando, portanto, uma falha (Sakurada, 2001). No caso desta pesquisa, os modos de falha são delimitados pelos perigos relacionados aos indicadores de qualidade da água monitorados, a fim de medir os riscos à saúde associados à qualidade da água fornecida à população em sistemas de pequeno porte.

Para alcançar esse ajuste, foi necessário realizar uma adaptação à FMEA, usando da metodologia desenvolvida em Ogata et al. (2016). Nesse método, inicialmente os resultados das análises para os indicadores monitorados são categorizados segundo classes (Tabela 4), determinadas conforme intervalos de risco estabelecidos segundo os valores máximos permitidos do padrão de potabilidade (Brasil, 2021), de maneira que, quanto mais próximo do valor máximo permitido, maior o risco. Vale a pena salientar que, houve uma alteração do método original, tendo sido admitidas apenas 3 classes, a fim de padronizar essa metodologia a ferramenta de avaliação de risco semiquantitativa apresentada na Subseção 3.2.1.

Tabela 4 – Classes da categorização dos indicadores de qualidade da água

Indicador	Classes		
	1	2	3
CRL (Valor mínimo permitido)	$1,4 \leq \text{CRL} < 2,6 \text{ mg/L}$	$0,2 \leq \text{CRL} < 1,4 \text{ mg/L}$	$\text{CRL} < 0,2 \text{ mg/L}$
CRL (Valor máximo permitido)	$2,6 \leq \text{CRL} < 3,8 \text{ mg/L}$	$3,8 \leq \text{CRL} \leq 5,0 \text{ mg/L}$	$\text{CRL} > 5,0 \text{ mg/L}$
Turbidez	$T \leq 2,5 \text{ uT}$	$2,5 < T \leq 5,0 \text{ uT}$	$T > 5 \text{ uT}$
CT	Ausência	-	Presença
E. coli	Ausência	-	Presença
Fluoreto	$F \leq 0,75 \text{ mg/L}$	$0,75 < F \leq 1,5 \text{ mg/L}$	$F > 1,5 \text{ mg/L}$

Nota: T = turbidez e F = fluoreto.

Fonte: Adaptado de Ogata et al. (2016).

Um aspecto importante a se destacar é que, dentre os indicadores mínimos para monitoramento na VQACH, o CRL apresenta valores máximo e mínimo permitidos pela portaria de potabilidade, logo, existem duas categorizações distintas entre esses valores. Como consequência, as classes foram determinadas por quatro intervalos igualmente divididos entre o valor máximo permitido – 5,0 mg/L de CRL – e o valor mínimo permitido – 0,2 mg/L de CRL –, dispendo ainda de duas classes situadas acima do valor máximo e abaixo do valor mínimo.

Após a classificação dos indicadores de qualidade da água, a FMEA é empregada para verificar o grau de importância dos modos de falha no risco total dos pontos de amostragem. O principal resultado desse método é a estimativa de risco que, originalmente é realizado através de três aspectos de avaliação, a severidade (S) – magnitude do perigo caso este ocorra –, a ocorrência (O) – frequência em que o perigo ocorre no sistema ou que se prevê que ocorra – e a detecção (D) – facilidade de identificar o perigo precocemente –, estes por sua vez, resultam no risco (R) – produto da multiplicação dos escores atribuídos a cada aspecto avaliado – (Ogata et al., 2016). Entretanto, a FMEA não se resume ao cálculo do risco pois, no processo de preenchimento do formulário FMEA (Quadro 11) também devem ser abordadas as causas, efeitos e medidas mitigadoras relacionadas aos perigos.

Quadro 11 - Formulário FMEA

Modo de falha	Efeitos	Causas	S	O	D	R	Medidas mitigadoras
Baixa concentração de CRL							
Alta concentração de CRL							
Alta turbidez							
Presença de CT							
Presença de <i>E. coli</i>							
Alta concentração de Fluoreto							

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para o modelo conceitual desta pesquisa, a FMEA deve se basear nos modos de falha diretamente associados à categorização dos indicadores de qualidade da água monitorados, totalizando os seis perigos anteriormente listados no Quadro 11. E, nesse sentido, os escores dos aspectos de avaliação são atribuídos conforme orientação da tabela de escore, apresentada no Quadro 12, buscando consenso de equipe técnica conhecedora do método e do sistema de abastecimento estudado.

Quadro 12 - Tabela de escore do método da FMEA

Escore	Severidade	Classificação
Alta	A não-conformidade pode causar efeitos graves e agudos à saúde humana, de forma direta.	3
Moderada	A não-conformidade pode causar efeitos graves e agudos à saúde humana, de forma indireta ou, efeitos graves e crônicos, de forma direta.	2
Baixa	A não-conformidade pode causar efeitos graves e crônicos à saúde humana, de forma indireta ou, efeitos leves à saúde humana, sejam agudos, crônicos, diretos ou indiretos. Além disso, pode causar problemas de aceitação aos usuários ou não apresentar significado sanitário.	1
Escore	Ocorrência	Classificação
Alta	A não-conformidade ocorre mensalmente.	3
Moderada	A não-conformidade ocorre trimestralmente ou semestralmente.	2
Baixa	A não-conformidade ocorre anualmente ou não ocorreu.	1
Escore	Deteção	Classificação
Alta	A não-conformidade é detectada, necessariamente, pela utilização de medições complexas, ou com alto custo financeiro ou de tempo.	3
Moderada	A não-conformidade é detectada pela utilização de medições simples, baixo custo financeiro e de resultados rápidos.	2
Baixa	A não-conformidade pode ser percebida através dos sentidos humanos.	1

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para entender a lógica da tabela de escore é necessário distinguir os conceitos de efeitos à saúde humana graves, leves, agudos, crônicos, diretos e indiretos. Os efeitos graves são toda reação prejudicial à saúde humana que leva à incapacidade funcional temporária ou permanente, invalidez, hospitalização, anomalias congênitas ou risco imediato à vida ou morte, enquanto os efeitos leves são os demais efeitos prejudiciais (ANVISA, 2022).

Enquanto os efeitos agudos são todos que produzem sintomas e sinais pouco depois da exposição à causa, apresentando curso rápido, a partir da qual ocorre total recuperação ou um fim abrupto em morte, ao passo que os crônicos são aqueles que produzem sintomas e sinais num período variável, de curso prolongado, havendo apenas recuperação parcial (Freitas; Mendes, 1999; Mendes, 2012).

Por sua vez, os efeitos diretos são aqueles relacionados exclusivamente à exposição ao agente perigoso, à medida que os efeitos indiretos estão associados à exposição ao agente

perigoso, mas de forma associada a outros agentes perigosos ou aspectos sociais, econômicos, ambientais, políticos e culturais do indivíduo, proporcionando um efeito negativo em sua vida (Bahia, 2021).

Sendo assim, o risco de cada ponto monitorado é estimado através de uma média aritmética ponderada, em que os valores associados à classificação dos indicadores da qualidade da água serão multiplicados pelo percentual do seu respectivo risco no formulário FMEA em relação ao risco total do sistema, assim como apresentado na Equação 1.

$$R_p = \frac{\sum_1^n C * (R_C / R)}{\sum_1^n (R_C / R)} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

- R_p = Risco no ponto monitorado;
- n = Quantidade de modos de falha associados aos indicadores de qualidade da água;
- C = Valor da classificação do indicador de qualidade da água;
- R_C = Risco associado ao indicador de qualidade da água;
- R = Risco total do sistema estudado.

Tal como no risco associado às infraestruturas de abastecimento de água, o valor do risco à saúde associado à qualidade da água também é categorizado em três faixas, denominadas de alto, médio e baixo risco, sendo definidas em intervalos igualitários entre o maior e o menor valor de risco possível (Equações 2 e 3). Contudo, essa classificação varia conforme o cenário estudado, pois o formulário FMEA só é preenchido após pleno entendimento da dinâmica de funcionamento do sistema de abastecimento de pequeno porte analisado, determinando, por consequência, os valores de risco dos modos de falha.

$$R_{m\acute{a}x} = \sum_1^n GR * C_{m\acute{a}x} \quad (\text{Equação 2})$$

$$R_{m\acute{i}n} = \sum_1^n GR * C_{m\acute{i}n} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:

- $R_{m\acute{a}x}$ = Maior valor de risco possível;
- $R_{m\acute{i}n}$ = Menor valor de risco possível;
- n = Quantidade de modos de falha avaliados na FMEA;

- GR = Grau de risco do modo de falha avaliado na FMEA;
- $C_{\text{máx}}$ = Maior valor da classificação do indicador de qualidade da água;
- $C_{\text{mín}}$ = Menor valor da classificação do indicador de qualidade da água.

Outro aspecto relevante é que, no cálculo de maior e menor valor de risco possível, os riscos de alta e baixa concentração de CRL não devem ser somados conjuntamente, pois são excludentes entre si. Desse modo, aquele que tiver maior percentual, na FMEA, deve ser considerado para determinar o risco de maior valor possível e, o que tiver menor percentual deve ser considerado no cálculo do risco de menor valor possível.

3.2.3 Geoprocessamento

O geoprocessamento é o conjunto de tecnologias de coleta, armazenamento, tratamento e apresentação de dados espaciais, se tornando uma poderosa ferramenta para realizar tarefas complexas da geografia de forma automatizada, utilizando teorias, conceitos e metodologias desta área do conhecimento, na forma de sequências operacionais, para permitir resoluções rápidas e eficientes de problemas personalizados (Silva, 2016; Sousa; Giongo, 2022; Wu et al., 2013; Zhao; Liu, 2017).

Devido a essas características, o geoprocessamento foi a ferramenta selecionada para representar a distribuição espaço-temporal dos riscos estimados no modelo conceitual. Sendo assim, para viabilizar o uso dessa ferramenta, é necessário georreferenciar os dados coletados nas ações de cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água e monitoramento da qualidade da água, que, especificamente para esta pesquisa, foi realizado com o auxílio de GPS Garmin, modelo GPSmap 64, configurado no Datum Sirgas2000, coordenadas UTM 25Sul.

Em relação ao armazenamento, tratamento e apresentação dos dados espaciais, a plataforma utilizada foi o software QGIS, versão 3.28.6, o qual, para a ação de avaliação de risco das infraestruturas de abastecimento de água executou o procedimento de interpolação espacial, que é a estimativa do valor de um fenômeno em um ponto não observado, chamado de ponto alvo, através da soma ponderada dos valores do fenômeno em pontos próximos onde o evento foi observado (Hachiya et al., 2023; Mariano; Mónica, 2021).

Vale salientar que, esse tipo de procedimento só faz sentido em fenômenos autocorrelacionados, que, nesse contexto, são fenômenos em que há mais chances de locais próximos apresentarem características similares do que locais mais distantes (Mariano;

Mónica, 2021). Por isso, através desse procedimento foram desenvolvidos mapas delimitando zonas de vulnerabilidade com base no risco à saúde associado às infraestruturas de abastecimento de água, estimado pelos fatores de risco selecionados na Subseção 3.2.1, os quais, são relacionados com características de infraestrutura, operação e manutenção do abastecimento de água e socioeconômicas e de consumo dos usuários, e que, segundo Abubakar (2019), Birhan et al. (2023) e Cassivi et al. (2021), manifestam relação de homogeneidade com o território estudado.

Como não há registro da espacialização do risco à saúde humana associado às infraestruturas de abastecimento de água na literatura, foram testados os modelos matemáticos dos métodos da krigagem (KRIG) e da ponderação pelo inverso da distância, usando coeficientes de ponderação nos valores de dois (IDW2), três (IDW3) e quatro (IDW4).

Ambos os métodos seguem a formulação geral dos métodos de interpolação espacial, apresentada em Hachiya et al. (2023) e descrita na Equação 4, em que θ_{est} é o valor estimado do fenômeno no ponto alvo, x é a coordenada do ponto alvo, x_i^{obs} é a coordenada do i -ésimo ponto observado, θ_i^{obs} é o valor do fenômeno no i -ésimo ponto observado, N^{obs} é a quantidade de pontos observados e w_i é a função de ponderação entre as coordenadas do ponto alvo e do i -ésimo ponto observado.

$$\theta_{est} = f \left[x | (x_i^{obs}, \theta_i^{obs})_{i=1}^{N^{obs}} \right] \equiv \sum w_i \theta_i^{obs} \quad (\text{Equação 4})$$

Entretanto, há diferenças entre os métodos, definido pelo fato de que o KRIG é um método geoestatístico, e, portanto, utiliza de um variograma para determinar a relação entre a posição dos pontos e os valores observados do fenômeno, resultando em ponderações subordinadas a funções lineares, exponenciais, gaussianas, esféricas, entre outras (Singh; Verma, 2019; Zou et al., 2015). Por outro lado, a ponderação pelo inverso da distância é um método não estatístico e considera que a ponderação ocorre sempre por meio de uma função linear, modificando apenas o valor do coeficiente dessa relação (Kim et al., 2022; Singh; Verma, 2019).

Além do desenvolvimento de mapas de vulnerabilidade espacial, o QGIS ainda foi utilizado na elaboração de mapas de risco à saúde associado à qualidade da água analisada pela ação de monitoramento da qualidade da água, resultando em mapas mensais para cada campanha de monitoramento realizada, de modo que no final do período de monitoramento,

estes mapas sejam sobrepostos, através de média aritmética simples, definindo um mapa que sintetize o cenário anual dos pontos de amostragem.

3.2.4 *Melhoria contínua*

A melhoria contínua, necessária ao desenvolvimento desse modelo conceitual, foi realizada com o emprego do método PDCA, acrônimo das palavras inglesas *Plan, Do, Check e Act*, ou seja, planejar, executar, verificar e agir. Tal decisão é justificada pela capacidade do método de analisar limitações em processos de gestão de forma iterativa, descobrindo causas e possíveis soluções que, após executadas, são avaliadas quanto a efetividade, tendo bastante empregabilidade no meio empresarial, setor público e acadêmico (Antunes Júnior; Broday, 2019; Vargas et al., 2018), inclusive com registro de aplicação no processo de abastecimento de água (Bereskie; Rodrigues; Sadiq, 2017).

O PDCA estrutura-se em quatro estágios, iniciados pelo planejamento, em que há a definição de objetivos para melhoria do sistema e descobertas das causas das limitações – nesse momento geralmente são utilizados outros métodos em conjunto, como a avaliação de risco (Barafort; Mesquita; Mas, 2017), pois são necessários dados de qualidade para obter bons resultados – a partir daí, um plano de ação é elaborado, para determinar as estratégias de alcance dos objetivos prioritários. Após isso, o plano de ação é executado, sendo necessário treinamento e comunicação com os colaboradores para alcançar efetividade. Na etapa de verificação, a execução é avaliada, a fim de identificar conformidades e desvios aos objetivos desejados. Então, na etapa de ação, as boas práticas que apresentaram efetividade comprovada são adotadas rotineiramente e as demais descartadas (Antunes Júnior; Broday, 2019; Pietrzak; Paliszkiwicz, 2015; Song; Fischer, 2020; Vargas et al., 2018). Todavia, a metodologia não finda na ação, ela recomeça com nova etapa de planejamento para garantir evolução ininterrupta, definida por Vargas et al. (2018) como uma filosofia de aprendizagem contínua e criação de conhecimento.

Nesta pesquisa, o PDCA é útil na sistematização das ações do modelo conceitual, de maneira que o modelo se torne estruturado para alcançar resultados preditivos e uniformes, permitindo a comparação das informações, incorporação pelas instituições de VQACH e integração com outros setores, assim como almejado nos trabalhos de Bevilacqua et al. (2014), Carmo, Bevilacqua e Bastos (2008), Fortes, Barrocas e Kligerman (2019), Freitas e Freitas (2005), Gunnarsdottir et al. (2017), Peletz et al. (2018) e Queiroz et al. (2012b).

De acordo com a estrutura proposta, na etapa de planejamento é realizado o cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água, as quais são avaliadas quanto ao risco à saúde associado, permitindo a elaboração de um plano de amostragem baseado na distribuição desse risco no espaço e no tempo. Em seguida, na etapa de execução o monitoramento da qualidade da água é realizado, seguindo as orientações do plano de amostragem. Por sua vez, a etapa de verificação se caracteriza pela avaliação do risco à saúde humana associado à qualidade da água monitorada. E, com base nisso, a etapa de ação propõe medidas de prevenção, minimização e eliminação desses riscos através de ações de investigação e comunicação das informações, segundo recomendações do VIGIAGUA. Como consequência dessas ações espera-se que ocorram mudanças no processo de abastecimento de água, de tal modo que, possibilite nova etapa de planejamento, originando um ciclo de melhoria contínua.

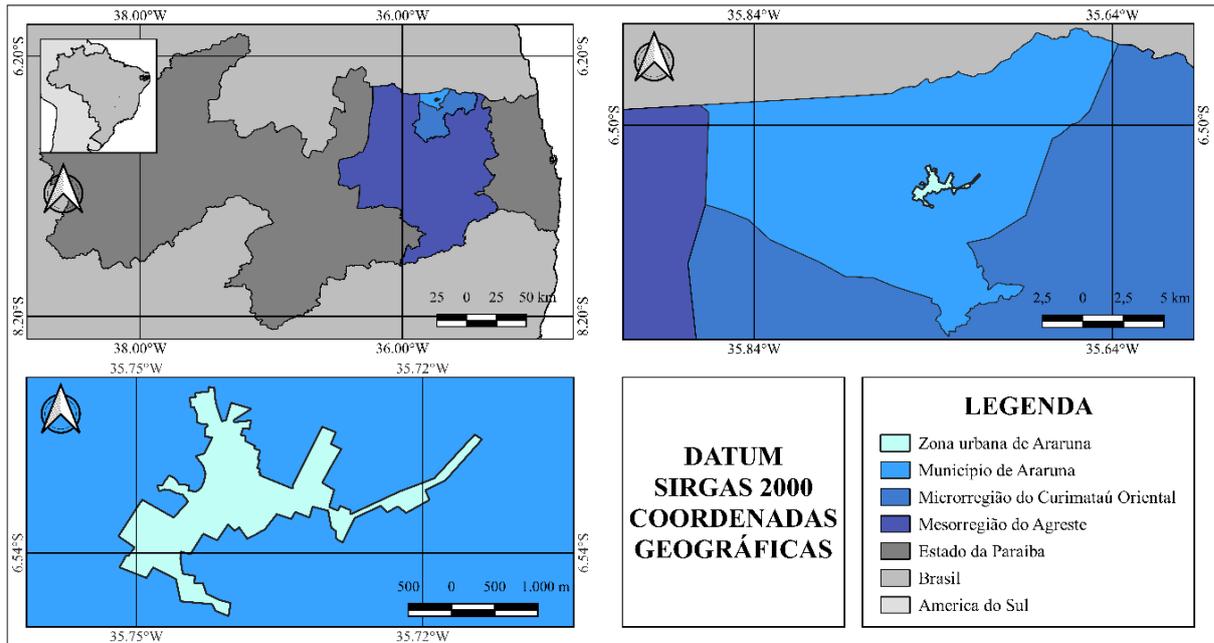
3.3 Aplicação em escala piloto

Nesta subseção são pormenorizadas as informações necessárias para entender a aplicação do modelo conceitual em escala piloto, apresentando a descrição do sistema de pequeno porte piloto e as especificidades deste que resultaram em adequações ao modelo conceitual proposto.

3.3.1 Descrição do sistema de pequeno porte piloto

O sistema de pequeno porte piloto se localiza na cidade de Araruna, inserida em município homônimo do estado brasileiro da Paraíba (PB), na Mesorregião do Agreste e Microrregião do Curimataú Oriental (Figura 10). Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2023), o município abrange um território de 246,72 km² e faz fronteira com os municípios paraibanos de Cuité, Cacimba de Dentro, Dona Inês, Riachão e Tacima e com os municípios potiguares de Japi, Monte das Gameleiras, Serra de São Bento e Passa e Fica, e, em 2022, registrou uma população de 17.189 habitantes, distribuídos quase que igualmente entre a zona urbana – 49% – e a zona rural – 51% – (IBGE, 2023).

Figura 9 - Localização da cidade de Araruna - PB

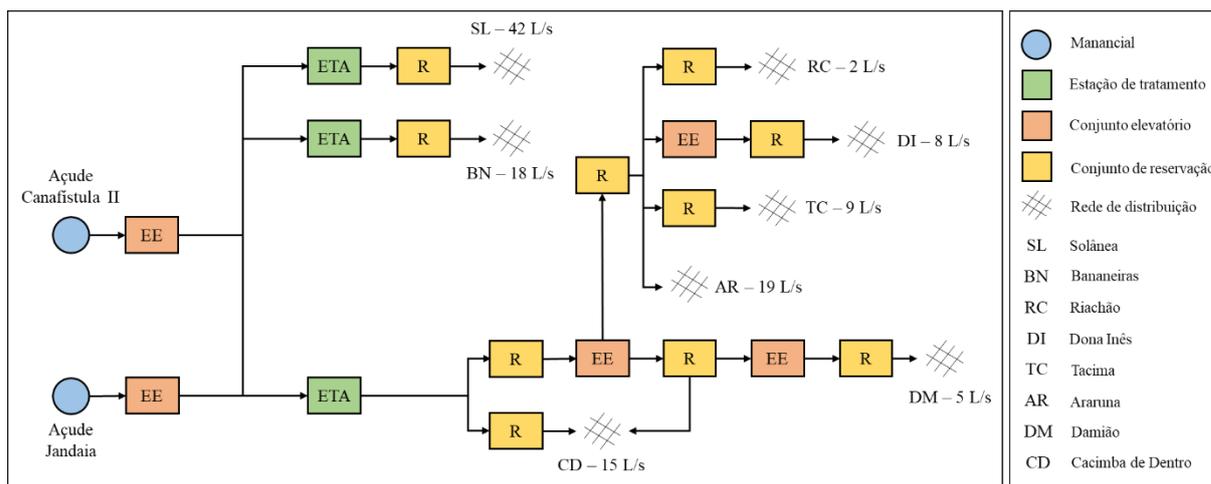


Fonte: Elaborada pelo autor.

Suas condições socioeconômicas são características de um município de pequeno porte do semiárido nordestino, com um produto interno bruto per capita de R\$ 9.067, mas com apenas 6,3% da população ocupada formalmente, cerca de 60% da população não concluiu nem o ensino fundamental e a taxa de mortalidade infantil é de 28‰ nascidos vivos, não à toa seu índice de desenvolvimento humano é comparável à de países como Camarões, Quênia e Congo (PNUD, 2022), num valor de 0,567 (IBGE, 2023).

O IBGE (2023) ainda relata condições sanitárias modestas, com apenas 58% dos domicílios com acesso a coleta de resíduos sólidos, 39% com rede de esgoto sanitário e 59% com rede de abastecimento de água, os quais, basicamente, estão localizados na zona urbana. Quanto a rede de distribuição de água supracitada, esta é parte do sistema integrado Canafístula II (Figura 11), gerido pela Companhia Estadual de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), que utiliza dos mananciais Canafístula II e Jandaia para fornecer 125 L/s de água – dos quais 7 L/s são utilizadas nas estações de tratamento – aos municípios de Solânea, Bananeiras, Cacimba de Dentro, Araruna, Damião, Riachão, Tacima e Dona Inês, totalizando cerca de 40.000 pessoas abastecidas (SNIS, 2022), contendo três estações de tratamento de água, cinco conjuntos elevatórios, englobando dezoito sistemas de recalque, e dez conjuntos de reservação, compostos por dezoito reservatórios de distribuição.

Figura 10 - Esquema gráfico do sistema Canafístula II



Fonte: Elaborada pelo autor.

O trecho que compreende o abastecimento até a rede de distribuição do município de Araruna – PB, pode receber água dos açudes Canafístula II – localizado na bacia do Rio Mamanguape, especificamente no município de Borborema, com capacidade para 4 milhões de m³ de água e captação por torre de tomada, estando enquadrado como classe 2, segundo a Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs) (1998a, 2023) – e Jandaia – localizado na bacia do Curimataú, especificamente no município de Bananeiras, com capacidade para 10 milhões de m³ de água e captação flutuante, estando enquadrado como classe 2, segundo a AESA (1998b, 2023) – através de uma adutora de água bruta com 28 km de extensão de tubos de ferro, com diâmetros entre 300 mm e 400 mm, e um conjunto elevatório com duas bombas centrífugas de 162 kW de potência cada.

Por sua vez, o tratamento ocorre em estação convencional, localizada no município de Cacimba de Dentro, com capacidade de tratamento de 64 L/s e uso de 6 L/s para sua manutenção, a qual, tem sua água transportada por 17 km de adutora de ferro fundido com 250 mm de diâmetro, com auxílio de sistema elevatório constituído de duas bombas centrífugas de 55 kW de potência cada, até um reservatório elevado do tipo Hintre, com 500 m³ de volume, já localizado na cidade de Araruna – PB.

Em relação à distribuição, a rede apresenta 23 km de tubos de policloreto de vinila, com diâmetros que variam de 50 mm a 250 mm e abastece 5.096 economias, sendo 96% residenciais, 2% comerciais, 2% públicas e apenas 4 ligações do tipo industrial. Cada tipo de economia tem sua tarifa, que varia conforme o volume de água consumido, assim como mostra a Tabela 5.

Tabela 5 - Estrutura tarifária da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba

Faixa de consumo	Água	Esgoto
Categoria residencial		
Tarifa social	10,56 (R\$)	1,06 (R\$)
Até 10 m ³	46,28 (R\$)	37,02 (R\$)
Entre 11 m ³ e 20 m ³	5,97 (R\$/m ³)	4,78 (R\$/m ³)
Entre 21 m ³ e 30 m ³	7,87 (R\$/m ³)	7,08 (R\$/m ³)
Acima de 30 m ³	10,69 (R\$/m ³)	10,69 (R\$/m ³)
Categoria comercial		
Até 10 m ³	82,57 (R\$)	74,31 (R\$)
Acima de 10 m ³	14,30 (R\$/m ³)	14,30 (R\$/m ³)
Categoria industrial		
Até 10 m ³	100,01 (R\$)	90,01 (R\$)
Acima de 10 m ³	15,93 (R\$/m ³)	15,93 (R\$/m ³)
Categoria pública		
Até 10 m ³	93,77 (R\$)	93,77 (R\$)
Acima de 10 m ³	15,73 (R\$/m ³)	15,73 (R\$/m ³)

Fonte: CAGEPA (2023).

Segundo metadados do MS (2023), no município de Araruna – PB, a quantidade mínima de amostras para atender ao VIGIAGUA foi alcançada, tendo sido coletados 99% das amostras para residual desinfetante e 111% para turbidez, CT e *E. coli*. Dentre essas, as amostras de residual desinfetante, CT e *E. coli*, tiveram cerca de 10% de não-conformidades com o padrão de potabilidade, enquanto para turbidez esse valor foi de 9,5%.

Ainda sobre o sistema Canafístula II, nos anos de 2021 e 2022 ocorreu a paralisação completa do abastecimento de água, pois seus mananciais entraram em colapso, dado que estavam sofrendo com a estiagem desde 2012 (AESAs, 2023). Essa situação forçou a população a buscar outras fontes de água, como poços, veículos transportadores, cisternas e caixas de água. Devido a isso, numa mesma residência é comum ter água da rede de distribuição e de soluções alternativas, havendo um consumo doméstico de várias fontes concomitantemente, situação característica de sistemas de pequeno porte, com frequente insegurança hídrica (Gunnarsdottir et al., 2017; Magalhães; Magalhães, 2019; Price et al., 2021).

Esse cenário é o que torna o sistema de pequeno porte piloto valioso para a aplicação do modelo conceitual, uma vez que permite a avaliação do comportamento do modelo em diferentes tipos de infraestruturas de abastecimento de água, tendo a possibilidade de selecionar locais abastecidos exclusivamente por rede de distribuição, como locais abastecidos exclusivamente por soluções alternativas, quanto por ambos.

3.3.2 Especificidades da aplicação do modelo conceitual

No sistema de pequeno porte piloto há especificidades que devem ser consideradas na aplicação do modelo conceitual e que, devem ser relatadas para entendimento completo do estudo de caso. A primeira delas está relacionada com o sistema ser delimitado apenas pela zona urbana do município de Araruna – PB. De fato, o modelo conceitual orienta que sua aplicação seja em todo o território do município. Contudo, a zona rural de Araruna – PB é extensa e difusa, resultando em um alto custo financeiro, humano e de tempo para realização das ações de cadastramento das infraestruturas de abastecimento e monitoramento da qualidade da água. Mesmo assim, a delimitação do estudo à zona urbana foi encarada como suficiente, dado que, devido à insegurança hídrica é possível verificar o comportamento de SAA, SAI e SAC no modelo conceitual.

Em relação à ação de cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água, esta foi realizada entre os meses de fevereiro e novembro de 2019, em todos os dias da semana, de 8 às 18 horas, com a finalidade de englobar as mais diferentes rotinas da população, tendo sido registradas todas as infraestruturas de abastecimento de água, exceto as localizadas em imóveis desocupados ou que não dispunham de responsáveis para atender no momento da visita.

Quanto ao plano de amostragem, a quantidade mínima de pontos de monitoramento calculada foi de 11 localidades, pois este é o valor estabelecido pela Tabela 1 para uma população de 17.189 habitantes, como é a de Araruna – PB. Diante disso, ao consultar trabalhos do Grupo de Pesquisa Saúde Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba (Araújo, 2010; Galdino, 2009; Guimarães, 2010; Santos, 2011; Souza, 2010), foi verificado que a quantidade ideal de pontos de amostragem por zona de pressão numa rede de distribuição varia entre 2 e 5. Como no SAA do sistema piloto só há uma zona de pressão, então foram selecionados 3 pontos de amostragem.

Os demais 8 pontos foram estratificados com base na proporção de tipos de suprimentos verificados no cadastro das SAI e SAC. Nesse caso, foi verificado que no sistema piloto as caixas de água e reservatórios plásticos representam 35,08% dos tipos de suprimento, as cisternas 33,70% e os poços de aquífero livre 24,18%, de maneira que a estratificação ficaria 2,81 pontos para caixas de água, 2,70 para cisternas e 1,93 para poços de aquífero livre. Para fins de arredondamento e padronização, foi definido que cada um desses tipos de suprimento teria 3 pontos de monitoramento, de modo que, somados aos pontos de SAA, o monitoramento foi realizado com 12 pontos de amostragem.

Vale a pena ressaltar que, o cadastramento ainda verificou a presença de poços de aquífero confinado e veículos transportadores como suprimento nas soluções alternativas. Contudo, essa parcela não foi considerada no plano de amostragem, pelos poços representarem apenas 0,5% dos tipos de suprimento e os veículos transportadores abastecerem caixas de água e cisternas, sendo redundante com os pontos já selecionados.

Outro aspecto importante tanto do plano de amostragem, como nas ações de monitoramento da qualidade da água e avaliação de risco à saúde associado à qualidade da água, é que o indicador fluoreto não foi analisado, pois a etapa de fluoretação não é realizada pela CAGEPA e não há indícios da presença de flúor na água subterrânea do local estudado.

Ademais, ainda há uma especificação que se caracteriza como limitação da pesquisa, devido à execução do monitoramento da qualidade da água ter ocorrido por apenas 6 meses, durante o período de janeiro a junho de 2023. Segundo o formato ideal de execução do modelo conceitual, o monitoramento deve ser efetuado ao longo de um ano, mas devido a restrições relacionadas a prazo não foi possível completar esse intervalo de tempo. No entanto, para proceder com melhor caracterização da qualidade da água, a frequência do plano de amostragem foi realizada a cada 15 dias, resultando em 12 campanhas de monitoramento executadas.

3.4 Avaliação da aplicação em escala piloto

Nesta subseção são apresentados os métodos utilizados para avaliação da aplicação do modelo conceitual, com a finalidade de realizar uma análise estatística dos riscos estimados para o sistema de pequeno porte piloto e uma análise espacial da distribuição desses riscos no espaço e no tempo.

3.4.1 *Análise estatística*

Para a análise estatística foi selecionado o teste do qui-quadrado, que segundo Volchok (2020), é uma técnica não paramétrica, ou seja, os dados envolvidos não precisam se ajustar a uma distribuição normal, logo não é feita nenhuma suposição de como a população é distribuída. Essa técnica testa hipóteses em dados qualitativos, sejam nominais ou ordinais, verificando, com base na frequência de casos em classes de uma amostra, a relação com determinadas categorias, empregando o cálculo da Equação 5 (Volchok, 2020; Siegel, 2022).

$$\chi^2 = \sum_1^n \frac{(O_i - E_i)^2}{E_i} \quad (\text{Equação 5})$$

Onde:

- χ^2 = Valor de qui-quadrado;
- n = Quantidade de relações entre classes da amostra e categorias verificadas;
- O_i = Valor observado entre a classe da amostra e categoria verificada;
- E_i = Valor esperado entre a classe da amostra e categoria verificada.

Após esse cálculo, o valor de qui-quadrado deve ser comparado a um valor crítico – disponibilizado em tabela no trabalho de Siegel (2022) –, que é determinado considerando um nível de significância e um grau de liberdade, que são, respectivamente, o erro assumido pela análise e o número de observações independentes dos dados. Caso o valor do qui-quadrado for menor que o valor crítico então a hipótese nula é aceita, caso não, é rejeitada.

Sendo assim, nesta pesquisa, o teste qui-quadrado foi utilizado para verificar se há diferença significativa entre os fatores de risco do Quadro 8 e o risco à saúde associado às infraestruturas de abastecimento de água, estimado pelo método desenvolvido na Subseção 3.2.1. Também foi útil na verificação da diferença significativa entre os tipos de suprimento e os indicadores de monitoramento no risco à saúde associado à qualidade da água, estimado pela adaptação à FMEA da Subseção 3.2.2. Essa análise ainda assumiu que na hipótese nula não há diferença significativa entre as relações e o nível de significância é de 5%.

3.4.2 Análise espacial

Quanto a análise espacial, esta foi realizada para verificar a adequação dos modelos matemáticos utilizados na interpolação espacial proposta na Subseção 3.2.3. Com esse intuito, foi executado um teste de acurácia, através dos indicadores estatísticos do Erro médio absoluto (EMA), Raiz do erro quadrático médio (RMSE), Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NS) e Índice de Willmott (d), calculados segundo Equações 6 a 9.

$$EMA = \frac{\sum_1^n (\theta_{obs} - \theta_{est})}{n} \quad (\text{Equação 6})$$

$$RMSE = \sqrt{\left(\frac{\sum_1^n (\theta_{obs} - \theta_{est})^2}{n} \right)} \quad (\text{Equação 7})$$

$$NS = 1 - \left(\frac{\sum_1^n (\theta_{obs} - \theta_{est})^2}{\sum_1^n (\theta_{obs} - \bar{\theta})^2} \right) \quad (\text{Equação 8})$$

$$d = 1 - \left(\frac{\sum_1^n (\theta_{obs} - \theta_{est})^2}{\sum_1^n (|\theta_{est} - \bar{\theta}| + |\theta_{obs} - \bar{\theta}|)^2} \right) \quad (\text{Equação 9})$$

Onde:

- n = Quantidade de pontos com valores observados;
- θ_{obs} = Valor observado;
- θ_{est} = Valor estimado pela interpolação espacial;
- $\bar{\theta}$ = Média dos valores observados.

A seleção desses indicadores ocorreu por indicação dos trabalhos de Magerski e Virgens Filho (2021), Poudel et al. (2022) e Raes et al. (2023), devido a capacidade que estes apresentam de comparar os resultados medidos com os interpolados, e que, no caso desta pesquisa, comparou os valores de riscos à saúde associados às infraestruturas de abastecimento de água do sistema piloto, com os valores interpolados pelos KRIG, IDW2, IDW3 e IDW4.

4 RESULTADOS

Nesta seção são descritos como resultados o desenvolvimento do modelo conceitual e sua aplicação em escala piloto, demonstrando as diretrizes que fundamentaram a concepção do modelo conceitual e a forma como esse modelo deve ser idealmente executado. Além disso, são apresentadas as nuances da implementação do modelo conceitual no sistema de pequeno porte piloto e a análise estatística e espacial dessa aplicação para verificar eventuais discrepâncias com um sistema real, indicando a necessidade de ajustes ou validação para uso em sistemas semelhantes.

4.1 Diretrizes do modelo conceitual

As diretrizes que fundamentaram a concepção do modelo conceitual se resumem à determinação da relação deste com aspectos de definição, objetivos e princípios da VQACH, a fim de garantir que esses atributos sejam considerados em todas as ações propostas no modelo conceitual, adequando-se as especificidades dos sistemas de pequeno porte.

Ademais, o modelo conceitual foi inspirado nas ações estratégicas do VIGIAGUA e recomendações do *Guidelines for Drinking-water Quality* da OMS para definir procedimentos de planejamento e implantação da VQACH em sistemas de pequeno porte, enquanto os procedimentos de execução foram definidos com base nas ações básicas do VIGIAGUA. Dessa forma, o Quadro 13 foi criado para resumir as especificidades das diretrizes do modelo conceitual, as quais são mais bem discutidas na Seção 2 de Referencial teórico.

Quadro 13 – Quadro resumo das diretrizes do modelo conceitual

Diretrizes	Descrição	
Definição	O modelo conceitual deve ser desenvolvido para que a VQACH seja contínua, sistemática e preditiva, executada por autoridade de saúde pública independente, atuando em todas as infraestruturas de abastecimento de água de um território, a fim de verificar o atendimento ao padrão de potabilidade e o grau de risco à saúde humana.	
Objetivos	Objetivo geral	Disseminar informações, através da coleta, tratamento e análise de dados, a fim de subsidiar medidas para melhoria do abastecimento, garantindo água potável e segura a população.
	Objetivos específicos	<ul style="list-style-type: none"> - Monitorar contínua e sistematicamente as infraestruturas de abastecimento de água e a qualidade da água fornecida a população. - Analisar os dados de monitoramento com base no risco distribuído no espaço e no tempo. - Reduzir a morbimortalidade por agravos de transmissão hídrica, subsidiando melhorias contínuas no abastecimento de água, através da disseminação de informações.

Continua

Continuação

Princípios	Universalidade ou Igualdade	O modelo conceitual deve atuar em toda infraestrutura de abastecimento de água de um território, incluindo fornecimento por rede de distribuição e soluções alternativas.
	Equidade	O modelo conceitual deve indicar áreas prioritárias com base nas vulnerabilidades da infraestrutura de abastecimento e condições socioeconômicas da população.
	Definição de prioridade	O modelo conceitual deve indicar áreas prioritárias para realizar ações de melhoria do abastecimento de água, compreendendo as limitações de recursos humanos e financeiros do território.
	Integralidade	O modelo conceitual deve trocar dados e informações com outros setores associados à qualidade da água e saúde humana.
	Não duplicidade	O modelo conceitual deve utilizar dados secundários de outras instituições sempre que possível, tornando a geração de informação eficiente.
	Descentralização	O modelo conceitual deve ser executado a nível municipal, a fim de atender as especificidades locais.
	Regionalização	O modelo conceitual deve permitir que vários atores da VQACH se articulem para realizar ações mais complexas.
	Hierarquização	O modelo conceitual deve levar em consideração normas e recomendações dos três níveis institucionais, entendendo que o nível nacional é superior ao estadual, e este, ao municipal.
	Participação da comunidade	O modelo conceitual deve permitir participação da população na tomada decisão sobre a melhoria da qualidade da água.
	Divulgação das informações	O modelo conceitual deve prever meios de disseminação das informações geradas.
Procedimentos de planejamento e implantação	Coordenação	O modelo conceitual deve considerar o arcabouço disponível pelo VIGIAGUA, verificando as prioridades no conjunto de metas associadas à saúde estabelecidas nos três níveis institucionais.
	Normalização e procedimentos	O modelo conceitual deve seguir a regulamentação existente nos três níveis institucionais, seguindo o princípio da hierarquização.
	Desenvolvimento de recursos humanos	O modelo conceitual deve ser executado por mão de obra capacitada, tornando-os agentes multiplicadores de boas práticas no manejo de sistemas de pequeno porte.
	Estruturação da rede laboratorial	O modelo conceitual deve considerar a infraestrutura laboratorial existente no território e planejar articulação com outros setores da saúde e áreas afins, caso não seja suficiente.
	Atuação em fóruns intra e intersetoriais	O modelo conceitual deve elaborar meios de comunicação com outros setores da saúde e áreas afins, bem como com a população.
	Desenvolvimento de estudos e pesquisas	O modelo conceitual deve utilizar do melhor conhecimento disponível para suas ações, considerando as limitações de recursos humanos e financeiros dos sistemas de pequeno porte.
Procedimentos de execução	Identificação, cadastramento e inspeção das infraestruturas de abastecimento	O modelo conceitual deve realizar essa ação básica do VIGIAGUA na ação de cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água, abrangendo SAA, SAI e SAC de todo um território, subsidiando plano de amostragem para monitoramento da qualidade da água.
	Monitoramento da qualidade da água	O modelo conceitual deve realizar essa ação básica do VIGIAGUA na ação de monitoramento da qualidade da água, respeitando o plano de amostragem previamente elaborado.
	Avaliação e análise dos SI	O modelo conceitual deve realizar essa ação básica do VIGIAGUA na ação de proposição de ações para investigação e comunicação das informações, indicando quais dados devem ser inseridos em quais SI.

Continua

Continuação

Procedimentos de execução	Análise de risco	O modelo conceitual deve realizar essa ação básica do VIGIAGUA nas ações de avaliação de risco das infraestruturas de abastecimento de água e avaliação de risco à saúde associado à qualidade da água, analisando com base no risco, distribuído no espaço e no tempo, os dados de cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água e monitoramento da qualidade da água.
	Avaliação ambiental e epidemiológica	O modelo conceitual deve realizar essa ação básica do VIGIAGUA na ação de proposição de ações para investigação e comunicação das informações, indicando quais dados devem ser cruzados para esse estudo.
	Realização de inquéritos e investigações epidemiológicas	O modelo conceitual deve realizar essa ação básica do VIGIAGUA na ação de proposição de ações para investigação e comunicação das informações, indicando quais dados devem ser cruzados para esse estudo.
	Disponibilização de informações	O modelo conceitual deve realizar essa ação básica do VIGIAGUA na ação de proposição de ações para investigação e comunicação das informações, prevendo meios de disseminação das informações geradas.
	Atuação junto a(os) responsável(is) pelas infraestruturas de abastecimento	O modelo conceitual deve realizar essa ação básica do VIGIAGUA na ação de proposição de ações para investigação e comunicação das informações e, deve propor meios de orientar os prestadores de serviço na tomada de decisão, inclusive realizando o papel de supervisor do PSA.
	Educação, comunicação e mobilização social	O modelo conceitual deve realizar essa ação básica do VIGIAGUA na ação de proposição de ações para investigação e comunicação das informações, definindo meios de inserir a população na tomada de decisão sobre o abastecimento de água.

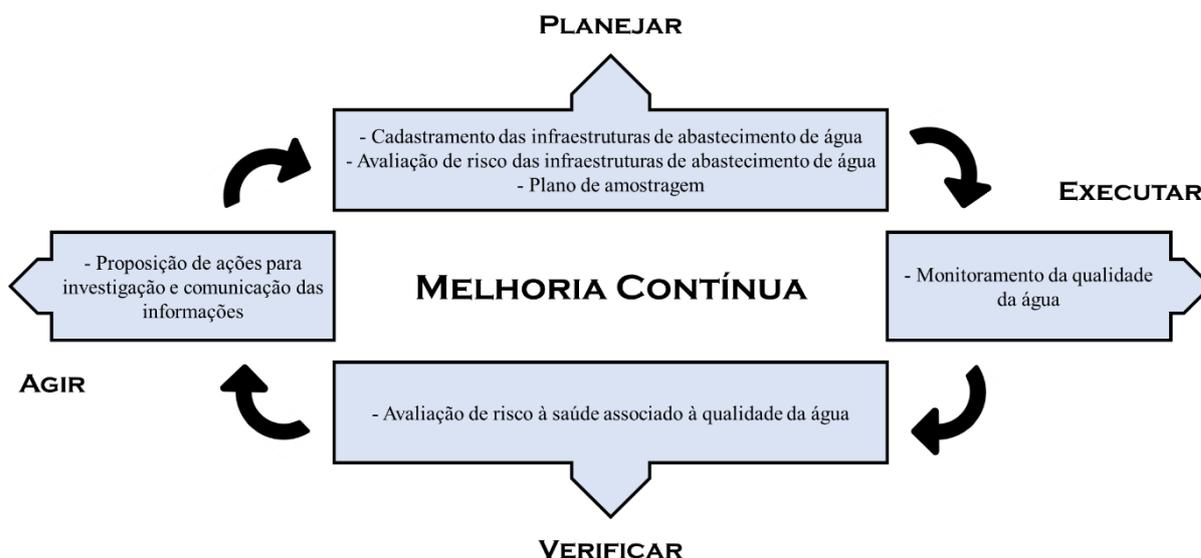
Fonte: Elaborada pelo autor.

4.2 O modelo conceitual

Nesta subseção é descrita a forma ideal de execução das ações propostas pelo modelo conceitual desenvolvido, sendo apresentada cada etapa do processo cíclico característico da ferramenta de melhoria contínua do PDCA. Em que, as ações de cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água, avaliação de risco das infraestruturas de abastecimento de água e plano de amostragem são considerados na etapa de planejamento, na etapa de execução ocorre a ação de monitoramento da qualidade da água, na etapa de verificação, a avaliação de risco à saúde associado à qualidade da água e na etapa de ação, o desenvolvimento de ações de investigação e comunicação das informações (Figura 11).

Assim como descrito na Subseção 3.2.4, essas ações foram sistematizadas de tal forma que, facilite a execução por um sistema de pequeno porte, proporcionando resultados preditivos e uniformes, que possam ser úteis e comparáveis, e permitindo que sejam utilizados efetivamente na tomada de decisão para melhoria do abastecimento de água, não apenas pelos prestadores de serviço, mas por outras instituições relacionadas e a própria população.

Figura 11 - Ações do modelo conceitual estruturadas segundo o método PDCA



Fonte: Elaborada pelo autor.

4.2.1 Etapa de planejamento

No planejamento, todas as ações devem ser orientadas para subsidiar um plano de amostragem útil, viável e representativo de monitoramento da qualidade da água para consumo humano em sistemas de pequeno porte. Para tanto, devem ser realizadas as ações de cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água, avaliação de risco das infraestruturas de abastecimento de água e plano de amostragem, indicando locais prioritários a serem monitorados.

Inicialmente, para realizar a ação de cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água, estas devem ser classificadas segundo os conceitos de SAA, SAI e SAC, apresentados em Brasil (2021) e Queiroz et al. (2012a). Sendo assim, o SAA pode ser entendido como todo fornecimento de água público através de rede de distribuição, a SAI como a infraestrutura privada que fornece água a apenas uma família e não utiliza rede de distribuição e, a SAC como toda infraestrutura pública sem rede de distribuição ou privada – com ou sem rede de distribuição – que atende mais de uma família, englobando, por exemplo, condomínios verticais ou horizontais e órgãos governamentais não abastecidos por concessionária pública.

Com base nessa tipologia, os formulários de cadastramento, nos Apêndices A a D, devem ser aplicados. Orienta-se que a coleta de dados ocorra em toda e qualquer infraestrutura de abastecimento de água ativa dentro do território estudado, seja em zona

urbana ou rural, de gestão pública ou privada. Esse processo deve estar associado a um procedimento de georreferenciamento, para permitir a distribuição espacial do risco à saúde associado às infraestruturas cadastradas. Quanto à distribuição temporal do risco, recomenda-se que o cadastramento ocorra sempre que houver mudanças nas infraestruturas de abastecimento de água, ou, pelo menos, uma vez ao ano.

Assim como recomendado nas diretrizes do modelo conceitual, os dados de cadastramento devem ser estudados através de uma avaliação de risco e, nessa proposta, deve ser executada a ação de avaliação de risco das infraestruturas de abastecimento de água, utilizando da ferramenta apresentada na Subseção 3.2.1, em que, o risco à saúde associado às infraestruturas de abastecimento de água é estimado com base em fatores de risco da infraestrutura, operação e manutenção do abastecimento e socioeconômicos e de consumo dos usuários.

De posse do risco individual de cada infraestrutura de abastecimento de água cadastrada, deve ser realizado um processo de interpolação espacial, assim como apresentado na Subseção 3.2.3, a fim de delimitar zonas de vulnerabilidade em função do risco à saúde humana associado às infraestruturas de abastecimento de água, gerando um mapa para SAA, um para SAI e outro para SAC.

Diante dos mapas das zonas de vulnerabilidade, um plano de amostragem deve ser estruturado, definindo a frequência de monitoramento, os indicadores a serem utilizados, bem como a quantidade e a localização dos pontos que serão monitorados. Em relação à frequência, esta deve ser mensal, monitorando pelo menos os indicadores CRL, turbidez, CT, *E. coli* e fluoreto. Por sua vez, a quantidade mínima de pontos de amostragem deve ser determinada conforme a população abastecida, segundo especificação da Tabela 1.

No tocante à seleção dos pontos de amostragem, é necessário definir as áreas de maior vulnerabilidade para cada tipo de infraestrutura de abastecimento, segregando as áreas com riscos superiores a 80% dos pontos cadastrados, através do cálculo do quarto quintil, seguindo o Princípio de Pareto (Harvey; Sotardi, 2018).

Após isso, esses mapas devem ser mesclados, determinando uma única área que represente os locais com maior vulnerabilidade, onde os pontos de amostragem devem ser selecionados de forma estratificada, mantendo a proporção dos tipos de suprimento existentes no sistema de pequeno porte e, randomizada, através de um sorteio aleatório (OMS, 2022). Vale a pena ressaltar que, pelo menos um ponto de cada tipo de suprimento deve ser selecionado fora das zonas de maior vulnerabilidade, garantindo a comparação entre essas

diferentes realidades, assim como recomendado pela Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Brasil, 2016).

4.2.2 Etapa de execução

O estágio de execução, na metodologia PDCA, tem o objetivo de efetivar o plano estruturado na etapa de planejamento e, no caso deste modelo conceitual, deve ser executado o plano de amostragem. Sendo assim, a ação de monitoramento da qualidade da água deve ocorrer mensalmente, ao longo de um ano, monitorando os indicadores CRL, turbidez, CT, *E. coli* e fluoreto, em cada ponto de amostragem selecionado, realizando análises em triplicata e seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 2023).

Um aspecto importante a ser considerado é que as análises de CRL e turbidez devem ser realizadas *in loco*, enquanto as demais podem ser realizadas em laboratório, desde que seja procedida a preservação da amostra em recipiente isolante térmico, preenchido com gelo, durante quatro horas no máximo, para o caso das análises de CT e *E. coli*.

A coleta deve ocorrer no mesmo período do mês, de preferência em uma torneira que tenha acesso direto à infraestrutura de abastecimento de água, após proceder com a esterilização, usando álcool a 70%, e com a descarga da água remanescente da tubulação, através do escoamento por 2 a 3 minutos. Caso não haja torneira com acesso direto à infraestrutura, os frascos devem ser submersos para posteriormente proceder com a abertura da tampa, evitando a coleta da água superficial (Brasil, 2006d).

4.2.3 Etapa de verificação

Com base nos dados de monitoramento da qualidade da água para consumo humano é necessário verificar se as condições do abastecimento de água estão satisfatórias e se as ações adotadas estão sendo efetivas. Nesse sentido, o estágio de verificação se concretiza na ação de avaliação de risco à saúde associado à qualidade da água, que aplica a adaptação ao método da FMEA apresentado na Subseção 3.2.2, para identificar possíveis modos de falhas relacionados aos indicadores da qualidade da água monitorados, explicando suas causas e efeitos de maneira semiquantitativa.

Do mesmo modo que na ação de avaliação de risco das infraestruturas de abastecimento de água, os riscos estimados nesta etapa do PDCA devem ser distribuídos no

espaço e no tempo. Contudo, no caso do risco à saúde associado à qualidade da água essa distribuição ocorre através da elaboração de mapas mensais para cada campanha de monitoramento, apresentando o risco específico dos pontos monitorados e, no final do período de análise, é realizado o processo de sobreposição dos mapas, sintetizando o cenário anual dos pontos de amostragem, assim como retratado na Subseção 3.2.3 da metodologia.

4.2.4 Etapa de ação

Conforme as informações geradas ao longo do ciclo PDCA, a etapa de ação deve desenvolver um plano de ação específico para o sistema de pequeno porte analisado, inserindo mecanismos de implementação das ações básicas do VIGIAGUA e levando em consideração a atual condição de infraestrutura, operação e manutenção verificada na etapa de planejamento, que culminou na qualidade da água observada na etapa de execução.

Dessa maneira, na proposição de ações para investigação e comunicação das informações é elaborado um plano de ação que deve ser apresentado ao prestador do serviço, o qual investirá esforços para realizá-lo, a fim de eliminar, diminuir ou mitigar os riscos estimados, modificando o cenário do abastecimento de água e possibilitando novo planejamento que, permita o processo de melhoria contínua.

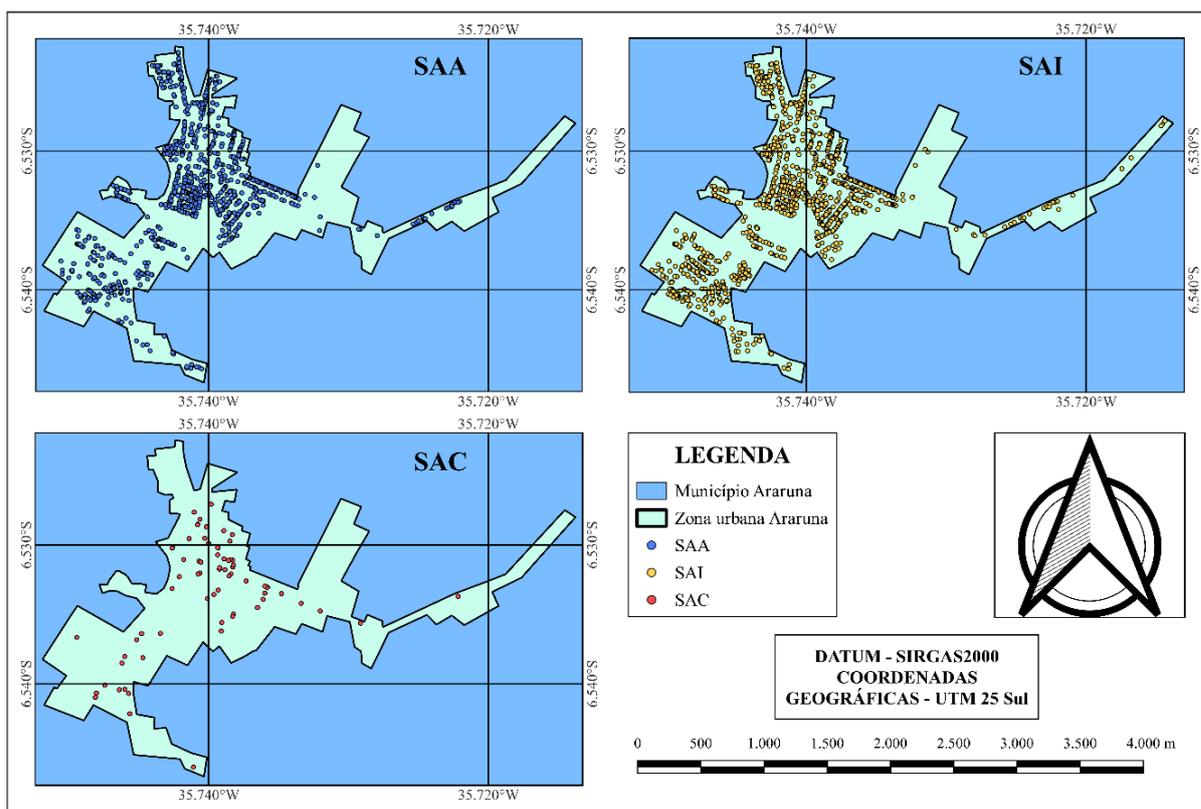
4.3 Aplicação em escala piloto

Nesta subseção é descrito como o modelo conceitual foi aplicado no sistema de pequeno porte piloto, apresentando as características específicas do abastecimento de água da cidade de Araruna – PB que influenciaram esse resultado, bem como o detalhamento da implementação segundo as etapas de planejamento, execução, verificação e ação do ciclo PDCA.

4.3.1 Etapa de planejamento

O cadastramento obteve dados de 2.168 infraestruturas de abastecimento de água na cidade de Araruna – PB, revelando que as ligações ativas no SAA representam 44% (955) do total, enquanto as SAI e SAC representam 53% (1143) e 3% (70), respectivamente. A distribuição espacial dessas infraestruturas pode ser verificada na Figura 12.

Figura 12 - Distribuição espacial das infraestruturas de abastecimento de água cadastradas



Fonte: Elaborada pelo autor.

Das soluções alternativas cadastradas, foi verificado que 48% (584) utilizam cisternas, 40% (490) caixas de água, 35% (430) poços, 9% (111) veículos transportadores e 10% (118) outras formas de armazenamento, geralmente baldes plásticos. Além disso, 55% (662) usam água da chuva, 37% (453) água superficial e 41% (499) água subterrânea. Vale a pena ressaltar que, em muitos desses pontos há uma miscelânea de fontes de água e forma de manejá-las, de maneira que em 39% (469) dos pontos cadastrados como soluções alternativas havia mais de um tipo de suprimento e, em 30% (368) mais de um tipo de manancial.

Essa variedade de tipos de suprimento e mananciais é reflexo da insegurança hídrica que a região sofre. Devido a isso, o SAA geralmente é utilizado em conjunto com soluções alternativas, tendo sido registrado que 60% (569) das ligações ativas no SAA utilizam também SAI ou SAC.

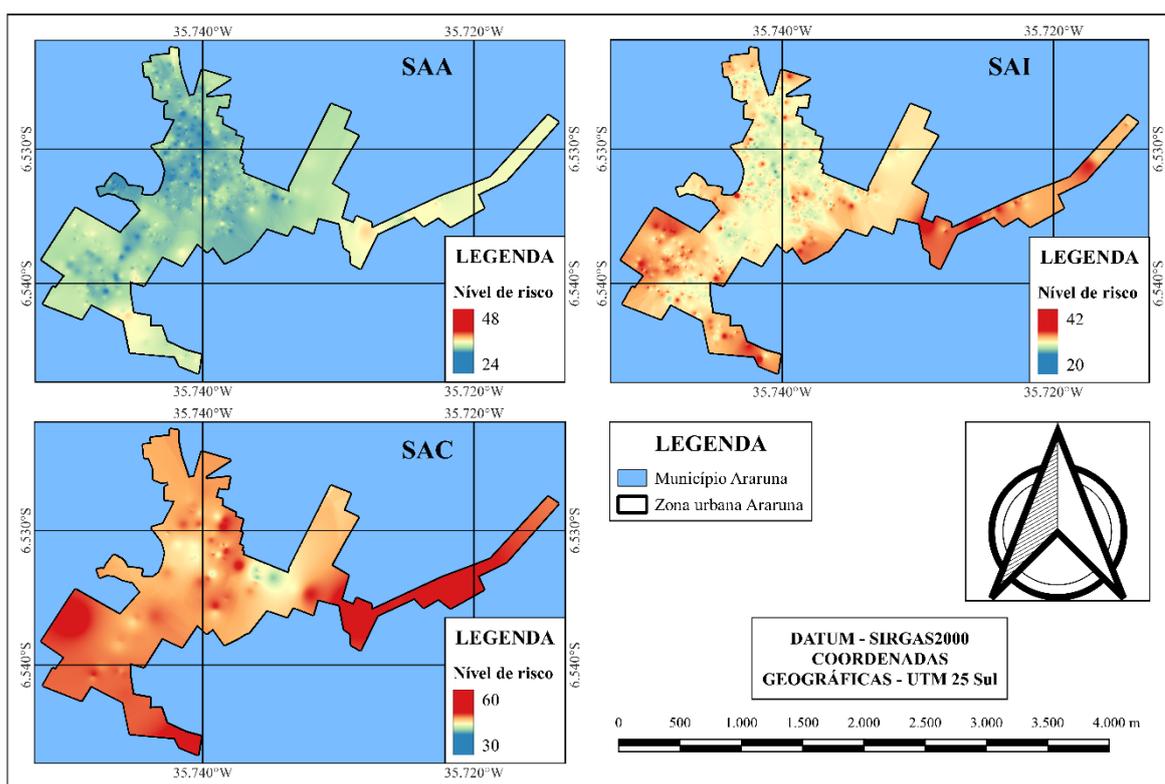
Outro aspecto importante do cadastramento é a caracterização socioeconômica e de consumo dos usuários. No caso de Araruna – PB, 47% (1018) dos locais cadastrados têm renda familiar menor que 1 salário-mínimo, 34% (735) entre 1 e 5 salários-mínimos e 1% (32) mais de 5 salários-mínimos. Quanto ao nível educacional, 16% (342) dos responsáveis pela

infraestrutura de abastecimento eram analfabetos, 14% (301) tinham o ensino fundamental, 24% (523) ensino médio e 9% (205) ensino superior.

Dos usuários de SAA, 81% (774) consomem a água para beber e cozinhar, enquanto para SAI e SAC são 79% (905) e 64% (45), respectivamente. Isto ratifica o fato de que a maioria dos usuários consideram a água de ótima ou boa qualidade, independentemente do tipo de infraestrutura, representando 59% (563) para SAA, 74% (850) para SAI e 71% (50) para SAC. Contudo, enfatiza-se que no SAA, quando o manancial utilizado era o Canafístula II, a avaliação da qualidade da água pelos usuários como ótima ou boa foi de 75% (458) e quando o manancial era o Jandaia essa avaliação caiu para 30% (103), indicando que há problemas com a qualidade da água deste último manancial.

Em relação à avaliação de risco empregada no conjunto de dados, foi verificado que os pontos de SAA alcançaram riscos de nível médio (850 – 89%) e baixo (105 – 11%) apenas. Por outro lado, nas SAI 1% (15) dos pontos atingiu risco alto, 98% (1123) risco médio e menos de 1% (5) risco baixo, enquanto as SAC foram 10% (7) de risco alto e 90% (63) de risco médio. Sendo assim, quando realizada a interpolação espacial, pelo método selecionado na Subseção 4.4.2, foram definidas as zonas de vulnerabilidade para cada um dos tipos de infraestrutura de abastecimento de água, assim como apresentado na Figura 13.

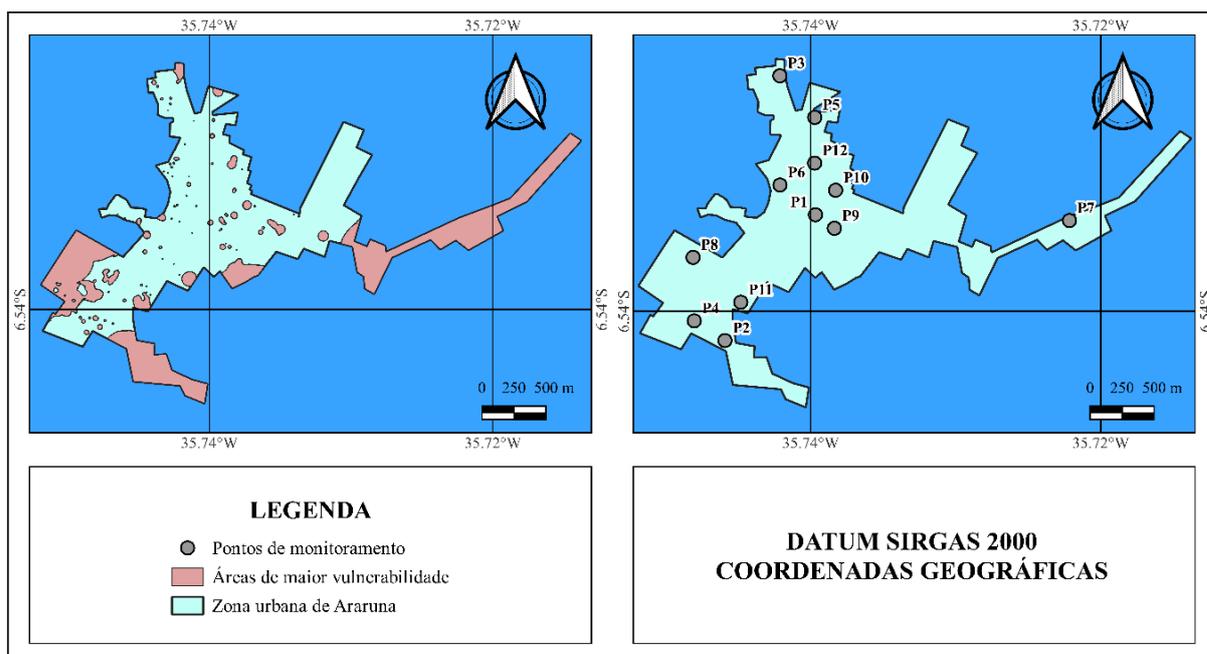
Figura 13 - Zonas de vulnerabilidade para os tipos de infraestrutura de abastecimento de água



Fonte: Elaborada pelo autor.

Na Figura 14 são representadas as zonas de maior vulnerabilidade de cada tipo de infraestrutura de abastecimento de água mescladas em uma única área. Nessa região foram selecionados 8 pontos para monitoramento, denominados de P2, P3, P4, P5, P6, P8, P10 e P11, sendo dois pontos para cada tipo de suprimento. Para fins de comparação, 4 pontos foram selecionados fora da zona de maior vulnerabilidade, identificados como P1, P6, P9 e P12, sendo um para cada tipo de suprimento

Figura 14 - Localização da zona de maior vulnerabilidade e pontos de amostragem



Fonte: Elaborada pelo autor.

Para melhor caracterização dos pontos de amostragem o Quadro 14 foi elaborado, indicando qual o tipo de suprimento, localização geográfica e posição em relação às áreas de maior vulnerabilidade para cada ponto selecionado.

Quadro 14 - Caracterização dos pontos de amostragem

Pontos	Coordenadas UTM	Área de maior vulnerabilidade	Pontos	Coordenadas UTM	Área de maior vulnerabilidade
SAA			Cisternas		
P1	196997 L/9277018 S	Não localizado	P4	196075 L/9276197 S	Localizado
P2	196310 L/9276047 S	Localizado	P5	196987 L/9277766 S	Localizado
P3	196718 L/9278084 S	Localizado	P6	196724 L/9277244 S	Não localizado
Caixas de água			Poços de aquífero livre		
P7	198935 L/9276983 S	Localizado	P10	197149 L/9277207 S	Localizado
P8	196064 L/9276685 S	Localizado	P11	196430 L/9276342 S	Localizado
P9	197141 L/9276914 S	Não localizado	P12	196988 L/9277414 S	Não localizado

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.3.2 Etapa de execução

No Apêndice E são apresentados os dados de monitoramento ao longo das 12 campanhas, para cada ponto de amostragem e indicador analisado no sistema piloto. Em suma, quanto aos indicadores sentinelas, é possível verificar que o indicador CRL, não está em conformidade na maioria dos pontos caracterizados como solução alternativa ao longo de todo o período de monitoramento. Apenas os pontos de SAA e o ponto P11 registraram concentração de CRL livre acima de 0,2 mg/L, mesmo assim, nesses pontos, ainda foram confirmadas medições em não-conformidade com o padrão de potabilidade. Por outro lado, o indicador turbidez, sempre esteve em conformidade para todos os pontos amostrados.

Em relação aos indicadores microbiológicos, apenas os pontos P1, P2 e P11 não registraram a presença de CT e *E. coli* em nenhuma das campanhas, sendo os únicos a estarem em conformidade com o padrão de potabilidade em todo o período de monitoramento. Contudo, os pontos de cisterna registraram presença de CT em todas as amostras, enquanto *E. coli* foi verificada em 89% destas, caracterizando-se como as infraestruturas de abastecimento de água com maior frequência de contaminação microbiológica.

4.3.3 Etapa de verificação

O primeiro resultado a ser apresentado na etapa de verificação é a classificação dos dados de monitoramento do Apêndice E segundo a categorização da Tabela 4, resultando no Apêndice F. Em seguida, é apresentado o formulário FMEA preenchido (Quadro 15), conforme os perigos relacionados aos indicadores de qualidade da água monitorados e o cenário do sistema piloto, com orientação da tabela de escore (Quadro 12).

Diante da caracterização dos perigos pelo método da FMEA, é possível verificar que os modos de falha associados aos indicadores microbiológicos representaram maior importância no risco total à saúde relacionado à qualidade da água, alcançando 72%, seguido do modo de falha de baixa concentração de CRL com 19%. No entanto, os modos de falha de alta concentração de CRL e Turbidez obtiveram pouca representatividade, devido, principalmente, à não ocorrência desses perigos nos pontos de amostragem monitorados.

Quadro 15 - Formulário FMEA preenchido para o cenário do sistema piloto

Modo de falha	Efeitos	Causas	S	O	D	R	Medidas mitigadoras
Baixa concentração de CRL	Permite a permanência de organismos patogênicos.	Não desinfecção, falha na desinfecção, distância do ponto de cloração, presença de substâncias redutoras ou ausência de manutenção da infraestrutura de abastecimento.	2	3	2	12 (19%)	Realização de cloração, aumento da dose de desinfetante, instalação de pontos de recloração e manutenção da infraestrutura de abastecimento.
Alta concentração de CRL	Intoxicação (diarreia e alteração da flora intestinal) e irritação das mucosas e pele.	Falha na desinfecção.	1	1	2	2 (3%)	Utilização de doses ótimas de desinfetante.
Alta turbidez	Aspecto desagradável e interferência na desinfecção.	Aumento de sólidos suspensos no manancial, falha na coagulação, floculação, decantação ou filtração ou captação inadequada de água da chuva.	2	1	2	4 (6%)	Melhorias no processo de captação da água e de remoção de turbidez.
Presença de CT	Presença potencial de organismos patogênicos.	Não desinfecção, falha na desinfecção, falta de manutenção ou falha na integridade da infraestrutura de abastecimento.	2	3	3	18 (29%)	Melhoria no processo de captação e de desinfecção, continuidade do abastecimento e manutenção da infraestrutura de abastecimento.
Presença de <i>E. coli</i>	Presença potencial de organismos patogênicos.	Não desinfecção, falha na desinfecção, falta de manutenção na infraestrutura de abastecimento ou fonte de água com contaminação fecal.	3	3	3	27 (43%)	Melhoria no processo de captação e de desinfecção, continuidade do abastecimento e manutenção da infraestrutura de abastecimento.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Com base no grau de importância dos modos de falha é possível determinar o maior e o menor risco possível, possibilitando a classificação do risco em categorias nominais de mais fácil interpretação. Sendo assim, no caso do sistema de pequeno porte piloto, o maior valor de risco possível é dado pela Equação 2, sem considerar o modo de falha da alta concentração de CRL, pois é o perigo excludente com menor grau de importância. Por sua vez, o menor valor de risco possível é dado pela Equação 3, sem considerar o modo de falha de baixa concentração de CRL, pois é o perigo excludente com maior grau de importância. Os parâmetros utilizados na determinação do maior e menor valor de risco possível é dado na Tabela 6.

Tabela 6 – Parâmetros de cálculo dos valores máximo e mínimo possível de risco à saúde associado à qualidade da água

	GR_{CRL-}	GR_{CRL+}	GR_{Turbidez}	GR_{CT}	GR_{E. coli}	C_{máx}	C_{mín}	Resultado
R_{máx}	0,19	-	0,06	0,29	0,43	3	-	2,91
R_{mín}	-	0,03	0,06	0,29	0,43	-	1	0,81

Nota: GR_{CRL-} = Grau de risco de baixa concentração de CRL, GR_{CRL+} = Grau de risco de alta concentração de CRL, GR_{Turbidez} = Grau de risco de alta turbidez, GR_{CT} = Grau de risco da presença de CT e GR_{E. coli} = Grau de risco da presença de *E. coli*.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Ao realizar o cálculo do risco, segundo formulação da Equação 1 e, classificação da Tabela 7, foi possível verificar e categorizar o risco à saúde humana associado à qualidade da água em cada campanha de monitoramento. Os valores de risco e sua categorização estão apresentados no Apêndice G para cada ponto de amostragem. Além disso, esses riscos foram distribuídos no espaço e no tempo para cada campanha (Figura 15 e 16) e para todo o período de monitoramento, através da sobreposição apresentada na Figura 17.

Tabela 7 - Intervalos para as faixas de risco à saúde associado à qualidade da água

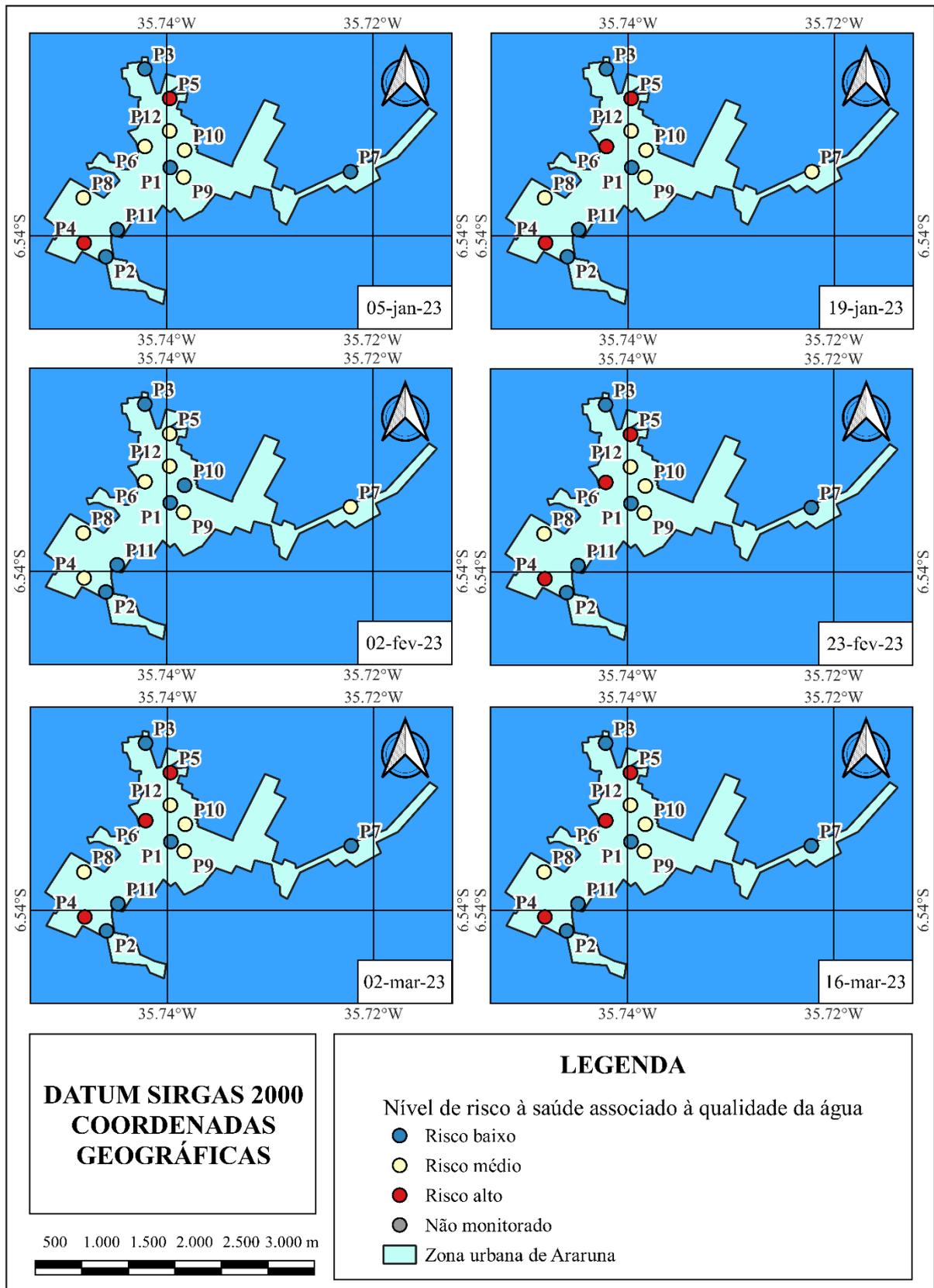
Faixa de risco		
Baixo	Médio	Alto
$0,81 \leq \text{Risco} \leq 1,51$	$1,51 < \text{Risco} \leq 2,21$	$2,21 < \text{Risco} \leq 2,91$

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os pontos do SAA – P1, P2 e P3 – e o ponto P11 apresentaram valores no risco anual classificados como de baixo risco, inclusive, essa classificação se repetiu ao longo das medições, exceto para o ponto P3 na campanha do dia 13 de abril, no qual as amostras registraram a ausência de CRL e presença de CT simultaneamente. Por outro lado, os pontos de cisternas monitorados registraram alto risco no resumo anual e na maioria das medições, com apenas uma campanha que registrou risco médio.

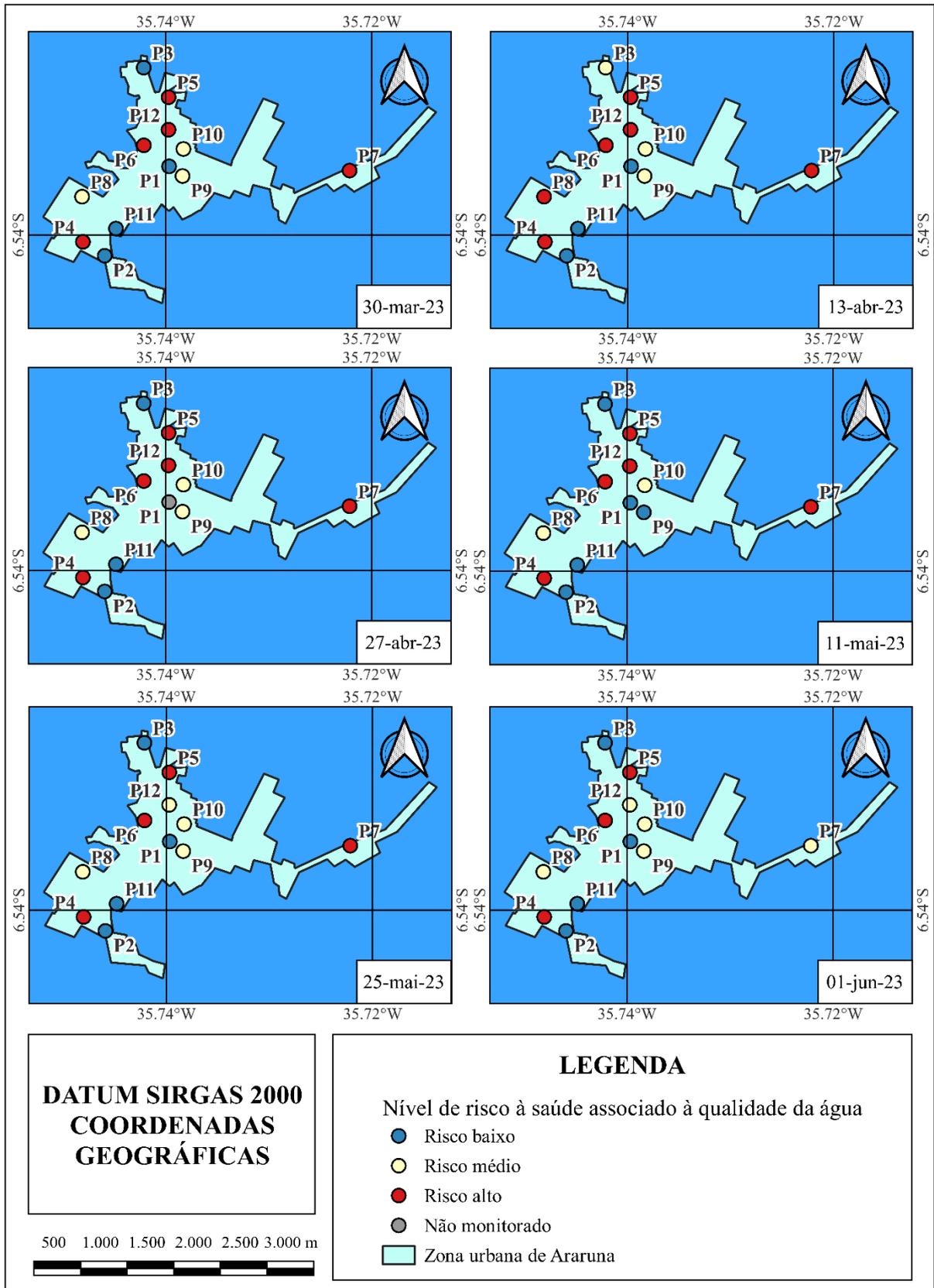
Os demais pontos monitorados em poços de aquífero livre e caixas de água foram classificados como de risco médio na síntese anual. Contudo, ao longo do período de monitoramento os pontos P7 e P12 registraram medições em que o risco esteve alto e, o mesmo P7, juntamente com P9 e P10 registraram medições em que o risco esteve baixo.

Figura 15 - Nível de risco à saúde associado à qualidade da água por campanha - Parte 1



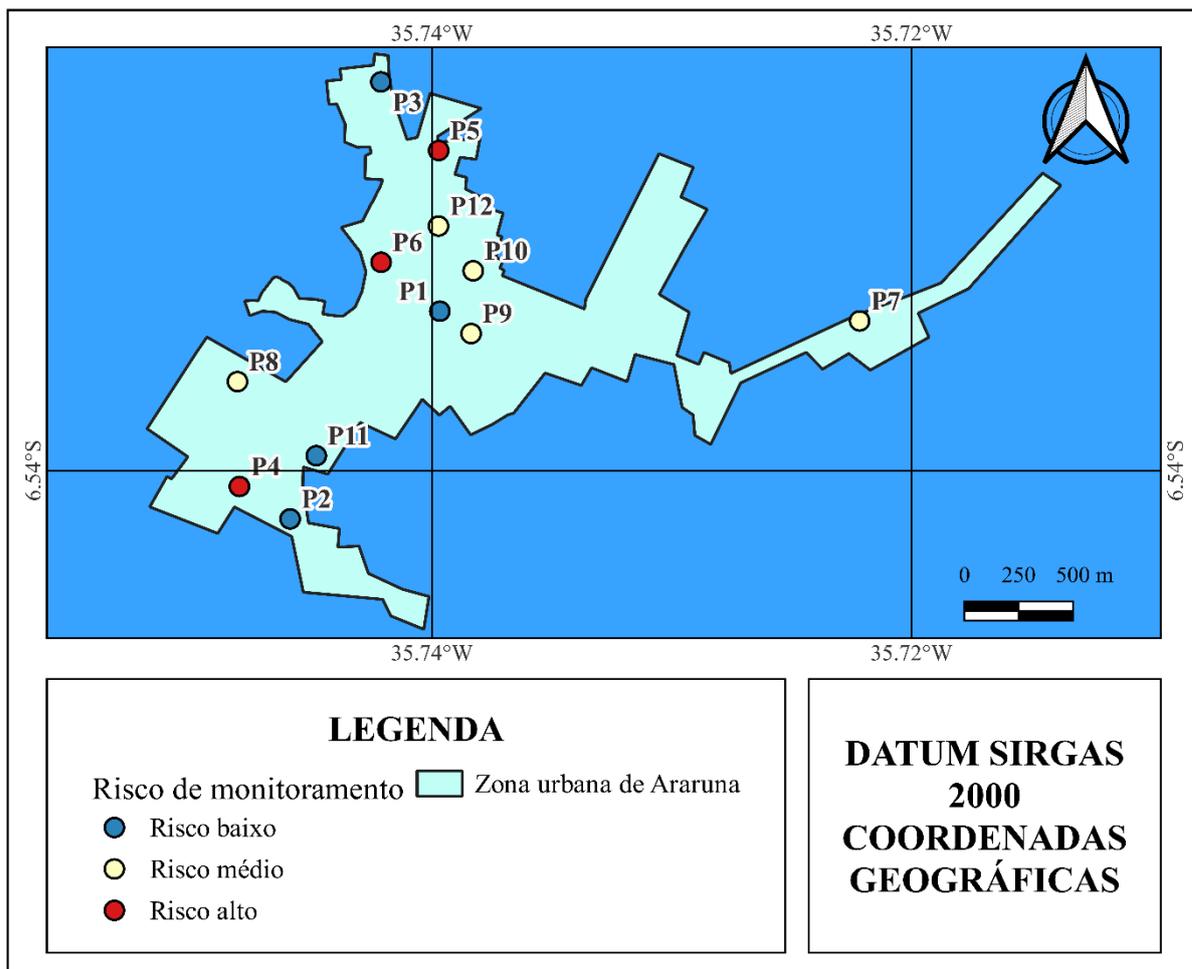
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 16 - Nível de risco à saúde associado à qualidade da água por campanha - Parte 2



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 17 – Síntese anual do nível de risco à saúde associado à qualidade da água



Fonte: Elaborada pelo autor.

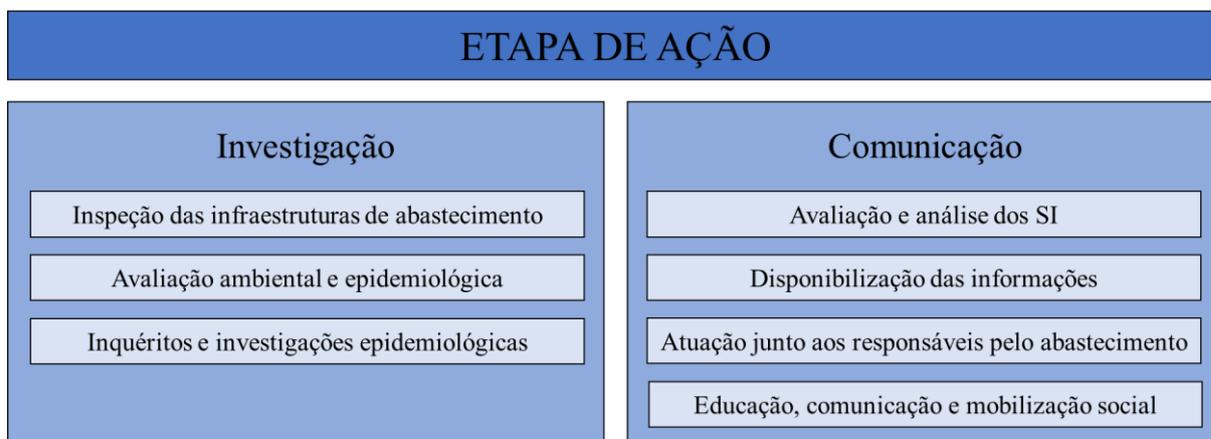
4.3.4 Etapa de ação

Diante das informações geradas nas etapas anteriores do ciclo PDCA, é possível identificar que em relação ao risco à saúde humana associado às infraestruturas de abastecimento de água, as soluções alternativas são claramente mais vulneráveis que o SAA. Por sua vez, quanto ao risco à saúde humana associado à qualidade da água, as cisternas são o tipo de suprimento que se destacam negativamente, principalmente em relação aos modos de falha relativos à qualidade microbiológica, incluindo a baixa concentração de CRL.

Sendo assim, na etapa de ação do PDCA, essas falhas devem ser encaradas como prioridades, com o plano para investigação e divulgação das informações geradas pela VQACH desenvolvido para eliminar, minimizar ou mitigar os riscos estimados, propondo mecanismos de implementação das ações básicas do VIGIAGUA que esclareçam e

disseminem as informações alcançadas, segundo as diretrizes da Subseção 4.1. Dessa maneira, para melhor ilustrar essas ações foi elaborado a estrutura gráfica da Figura 18.

Figura 18 - Estrutura gráfica das ações do VIGIAGUA na etapa de ação do ciclo PDCA



Fonte: Elaborada pelo autor.

As ações de investigação têm o papel de esclarecer as informações geradas nas etapas de planejamento, execução e verificação. No caso específico da *inspeção das infraestruturas de abastecimento de água*, o órgão de vigilância do município de Araruna – PB, pode realizar visita *in loco* nas 22 infraestruturas que foram classificadas como de alto risco no processo de cadastramento, fazendo registros escritos e fotográficos dos aspectos de infraestrutura, manutenção e operação do abastecimento e condições socioeconômicas e de consumo dos usuários, de modo a gerar um relatório que subsidie os órgãos de ação social – a exemplo do Centro de Referência de Assistência Social – no melhoria da condição de vulnerabilidade desses locais.

Quanto às ações de *avaliação, inquérito e investigação ambiental e epidemiológica*, estas são circunstanciais, realizadas apenas quando há registros de surtos de doenças de veiculação hídrica no local. Nesse caso, os dados de cadastramento são fundamentais, pois devido sua abrangência e espacialidade é possível encontrar correlação entre os fatores de risco determinados no Quadro 8 e os agravos à saúde registrados, podendo identificar a via de transmissão e as causas, atuando especificamente nelas.

O processo de comunicação das informações geradas objetiva divulgação da atual situação do abastecimento de água local e as implicações na saúde da população. Sendo assim, o principal meio de disseminação das informações é a *alimentação do sistema de informação*, que no Brasil é realizado pelo SISAGUA. Nesse sentido, tanto os dados de cadastramento, quanto de monitoramento, gerados neste modelo conceitual, são compatíveis

com o sistema de informação supracitado. Contudo, o SISAGUA ainda não apresenta alimentação automatizada de vários pontos de cadastro ou amostragem, sendo necessário realizar esse processo de forma manual, o que, devido ao volume de dados gerados demanda custo de tempo e mão de obra.

Além do mais, o SISAGUA não está disponível para o uso da população em geral. Dessa maneira, a ação de *disponibilização das informações* indica a necessidade de atuar na comunicação através da publicação de relatórios no site da vigilância ambiental de Araruna – PB, fornecendo os dados de cadastramento e monitoramento, bem como o resultado da avaliação de risco executada, com linguagem clara e concisa.

Com base nessas informações, ações devem ser realizadas junto aos prestadores do serviço de abastecimento de água e à população em geral. No caso dos *prestadores de serviço*, a vigilância ambiental de Araruna – PB deve indicar as fragilidades das infraestruturas de abastecimento de água registradas no cadastramento e monitoramento, criando conjuntamente com o prestador de serviço medidas de melhoria, dando ênfase nas SAC, pois foram estas que apresentaram maior risco, segundo a Figura 13.

Considerando as recomendações do *Guidelines for Drinking-water Quality* da OMS (2022), seria interessante que a vigilância ambiental de Araruna – PB atuasse para exigir do prestador de serviço a elaboração do PSA, pois esta é uma atribuição da VQACH, determinada na Portaria Nº 888/2021 do MS e, segundo várias pesquisas (Ferrero et al., 2019; Li et al., 2020; Omar et al., 2017; Rickert et al., 2019), o PSA ainda tem a capacidade de aumentar as conformidades com o padrão de potabilidade e diminuir os riscos à saúde, podendo auxiliar em todas as vulnerabilidades identificadas pela aplicação do modelo conceitual no sistema de pequeno porte piloto.

Associado à ideia de elaboração do PSA pelo prestador do serviço e, sabendo que nesse processo é necessário a criação de uma equipe multidisciplinar, é fundamental a realização de capacitação desse grupo para entendimento do modelo conceitual desenvolvido nesta pesquisa, a fim de que todos os interessados no abastecimento de água saibam utilizar das informações geradas na VQACH por esse formato.

Em relação à população em geral, a abordagem deve ser diferente, pois nesse caso, as infraestruturas são privadas, logo a realização de melhorias é voluntária, dependendo, portanto, da disposição dos usuários. Sendo assim, a ação de *comunicação* deve utilizar da *educação ambiental* para promover *mobilização social*. Para o cenário de Araruna – PB, as ações educativas podem ser realizadas nas instituições de ensino, organizações não governamentais e associação de moradores, tendo como principal tema a necessidade de

desinfecção das águas, especialmente as armazenadas em cisternas, as quais apresentaram maiores contaminações microbiológicas.

4.4 Avaliação da aplicação em escala piloto

Nesta subseção é apresentado a avaliação dos resultados da aplicação do modelo conceitual no sistema de pequeno porte piloto, verificando a relação estatística e espacial das informações geradas nas ações de avaliação de risco das infraestruturas de abastecimento de água e avaliação de risco à saúde associado à qualidade da água, identificando quais aspectos influenciam significativamente na estimativa do risco e a acurácia da distribuição espaço-temporal.

4.4.1 Análise estatística

Segundo o teste qui-quadrado realizado entre os fatores de risco do Quadro 8 e o risco à saúde humano associado às infraestruturas de abastecimento de água, para os pontos classificados como SAA, apenas os fatores associados a condição socioeconômica e de consumo do usuário apresentaram significância, com exceção do fator de manejo dos resíduos sólidos, assim como pode ser verificado na Tabela 8.

Tabela 8 - Resultados do teste qui-quadrado para os fatores de risco em SAA

Fatores de risco	α	GL	X^2	X_{Tab}	Sig
Tipo de SAA	-	-	-	-	-
Existência de Responsável Técnico	-	-	-	-	-
Tipo de manancial	-	-	-	-	-
Existência de outorga	-	-	-	-	-
Existência de licença ambiental	-	-	-	-	-
Existência de VQACH	-	-	-	-	-
Adequação da VQACH	-	-	-	-	-
Existência de CQACH	-	-	-	-	-
Adequação do CQACH	-	-	-	-	-
Regularidade na distribuição	-	-	-	-	-
Tipo de tratamento	-	-	-	-	-
Tipo de desinfecção	-	-	-	-	-
Renda familiar	0,05	2	168,043	5,991	Sim
Usos da água	0,05	1	188,642	3,841	Sim
Qualidade da água	0,05	2	46,256	5,991	Sim
Manejo dos resíduos	0,05	1	0,229	3,841	Não
Manejo dos efluentes	0,05	2	32,111	5,991	Sim

Nota: α = Nível de significância, GL = Grau de liberdade, X^2 = Valor de qui-quadrado, X_{tab} = Valor crítico tabelado e Sig = Diferença significativa entre as classes das amostras e a categoria de risco.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Quanto à análise estatística do resultado do cadastramento para os pontos classificados como SAI, foram significativos os fatores de risco de tipo de tratamento, existência de fontes poluidoras, existência de proteção sanitária, existência de canalização, nível de renda familiar, usos da água, percepção da qualidade da água, manejo dos resíduos sólidos e manejo dos efluentes (Tabela 9). Esse conjunto de fatores indica que o risco estimado sofre influência tanto de aspectos relacionados ao abastecimento, quanto das condições socioeconômicas e de consumo dos usuários.

Tabela 9 - Resultados do teste qui-quadrado para os fatores de risco em SAI

Fatores de risco	α	GL	X^2	X_{Tab}	Sig
Tipo de manancial	0,05	1	3,542	3,841	Não
Existência de grupos de risco	0,05	2	4,289	5,991	Não
Existência de VQACH	-	-	-	-	-
Adequação da VQACH	-	-	-	-	-
Tipo de suprimento	0,05	4	9,487	9,488	Não
Tipo de tratamento	0,05	4	13,836	9,488	Sim
Fontes poluidoras	0,05	2	39,039	5,991	Sim
Proteção sanitária	0,05	4	26,687	9,488	Sim
Existência de canalização	0,05	2	7,331	5,991	Sim
Existência de limpeza	0,05	2	5,043	5,991	Não
Renda familiar	0,05	4	125,925	9,488	Sim
Usos da água	0,05	2	6,595	5,991	Sim
Qualidade da água	0,05	4	38,575	9,488	Sim
Manejo dos resíduos	0,05	2	34,925	5,991	Sim
Manejo dos efluentes	0,05	4	31,157	9,488	Sim

Nota: α = Nível de significância, GL = Grau de liberdade, X^2 = Valor de qui-quadrado, X_{tab} = Valor crítico tabelado e Sig = Diferença significativa entre as classes das amostras e a categoria de risco.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Por sua vez, na Tabela 10 é apresentada a análise estatística para os dados de cadastramentos dos pontos classificados como SAC e, nesses locais apenas os fatores de risco de percepção da qualidade da água e manejo dos efluentes teve significância no resultado do risco à saúde associado às infraestruturas de abastecimento de água.

Em relação à análise estatística para verificação da significância entre os tipos de suprimento e os indicadores de qualidade da água monitorados com o risco à saúde associado à qualidade da água, foi possível observar um valor de qui-quadrado em torno de 285, para a diferença estatística entre SAA, cisternas, caixas de água e poços, que comparado ao valor crítico de 12,592, referente a um grau de liberdade de 6 e nível de significância de 0,05, apresenta significância. Assim como para os indicadores monitorados, exceto a turbidez, que

não apresentou variabilidade ao longo das campanhas de monitoramento. O resultado dessa última análise estatística é apresentado na Tabela 11.

Tabela 10 - Resultados do teste qui-quadrado para os fatores de risco em SAC

Fatores de risco	α	GL	X^2	X_{Tab}	Sig
Existência de Responsável Técnico	0,05	1	0,589	3,841	Não
Tipo de manancial	0,05	1	3,111	3,841	Não
Existência de outorga	-	-	-	-	-
Existência de licença ambiental	-	-	-	-	-
Existência de grupos de risco	0,05	1	0,409	3,841	Não
Existência de VQACH	-	-	-	-	-
Adequação da VQACH	-	-	-	-	-
Existência de CQACH	0,05	1	0,864	3,841	Não
Adequação do CQACH	-	-	-	-	-
Tipo de suprimento	0,05	2	1,811	5,991	Não
Tipo de tratamento	0,05	2	4,321	5,991	Não
Tipo de desinfecção	0,05	1	3,333	3,841	Não
Fontes poluidoras	0,05	1	1,061	3,841	Não
Proteção sanitária	0,05	2	4,392	5,991	Não
Existência de canalização	0,05	1	2,258	3,841	Não
Existência de limpeza	0,05	1	0,144	3,841	Não
Renda familiar	0,05	2	0,864	5,991	Não
Usos da água	0,05	1	0,173	3,841	Não
Qualidade da água	0,05	2	10,472	5,991	Sim
Manejo dos resíduos	0,05	1	0,113	3,841	Não
Manejo dos efluentes	0,05	2	16,057	5,991	Sim

Nota: α = Nível de significância, GL = Grau de liberdade, X^2 = Valor de qui-quadrado, X_{tab} = Valor crítico tabelado e Sig = Diferença significativa entre as classes das amostras e a categoria de risco.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 11 - Resultados do teste qui-quadrado para os indicadores de qualidade da água

Indicadores de qualidade da água	α	GL	X^2	X_{Tab}	Sig
CRL	0,05	4	53,019	9,488	Sim
Tubidez	-	-	-	-	-
CT	0,05	2	143,000	5,991	Sim
E. coli	0,05	2	143,000	5,991	Sim

Nota: α = Nível de significância, GL = Grau de liberdade, X^2 = Valor de qui-quadrado, X_{tab} = Valor crítico tabelado e Sig = Diferença significativa entre as classes das amostras e a categoria de risco.

Fonte: Elaborada pelo autor.

4.4.2 Análise espacial

O teste de acuraria realizado na análise espacial alcançou os resultados apresentados na Tabela 12, na qual é possível verificar que o método da ponderação pelo inverso da distância apresentou resultados melhores que o KRIG em todos os indicadores, independentemente do coeficiente de ponderação utilização.

Tabela 12- Indicadores estatísticos para os modelos de interpolação espacial testados

Tipo de infraestrutura	Modelo matemático	EMA	RMSE	NS	d
SAA	KRIG	-0,00290	0,66082	0,61900	0,84593
	IDW2	-0,00040	0,13703	0,98362	0,99584
	IDW3	-0,00066	0,13623	0,98381	0,99590
	IDW4	-0,00091	0,13645	0,98376	0,99589
SAI	KRIG	-0,01470	1,32879	0,68636	0,86685
	IDW2	-0,00034	0,33818	0,97968	0,99484
	IDW3	-0,00004	0,33806	0,97970	0,99485
	IDW4	-0,00001	0,33806	0,97970	0,99485
SAC	KRIG	-0,02506	1,37297	0,41059	0,70222
	IDW2	-0,00028	0,20539	0,98681	0,99665
	IDW3	-0,00080	0,20309	0,98710	0,99674
	IDW4	-0,00118	0,20298	0,98712	0,99675

Fonte: Elaborada pelo autor.

Devido a isso, o IDW2 foi o modelo utilizado na interpolação espacial que determinou as zonas de vulnerabilidade na ação de avaliação de risco das infraestruturas de abastecimento de água, pois além de resultados muito baixos de EMA e RMSE, e, valores de NS e d bem próximos a unidade, em comparação com os demais modelos relacionados ao método da ponderação pelo inverso da distância, este apresenta o menor custo computacional.

5 DISCUSSÃO

Nesta seção são discutidas as nuances de cada etapa do modelo conceitual e de sua aplicação em escala piloto, analisando também os resultados relacionados as diretrizes do modelo conceitual e avaliação da aplicação em escala piloto, realizando comparações com outros estudos sobre VQACH, a fim de demonstrar a robustez que o modelo conceitual desenvolvido apresenta.

5.1 Diretrizes do modelo conceitual

O estudo teórico pormenorizado sobre os conceitos, objetivos, princípios e modo de planejamento, implantação e execução da VQACH, assim como realizado na Seção 2 de Referencial teórico, proveu uma base sólida que permitiu uma representação correta de como deve ser um sistema de VQACH apropriado para sistemas de pequeno porte.

Além disso, esse estudo foi essencial na determinação das diretrizes para o desenvolvimento do modelo conceitual, possibilitando que este fosse abrangente, mas sem perder os fundamentos básicos. Aliás, segundo García et al. (2023), Johnson (2008) e Soares, Ferneda e Prado (2022), esta é a forma correta de conceber um modelo conceitual, definindo conceitos e suas inter-relações para criar uma projeção num domínio delimitado, independentemente das ferramentas a serem empregadas.

5.2 O modelo conceitual

Nesta subseção são analisados os resultados relacionados ao modelo conceitual, examinando as decisões tomadas em cada etapa do desenvolvimento, comparando-o com outras pesquisas sobre a VQACH e sistemas de abastecimento de pequeno porte.

5.2.1 Etapa de planejamento

Na etapa de planejamento, as infraestruturas de abastecimento de água foram tipificadas em SAA, SAI e SAC, com base na classificação orientada pela portaria de potabilidade brasileira (Brasil, 2021). Contudo, essa identificação pode ser empregada em outras localidades do mundo, pois mesmo que outros países não utilizem essas terminologias, ainda assim, neles, as infraestruturas de abastecimento são definidas por características

administrativas, operacionais e de gestão semelhantes às brasileiras (Herschan; Pond; Malcolm, 2023; Murray et al., 2020; 2021).

Ademais, essa tipificação favorece maior atenção na busca por informações sobre as soluções alternativas que, frequentemente, têm seu cadastramento negligenciado, tanto em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento (Abubakar, 2019; Cassivi et al, 2021; Perveen; Ul-Haque, 2023), quanto em países desenvolvidos (Gunnarsdottir et al., 2020b; Herschan; Pond; Malcolm, 2023; Latchmore et al., 2020).

No que se refere aos formulários, foram elaborados dois tipos para SAA, um a ser aplicado ao prestador do serviço e outro aos usuários. Esse formato, é necessário pois, os dados de infraestrutura, operação e manutenção de um SAA, são muito complexos e apenas um técnico é capaz de responder. Além disso, essa prática torna o cadastramento mais eficiente, visto que a maioria dos dados para SAA são coletados uma única vez, restando apenas informações socioeconômicas e de consumo aos usuários.

Um fator importante a ser discutido a cerca dos formulários, é que, apesar de ter sido elaborado através de análise exaustiva de trabalhos oficiais e acadêmicos, suas questões apresentam caráter orientativo, devendo ser ajustado às especificidades locais, conforme orientação de OMS (2022), a fim de possibilitar a definição de fatores de risco significativos para a criação do cenário das infraestruturas de abastecimento de água no território estudado.

Ainda sobre o cadastro, é importante destacar que esta é a atividade mais onerosa do planejamento, tanto em função do tempo, quanto do custo, pois a orientação da OMS (2022) é que toda infraestrutura de abastecimento seja cadastrada pelo menos uma vez ao ano. Nesse sentido, é interessante seguir a recomendação de Cardoso, Costa e Silva (2020), Pinto, Pereira e Limongi (2017) e Recktenwaldt e Junges (2017) de integrar ações de vigilância com os serviços básicos de atenção à saúde, devido sua proximidade com a população. No caso específico brasileiro, o processo de cadastramento pode ser realizado pelos Agentes Comunitários de Saúde e os Agentes de Combate a Endemias, dadas as suas atribuições (Brasil, 2006f).

No processo de avaliação de risco das infraestruturas de abastecimento de água, uma das contribuições da pesquisa é a definição de fatores de risco úteis para a avaliação dos dados de cadastramento. Esses fatores devem ser significativos, não apenas para determinar a classe de risco de uma infraestrutura de abastecimento, mas também, para explicar as causas de não-conformidades da qualidade da água e casos de agravos à saúde, como realizado nas pesquisas de Abubakar (2019), Andrade et al. (2022), Ardila, Rodriguez e Pelletier (2023),

Birhan et al. (2023), Delpla, Proulx e Rodríguez (2020), Ondieki et al. (2022) e Price et al. (2021).

Essas mesmas pesquisas reforçam os fatores de risco selecionados neste artigo, pois utilizam de critérios semelhantes para caracterizar o abastecimento de água em suas respectivas regiões, mostrando que esses fatores de risco apresentam abrangência satisfatória. Nesse sentido, vale a pena destacar a importância dos fatores de riscos socioeconômicos e de consumo dos usuários, pois como discutido em Ondieki et al. (2022; 2021) e Cassivi et al. (2021), as contaminações na água não ocorrem apenas na fonte, tratamento, transporte e distribuição da água, mas também, no manuseio doméstico e nas práticas de higiene, necessitando que o usuário tenha habilidade para manusear de forma segura a água.

Outra contribuição relevante é a aplicação do princípio ALARP, sugerindo um modo de diminuir a subjetividade inerente ao método semiquantitativo de quantificação do risco. Além disso, com esse princípio é possível identificar um parâmetro para cada fator de risco que, insira o mínimo de risco à saúde humana sem criar um custo financeiro, de tempo ou de esforço, que seja desproporcional ao benefício (Hurst et al., 2019; Langdalen; Abrahamsen; Selvik, 2020; Pike; Khan; Amyotte, 2020), viabilizando ações de melhoria das infraestruturas de abastecimento de água mesmo em locais com poucos recursos humanos e financeiros.

Como já apresentado, o risco tolerável definido pelo princípio ALARP foi baseado em normas brasileiras. Contudo, salienta-se que mesmo com o escopo nacional adotado, este pode ser facilmente ajustado para outras localidades do mundo, pois a regulamentação brasileira para VQACH é fundamentada no *Guidelines for Drinking-water Quality* da OMS (2022), que é o principal documento do setor, sendo incorporado por grande parte dos países do mundo (Gunnarsdottir et al., 2020a; Guzman; Bevilacqua; Tovar, 2015; Kayser et al., 2015; Peletz et al., 2018).

Em suma, esta etapa da pesquisa teve como principal contribuição preencher a lacuna científica da inexistência de metodologia de avaliação de risco específica para VQACH (Bevilacqua et al., 2014; Brasil, 2006d; Gunnarsdotir et al., 2017; Queiroz et al., 2012a), sendo, possivelmente, o primeiro modelo conceitual que desenvolve uma forma de definir o risco de infraestruturas de abastecimento de água para fins de VQACH, através de dados de cadastramento.

Sobre a distribuição espaço-temporal do risco, este teve a função de indicar zonas de vulnerabilidade na área cadastrada. Essas regiões devem ser homogêneas na sua exposição e sensibilidade a situações de perigo, relacionando-se também com a habilidade e a resiliência em lidar com os efeitos adversos (Delpla; Proulx; Rodríguez, 2020), realçando a importância

da combinação de fatores de risco sobre as condições de infraestrutura, operação e manutenção do abastecimento de água e socioeconômicas e de consumo dos usuários.

Em relação ao plano de amostragem elaborado, o valor mínimo de amostras segue as diretrizes apresentadas em Brasil (2016). Contudo, essas diretrizes não são exclusivas do Estado brasileiro, mas sim, definidas pela OMS, em estudos dos anos de 1990 e 1991, no sentido de desenvolver um método estatístico para definir o número mínimo de amostras para VQACH, suficiente para apontar anomalias no sistema de abastecimento, através do uso da proporção de amostras em não-conformidade com o padrão de potabilidade. Desse modo, os valores adotados são resultados da implementação desse método para o cenário brasileiro, utilizando os dados do SISAGUA para determinar a proporção de interesse, o nível de significância e a margem de erro desejada (Brasil, 2006e).

Outro ponto importante do plano de amostragem é a definição das áreas de maior vulnerabilidade, sendo caracterizadas pelas áreas que apresentaram os 20% maiores riscos associados às infraestruturas de abastecimento de água. Essa determinação está alicerçada no Princípio de Pareto, um preceito que verificou em vários fenômenos que um pequeno número de fatores tem um impacto desproporcional nos resultados (Harvey; Sotardi, 2018). Em geral essa desproporção respeita uma relação de 80-20, a exemplo dos resultados de que, 80% da riqueza do mundo está concentrada em 20% da população, ou 80% dos empréstimos de livros numa biblioteca envolvem apenas 20% do acervo (Chen; Chong; Tong, 1994). Nesse sentido, essa mesma proporção foi comparativamente implementada no plano de amostragem, no sentido de selecionar os pontos com maiores riscos para representar os principais problemas relacionados à qualidade da água de abastecimento a ser monitorada.

5.2.2 Etapa de execução

Na etapa de execução, vale a pena destacar que os indicadores utilizados para monitoramento da qualidade da água são os mínimos estabelecidos pela diretriz nacional de VQACH (Brasil, 2016). Contudo, a própria diretriz recomenda que seja feita uma avaliação do cenário a ser monitorado, com a finalidade de selecionar indicadores representativos do sistema.

Dessa maneira, a falta de uso do indicador fluoreto no monitoramento do sistema piloto não é um problema, pois este nunca seria verificado, dado que no processo de tratamento não há fluoretação e nem as águas naturais têm registro dessa substância. Ademais, o trabalho de Ogata et al. (2016) mostra que, para o método de avaliação de risco à saúde

associado à qualidade da água utilizado, os resultados são melhores quando se utilizam indicadores sentinelas e microbiológicos. Em complemento, vários trabalhos (Abubakar, 2019; Andrade et al., 2022; Birhan et al., 2023; Larson et al., 2023; Ondieki et al., 2022, Phiri et al., 2020) monitoraram apenas os indicadores sentinelas e microbiológicos para verificar a qualidade da água para consumo humano em sistemas de pequeno porte.

Um aspecto complementar na etapa de execução são as despesas para monitoramento da qualidade da água, pois juntamente com o cadastramento representam os maiores custos em mão de obra e tempo da VQACH, além da necessidade de insumos, transporte e infraestrutura laboratorial. Devido a isso, esse é um dos principais gargalos dos sistemas de pequeno porte e, portanto, necessita das ações estratégicas do VIGIAGUA para implementar a VQACH nessas localidades (Bevilacqua et al.; 2014; Fortes; Barrocas; Kligerman, 2019; Queiroz et al.; 2012b).

Dentre essas ações a estruturação da rede laboratorial é a mais significativa para solucionar essa limitação. Contudo, seu desempenho demanda recursos humanos e financeiros robustos, portanto, para sistemas de pequeno porte, com limitações desses recursos, seria mais interessante exercer a função da atuação intersetorial, realizando parcerias com instituições públicas, privadas e do terceiro setor para utilização de seus laboratórios.

5.2.3 Etapa de verificação

Assim como já mencionado, a metodologia de avaliação de risco utilizada na etapa de verificação foi inspirada no trabalho de Ogata et al. (2016). Contudo, algumas modificações foram realizadas, como na categorização dos indicadores de qualidade da água, em que foram utilizadas três classes representadas por valores de 1 a 3 e não seis classes representadas por valores de 0 a 5. Isso ocorreu não só para padronizar os valores da categorização com o cálculo do risco das infraestruturas de abastecimento de água, mas também para diminuir a quantidade de classes, dado que valores em intervalos menores facilitam a compreensão de seu significado, pois proporcionam diferença significativa entre uma classe e outra (Mzougui; El Felsoufi, 2019). Outrossim, a representação de uma classe com o valor 0 foi desconsiderado, uma vez que isso implicaria em risco nulo, o que conceitualmente não existe (Sharif et al., 2017).

Por sua vez, no formulário FMEA, o aspecto de abrangência do método original não foi utilizado, pois como os pontos amostrados foram selecionados com base em infraestruturas de abastecimento com acesso direto ao usuário, a abrangência sempre será a

mesma, no caso a residência ou conjunto de residências abastecidas. Além do mais, vários trabalhos que utilizaram o método FMEA aplicado ao sistema de abastecimento de água (Amanda; Moesriati; Karnaningroem, 2017; Haider et al., 2021; Li et al., 2022; Sharif et al., 2017) também não consideraram esse aspecto na estimativa do risco.

Uma contribuição importante ao método original foi a tabela de escore, que em Ogata et al. (2016) foi utilizada por inspiração no trabalho de Zambrano e Martins (2007) sobre aplicação da FMEA para impactos ambientais em sistemas industriais genéricos. No entanto, nesta pesquisa a tabela foi modificada, utilizando de conceitos e descrições inerentes e específicos da VQACH, considerando os mecanismos que proporcionam a não-conformidade da qualidade da água para consumo humano, assim como indicado por Haider et al. (2021).

Nesse sentido, para o aspecto de severidade entende-se que o escore é alto quando a não-conformidade com o padrão de potabilidade resulta em efeitos graves, agudos e diretos, ou seja, quando o agente perigoso pode, por si só e rapidamente, causar efeitos graves no consumidor, como a presença de vírus entérico na água, que é capaz de infectar pessoas devido sua ingestão exclusiva, podendo inclusive evoluir para óbito (Tavares; Cardoso; Brito, 2005).

Entretanto se o efeito é grave e agudo, mas de forma indireta, ou se é grave, crônico e direto, o escore deve ser considerado moderado, pois o efeito indireto insere a possibilidade de múltiplas barreiras e o efeito crônico necessita de uma exposição mais prolongada para o agravo à saúde ocorrer. Um exemplo dessa situação é a baixa concentração de CRL, que por si só não causa nenhum agravo à saúde, mas sua falta associada à presença de microrganismos patogênicos causa efeitos graves ou, a alta concentração de metais pesados, que necessita de uma ingestão prolongada para evoluir para efeitos graves à saúde humana (OMS, 2022).

Consequentemente, a severidade deve ser entendida como de escore baixo, quando o efeito é grave, porém crônico e indireto, como por exemplo altos valores de cor devido à presença de matéria orgânica, que só causa agravo à saúde quando associado à presença de desinfetantes formando subprodutos da desinfecção, ou seja, um efeito indireto e crônico, dado que os efeitos à saúde relacionados a subprodutos da desinfecção só são verificados após exposição prolongada (OMS, 2022). Além disso, pode-se considerar severidade baixa, quando houver possibilidade de efeitos leves, como irritação na pele e mucosas por excesso de CRL, ou problemas organolépticos, como a alta cor devido à presença de sais de ferro.

Quanto ao aspecto de ocorrência, este foi baseado na frequência definida no plano de amostragem. De modo que se a não-conformidade ocorrer em toda campanha de

monitoramento, ou seja, todo mês, o escore deve ser alto. Se ocorrer pelo menos uma vez a cada trimestre ou semestre, a classificação deve ser moderada, essa periodização foi determinada conforme a portaria de potabilidade brasileira, que regulamenta que alguns indicadores devem ser monitorados a cada três meses e outros a cada seis meses. E, o caso de baixa ocorrência representa quando a não-conformidade ocorre apenas uma vez ou não ocorre no período de monitoramento.

Em relação à detecção, o valor do escore foi determinado com base no quão fácil é verificar a não-conformidade. De forma que se necessitar de medidas complexas ou custosas em função de recursos financeiro e de tempo, o escore deve ser alto, pois dificulta o monitoramento da não-conformidade, como por exemplo, as análises de agrotóxicos e metabólitos que necessitam de alto investimento em equipamentos ou, as análises microbiológicas que demandam muito tempo para alcançar o resultado. Agora, se a medida é simples, rápida e de baixo custo, é mais fácil de identificar prontamente o perigo e atuar na sua diminuição, mitigação ou eliminação, sendo assim o escore é moderado, a exemplo de análises titulométricas e colorimétricas. Contudo, se for possível usar dos sentidos humanos para verificar a não-conformidade, então a identificação e as medidas são imediatas, e, o escore é baixo.

No mais, o método FMEA em que se baseia toda a etapa de verificação é, juntamente com os métodos de árvore de falhas, árvore de eventos e análise da raiz das causas, um dos mais utilizados em sistemas de gestão da qualidade da água (Sharif et al., 2017) e, devido à simplicidade na aplicação, se adequa bem às limitações de recursos humanos e financeiros dos sistemas de pequeno porte, além de fornecer informações úteis na consideração de todos os modos de falhas e priorização dos mais arriscados (Mzougui; El Felsoufi, 2019; Subriadi; Najwa, 2020; Wang et al., 2018).

5.2.4 Etapa de ação

Ao analisar os resultados da etapa de ação, é possível verificar que o plano de ação é voltado a busca por mecanismos de inserção de ações básicas do VIGIAGUA no modelo conceitual. De fato, todo o modelo foi desenvolvido considerando critérios definidos por normativas brasileiras, logo, por coerência, essas mesmas normativas devem ser utilizadas.

Contudo, as considerações realizadas podem ser facilmente ajustadas para a maioria dos países do mundo, dado que as normativas brasileiras são baseadas no *Guidelines for Drinking-water Quality* (OMS, 2022). Ademais, a estrutura do modelo conceitual foi

desenvolvida para ser generalista e atender as exigências desse documento, por isso foi utilizada uma abordagem que integrasse metodologias de avaliação de risco, geoprocessamento e melhoria contínua.

Nesse sentido, a seleção do ciclo PDCA para estruturar o modelo conceitual foi adequada, devido à capacidade de analisar limitações em processos de gestão de forma iterativa, descobrindo causas e possíveis soluções que, após executadas, são avaliadas quanto à efetividade, para adoção rotineira de boas práticas e recomeço do planejamento, garantindo evolução ininterrupta, em uma filosofia de aprendizagem contínua e criação de conhecimento (Antunes Júnior; Broday, 2019; Pietrzak; Paliszkiewicz, 2015; Song; Fischer, 2020; Vargas et al., 2018).

No entanto, para ser possível afirmar a robustez do modelo conceitual, seja sob o domínio da legislação brasileira ou em outro conjunto de regras para a VQACH, é necessário sua aplicação em mais sistemas de pequeno porte e em diferentes cenários, testando outros tipos de suprimento e indicadores de qualidade da água, pois como a pesquisa foi desenvolvida numa abordagem hipotético-dedutiva, as premissas devem ser testadas constantemente, seja para realizar ajustes no modelo, seja para corroborá-lo.

5.3 Aplicação em escala piloto

Quanto ao cadastramento no sistema piloto, é possível verificar que, de modo amplo, as ligações no SAA apresentam menos risco à saúde humana que as soluções alternativas. E, realmente, o SAA é a infraestrutura ideal para abastecimento de água para consumo humano, devido à sua capacidade de manter a integridade da qualidade da água pós-tratamento (Brasil, 2006a; OMS, 2022).

Além do mais, as exigências sobre os SAA são maiores, não apenas pela portaria de potabilidade brasileira (Brasil, 2021), mas em outros lugares do mundo (Alzahrani; Collins; Erfanian, 2020; Gunnarsdottir et al., 2020a; Herschan; Pond; Malcolm, 2023; Murray et al., 2021; Van Den Berg et al., 2019), garantindo melhor qualidade da água consumida. E, no caso específico do sistema Canafístula II, todas as exigências de infraestrutura e ferramentas de gestão estão em conformidade com o padrão de potabilidade do Brasil, exceto pela ocorrência de intermitência programada, ou seja, racionamento de água.

Comparativamente, as soluções alternativas não recebem a mesma atenção dos órgãos de vigilância (Bevilacqua et al., 2014; Gunnarsdottir et al., 2020b; Latchmore et al., 2020; Queiroz et al., 2012a), o que leva a casos frequentes de abastecimento de água sem

tratamento, com infraestruturas sem proteção sanitária e próximas a fontes poluidoras. Para mais, a portaria de potabilidade brasileira apresenta exigências semelhantes para os SAA e as SAC, de maneira que, a falta de atenção dos órgãos de vigilância nas SAC resulta em várias situações de não-conformidade, como a inexistência de responsável técnico, licença ambiental, outorga e CQACH, por exemplo. Essa situação se reflete no cenário da Figura 13, em que as SAC apresentam mais casos de alto risco que qualquer outro tipo de infraestrutura de abastecimento de água.

Outro aspecto importante relacionado às soluções alternativas é a prática denominada por Ondieki et al. (2021) como *patchwork of utilities*, que pode ser traduzida como miscelânea de suprimentos, ou seja, a mistura de várias fontes de abastecimento devido à insegurança hídrica, que no sistema piloto, se traduz na mistura da água de SAA com SAI e SAC. Essa prática traz complexidade ao processo de VQACH, pois dificulta o rastreamento das fontes de contaminação e a água de pior qualidade contamina as demais quando misturadas em um mesmo reservatório, assim como registrado nos trabalhos de Larson et al. (2023) e Price et al. (2021).

O estudo de caso ainda apresenta uma característica importante relacionada à condição socioeconômica da população, estando em consonância com outras pesquisas que relacionam essas características populacionais com a qualidade da água (Abubakar, 2019; Birhan et al., 2023; Cassivi et al., 2021). Nesse caso, a baixa renda e o nível de escolaridade fragilizam a habilidade e resiliência da população em lidar com os efeitos adversos de consumir uma água contaminada. Um retrato disso, é o fato da periferia da cidade de Araruna – PB, ter demonstrado maior risco à saúde humana em todos os tipos de infraestrutura de abastecimento de água (Figura 13).

Em adição à capacidade de criar cenários que representem os riscos das infraestruturas de abastecimento de água, a metodologia desenvolvida permite usar desses dados para viabilizar outras ações de VQACH além do cadastramento. Dentre essas, a mais significativa é a ação de monitoramento da qualidade da água, pois é a atividade que, efetivamente, confirma a presença de contaminantes com potencial de causar agravos à saúde, bem como é a ação mais onerosa, devido à coleta de amostras *in loco* e aos custos com análises laboratoriais (Brasil, 2006d).

Para realização do monitoramento é necessário elaborar um plano de amostragem e, segundo Ardila, Rodriguez e Pelletier (2023) e Han et al. (2022), a melhor maneira de fazer isso é classificando as infraestruturas de abastecimento de água com base em vários fatores de risco agregados em um único risco. Por sinal, a metodologia desenvolvida possibilitou a

agregação de dados com diferentes características – qualitativos, quantitativos, binários e com diferentes unidades – através da parametrização pelo princípio ALARP, deixando-os adimensionais. Outrossim, a agregação utilizou o cálculo de soma, considerando o mesmo peso para todos os fatores de risco e evitando compensação de valores, como o que ocorre com o uso de medidas de tendência central (Han et al., 2022).

Os mesmos autores também indicam que um plano de amostragem elaborado com base na distribuição espaço-temporal do risco, é a forma mais evoluída de selecionar pontos para monitoramento, pois assim, há maior probabilidade de selecionar locais mais representativos em pontos vulneráveis do abastecimento de água. Além de ser ideal para locais com poucos recursos humanos e financeiros (OMS, 2022), característicos de sistemas de pequeno porte, como no estudo de caso.

Logo, quanto maior for a abrangência do cadastramento melhor é o resultado para aplicação no monitoramento e, nesse aspecto, esta pesquisa se destaca das demais pois, em trabalhos atuais que realizaram cadastramento para fins de VQACH (Delpla; Proulx; Rodrigues, 2020; Murray et al., 2020, 2021; Ondieki et al., 2022; Perrin et al., 2019), não há registro de um cadastramento particularizado para cada infraestrutura ativa de abastecimento de água ativa, considerando fatores de risco de infraestrutura, operação e manutenção do sistema de abastecimento e características socioeconômicas e de consumo dos usuários, agregados em um único valor de risco distribuído no espaço e no tempo.

Sendo assim, o plano de amostragem elaborado selecionou locais representativos com critérios lógicos, evitando a escolha de pontos de amostragem de forma subjetiva e não sistemática, fundamentada apenas na experiência do tomador de decisão (Delpla; Proulx; Rodrigues, 2020), que pode mascarar contaminações, aumentando o risco e os custos do processo (Ardila; Rodriguez; Pelletier, 2023).

A avaliação de risco à saúde associado à qualidade da água confirmou os resultados do processo de cadastramento, em que os pontos do SAA sempre apresentaram riscos menores que as soluções alternativas. Todavia, nem toda solução alternativa apresentou o mesmo desempenho, os pontos de amostragem em cisternas – P4, P5 e P6 – tiveram resultados expressivamente piores, devido a captação de água ser da chuva, coletada em telhados sem a devida limpeza e ainda sem tratamento, cenário semelhante aos reservatórios monitorados nos trabalhos de Birhan et al. (2022) e Larson et al. (2023).

Quanto aos pontos de monitoramento em caixas de água, apenas o ponto P7 apresentou um comportamento variável ao longo do período de análise, em que, durante o período que utilizou água da rede, proveniente do manancial Canafistula II – meses de janeiro

a março –, seu risco foi moderado a baixo, mas quando o manancial foi o Jandaia – meses de março a junho –, seu risco registrou valores de moderados a altos, indicando que a água do açude Jandaia tem problemas qualitativos que prejudicam não só o tratamento, mas o armazenamento pós rede de distribuição.

Por sua vez, dos pontos de monitoramento em poços de aquífero livre, o ponto P12 foi o único que registrou valores de risco altos, sempre associado à ocorrência de chuva. Este caso é provavelmente explicado por alguma falha na vedação que permite a entrada de água no poço, pois na região onde o poço está instalado, existe rede de coleta de esgoto, diminuindo a chance de contaminação do lençol freático por efluentes domésticos.

Um aspecto importante a se relatar é que mesmo selecionando pontos dentro e fora das zonas de maior vulnerabilidade, isso não apresentou diferença quanto à qualidade da água monitorada. Na verdade, foi verificada diferença em relação aos tipos de suprimento, em que os pontos abastecidos por SAA se destacaram positivamente e os pontos abastecidos por cisternas se destacaram negativamente.

Todos os casos de alto risco à saúde associado a qualidade da água ocorreram pela não-conformidade com os indicadores microbiológicos e residual desinfetante. Isso ocorre porque constantemente as soluções alternativas não realizam nenhuma espécie de tratamento da água bruta (Andrade et al., 2022; Herschan; Pond; Malcom, 2023), o que é um erro, pois claramente a água é exposta a contaminantes microbiológicos. Nesse sentido, uma simples desinfecção já promoveria bons resultados, pois como registrado no ponto P9, na campanha do dia 11 de maio de 2023, o usuário utilizou hipoclorito de sódio um dia antes da coleta, de modo que, apesar do residual de CRL não estar em conformidade, não foi verificada a presença de CT, indicador que sempre deu resultado positivo neste ponto.

A importância dos indicadores microbiológicos e da baixa concentração de CRL também foi confirmada no formulário FMEA, pois, a soma do grau de importância desses modos de falha resultou em 91% de todo o risco à saúde associado à qualidade da água no sistema piloto. Tal resultado é devido ao fato de que em todas as campanhas houve não-conformidades para esses indicadores, contudo, os indicadores microbiológicos representam um risco maior por proporcionarem efeitos graves e agudos ao consumidor, devido à associação com a presença de microrganismos patogênicos, e sua análise necessitar de alto custo de tempo, prejudicando ação tempestiva na resolução da não-conformidade.

Em resumo, o sistema de pequeno porte de Araruna – PB tem como principais gargalos as soluções alternativas, assim como em outras localidades estudadas por Ardila; Rodriguez e Pelletier (2023), Cassivi et al. (2021) e Delpla, Proulx e Rodríguez (2020), e a

qualidade da água está frequentemente em não-conformidade com o padrão de potabilidade para os indicadores CRL, CT e *E. coli*. Sendo assim, a vigilância ambiental do município deve utilizar do plano de ação proposto, dando prioridade a resolução dos problemas de abastecimento de água nessas infraestruturas e para esses indicadores de qualidade da água.

5.4 Avaliação da aplicação em escala piloto

Com base na análise estatística realizada, foi possível verificar que apenas fatores de risco socioeconômicos e de consumo dos usuários foram significativos na estimativa do risco à saúde associado às infraestruturas de abastecimento para SAA, destacando que o tipo de uso dado a água e a renda familiar obtiveram maior significância devido ao alto valor do qui-quadrado.

Esse resultado é bastante lógico quando se entende que em uma rede de distribuição de pequeno porte as características físicas, de operação e de manutenção são homogêneas, pois, em geral, o serviço é prestado por uma mesma instituição, sendo assim, o risco exercido sobre a população varia apenas conforme suas características sociais, econômicas, ambientais, políticas e culturais. Também devido a essa falta de variabilidade das características da infraestrutura no SAA, os fatores de risco relacionados a infraestrutura, operação e manutenção do abastecimento de água não foram avaliados quanto a significância, pois em todos os pontos os resultados foram iguais.

Para os pontos cadastrados como SAI, houve fatores de risco significativos relacionados a condição das infraestruturas e dos usuários. Contudo, o fator que mais se sobressaiu foi a renda familiar, com um valor de qui-quadrado de 125,925, estando em consonância com o resultado obtido pelo SAA.

Por sua vez, nos pontos de SAC, apenas a percepção dos usuários sobre a qualidade da água e o manejo dado aos efluentes domésticos foram significados, sem nenhum destaque entre esses fatores de risco. Todavia, essa informação mostra que para todos os tipos de infraestruturas de abastecimento de água, os fatores de risco associados a condição socioeconômica e de consumo dos usuários foram significativos, provando a importância de inserir esses aspectos no processo de cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água, assim como verificado por Ondieki et al. (2022; 2021) e Cassivi et al. (2021).

Ainda vale a pena ressaltar que, mesmo com a maioria dos fatores de risco não tendo significância na estimativa do risco à saúde associado às infraestruturas de abastecimento de água, isso não significa que algum destes fatores de risco sejam irrelevantes, pois a sua

utilidade está na possibilidade de cruzar esses dados com registros de qualidade da água e de casos de doenças de transmissão hídrica, identificando as causas de eventuais falhas no abastecimento de água.

A análise estatística também verificou a relação entre os indicadores de qualidade da água monitorados e o risco à saúde associado à qualidade da água, verificando que o CRL, CT e *E. coli* apresentam resultados significativos, destacando o valor de 143 para o qui-quadrado nos indicadores microbiológicos. Esse resultado reforça o grau de risco dos modos de falha da FMEA, em que 72% do risco total do sistema é proveniente das falhas do tratamento microbiológico da água para consumo humano.

Ao avaliar a relação entre os tipos de suprimento e o risco à saúde associado à qualidade da água, o teste qui-quadrado identificou diferença significativa entre as amostras e as categorias de risco, possivelmente destacando a qualidade da água superior dos pontos de SAA e a qualidade inferior dos pontos de cisterna. Contudo, esse método não é capaz de inferir qual o grau de diferença estatística entre os tipos de suprimento, necessitando de um teste de comparação múltipla para verificar essa informação.

Quanto à análise espacial, foi verificado que o método da ponderação pelo inverso da distância – independentemente do coeficiente de ponderação utilizado – apresentou melhor acurácia que o KRIG, com resultados considerados muito bons para todos os indicadores estatísticos utilizados, segundo a classificação do trabalho de Raes et al. (2023). Esse resultado foi interessante, pois segundo Kim et al. (2022) e Singh e Verma (2019), o IDW é um método de interpolação espacial indicado para criar tendências em fenômenos que não possuem correlação espacial, como é o caso da qualidade da água em soluções alternativas. Contudo, é importante ressaltar que os dados utilizados são apenas do sistema piloto, sendo necessário mais testes para confirmar se o IDW é o método de interpolação espacial mais adequado para esse tipo de fenômeno.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao final desta pesquisa é possível afirmar que todos os objetivos propostos foram alcançados, de modo que um modelo conceitual para VQACH ajustado para sistemas de pequeno porte foi desenvolvido, seguindo diretrizes fundamentadas no mais atual conhecimento sobre a área, o que permitiu que este se tornasse sistemático e preditivo, de fácil execução em um sistema de pequeno porte e útil para a tomada de decisão referente a melhoria do abastecimento de água.

Em relação à elaboração de estrutura de cadastramento e análise desses dados com base no risco, houve contribuições significativas pelo modelo conceitual, como a concepção de formulários de cadastramento das infraestruturas de abastecimento de água mais robustos, desenvolvimento de metodologia semiquantitativa de avaliação desses dados sob a ótica do risco, o uso de ferramentas de geoprocessamento para distribuir esses riscos no espaço e no tempo e a criação de um cenário amplo que permite a relação de causalidade entre o abastecimento de água e casos de não-conformidade com a qualidade da água ou agravos à saúde.

A estruturação de um plano de amostragem racional, eficiente e exequível para sistemas de pequeno porte foi outro objetivo concluído, e neste, a definição de critérios mínimos relativos à frequência da amostragem, indicadores de monitoramento e quantidade de pontos de amostragem, e, a seleção desses pontos de amostragem através de zonas de vulnerabilidade baseadas no risco à saúde associado às infraestruturas de abastecimento de água, foram fundamentais para adequar o modelo conceitual às limitações de recursos humanos e financeiros características dos sistemas de pequeno porte.

Contudo, essa simplificação só foi possível devido a ferramenta de avaliação de risco à saúde associado à qualidade da água utilizado no modelo conceitual, a qual, através de sua adaptação ao método da FMEA, foi capaz de identificar os modos de falha que mais influenciam o risco do sistema, proporcionando priorização das ações que, novamente, se adequam aos recursos disponíveis nos sistemas de pequeno porte.

Desse modo, foi considerado que a integração entre as metodologias de avaliação de risco, geoprocessamento e melhoria contínua foram essenciais na geração de informações úteis para a tomada de decisão na melhoria do abastecimento de água. Uma vez que, as ferramentas de avaliação de risco são adequadas para o tratamento dos dados, tornando-os inteligíveis, não apenas para atores qualificados, mas para qualquer usuário com interesse na informação. Enquanto isso, as técnicas de geoprocessamento, com sua capacidade de

distribuir os riscos no espaço e no tempo, permite que locais mais vulneráveis sejam identificados e, encarados como prioridades pelo tomador de decisão. E, o método PDCA de melhoria contínua, inseriu nas ações do modelo conceitual uma lógica de evolução ininterrupta, pois toda vez em que há modificações no sistema em estudo, novas ações de VQACH devem ser executadas e novas informações são geradas e disseminadas, possibilitando ações mais ajustadas as necessidades reais do sistema de abastecimento.

Quanto a aplicação em escala piloto, o modelo conceitual produziu informações úteis como a significativa diferença entre o risco à saúde associado às infraestruturas de abastecimento de água dos pontos cadastrados como SAA em relação às soluções alternativas, o destaque negativo das cisternas quanto ao risco à saúde associado à qualidade da água e o grau de importância que os indicadores microbiológicos apresentaram no risco total do sistema de pequeno porte piloto. De maneira tal que, foi possível definir que os locais prioritários para ação de melhoria da qualidade da água são as soluções alternativas, especificamente cisternas, atuando na realização de tratamento microbiológico da água.

Diante desse cenário e do caráter hipotético-dedutivo da pesquisa recomenda-se que sejam realizadas mais aplicações em sistemas de pequeno porte, testando outros cenários de abastecimento, tipos de suprimento, indicadores da qualidade da água e outras normas regulamentares de países diversos, com a finalidade de verificar a robustez do modelo conceitual ou a necessidade de ajustes.

REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 7229**. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ABUBAKAR, I. R. Factors influencing household access to drinking water in Nigeria. **Utilities Policy**, Michigan, v. 58, p. 40-51, 2019.

AESA. **ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MAMANGUAPE**. João Pessoa: AESA, 1998a.

AESA. **ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CURIMATAÚ**. João Pessoa: AESA, 1998b.

AESA. **MONITORAMENTO**. 2023. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/monitoramento/>>. Acesso em: 10 de julho de 2023.

ALZHRANI, F.; COLLINS, A. R.; ERFANIAN, E. Drinking water quality impacts on health care expenditures in the United States. **Water Resources and Economics**, Amsterdam, v. 32, p. 1-20, 2020.

AMANDA, B. A.; MOESRIATI, A.; KARNANINGROEM, N. Risk Assessment of Total Coliform in X WTP's Water Production Using Failure Mode and Effect Analysis Method. **Teknik**, Semarang, v, 38, n. 1, p. 21-27, 2017.

ANA. **Atlas Águas**. Catálogo de Metadados da ANA. 2021. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/d77a2d01-0578-4c71-a57e-87f5c565aacf>>. Acesso em 15 de novembro de 2022.

ANDRADE, L.; BOUDOU, M.; HYNDIS, P.; CHIQUÉ, C.; WEATHERILL, J.; O'DWYER, J. Spatiotemporal dynamics of Escherichia coli presence and magnitude across a national groundwater monitoring network, Republic of Ireland, 2011–2020. **Science of the Total Environment**, Barcelona, v. 840, p. 1-13, 2022.

ANVISA. **REGULAMENTO SANITÁRIO INTERNACIONAL RSI – 2005**. Versão em português aprovada pelo Congresso Nacional por meio do Decreto Legislativo 395/2009 publicado no DOU de 10/07/09, pág.11. Brasília: ANVISA, 2009.

ANVISA. **COSMETOVIGILÂNCIA: segurança no uso de produtos de higiene pessoal, cosméticos e perfumes**. 1. ed. Brasília: ANVISA, 2022.

ANTUNES JÚNIOR, A.; BRODAY, E. E. ADOPTING PDCA TO LOSS REDUCTION: A CASE STUDY IN A FOOD INDUSTRY IN SOUTHERN BRAZIL. **International Journal for Quality Research**, Podgorica, v. 13, n. 2, p. 335-348, 2019.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24. ed. Washington, D.C.: APHA Press, 2023.

APPOLLIS, L. M.; VAN DYK, W. A.; MATOPE, S. USING FAILURE MODES AND EFFECTS ANALYSIS AS A PROBLEM-SOLVING GUIDELINE WHEN

IMPLEMENTING SPC IN A SOUTH AFRICAN CHEMICAL MANUFACTURING COMPANY. **South African Journal of Industrial Engineering**, Waterkloof, v. 31, n. 1, p. 157-169, 2020.

AQUINO, S. DEZ ANOS DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE: DESAFIOS NO REPASSE FINANCEIRO PARA AS AÇÕES SANITÁRIAS SOB O PONTO DE VISTA DE QUATRO GESTORES MUNICIPAIS. **Revista de Gestão em Sistemas de Saúde**, São Paulo, v. 3, n. 2, p. 114-124, 2014.

ARAGÃO, A. A. V. **Avaliação do Programa de Vigilância da Qualidade da Água pra Consumo Humano no Município de Buíque – Pernambuco**. 2012. Dissertação (Mestrado Profissional em Saúde Pública) – Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2012.

ARAÚJO, M. C. S. P. **Indicadores de vigilância da qualidade da água de abastecimento da cidade de Areia (PB)**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2010.

ARDILA, A.; RODRIGUEZ, M. J.; PELLETIER, G. Spatiotemporal optimization of water quality degradation monitoring in water distribution systems supplied by surface sources: A chronological and critical review. **Journal of Environmental Management**, Heverlee, v. 337, p. 1-14, 2023.

ARREAZA, A. L. V.; MORAES, J. C. Vigilância da saúde: fundamentos, interfaces e tendências. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 4, p. 2215-2228, 2010.

BAHIA, R. R. **DIRECT AND INDIRECT EFFECTS OF CHILDHOOD CONDITIONS ON HEALTH AT OLDER AGES: THE CASE OF BRAZIL**. 2021. Dissertação (Mestrado em Demografia do Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021.

BARAFORT, B.; MESQUITA, A.; MAS, A. Integrating Risk Management in IT settings from ISO Standards and Management Systems Perspectives. **Computer Standards & Interfaces**, Wollongong, v. 54, n. 3, p. 176-185, 2017.

BARDE, J. A. What Determines Access to Piped Water in Rural Areas? Evidence from Small-Scale Supply Systems in Rural Brazil. **World Development**, Michigan, v. 95, p. 88-110, 2017.

BAUM, R.; AMJAD, U.; LUH, J.; BARTRAM, J. An examination of the potential added value of water safety plans to the United States national drinking water legislation. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Atlanta, v. 218, p. 677-685, 2015.

BAUM, R.; BARTRAM, J. A systematic literature review of the enabling environment elements to improve implementation of water safety plans in high-income countries. **Journal of Water and Health**, Londres, v. 16, n. 1, p. 14-24, 2017.

BELOTTI, L.; BRANDÃO, S. R.; PACHECO, K. T. S.; FRAZÃO, P.; ESPOSTI, C. D. D. Vigilância da qualidade da água para consumo humano: potencialidades e limitações com

relação à fluoretação segundo os trabalhadores. **Saúde Debate**, Rio de Janeiro, v. 43, n. Especial, p. 51-62, 2019.

BERESKIE, T.; RODRIGUES, M. J.; SADIQ, R. Drinking Water Management and Governance in Canada: An Innovative Plan-Do-Check-Act (PDCA) Framework for a Safe Drinking Water Supply. **Environmental Management**, Saskatoon, v. 60, n. 2, p. 243-262, 2017.

BEVILACQUA, P. D.; CARMO, R. F.; MELO, C. M.; BASTOS, R. K. X.; OLIVEIRA, D. C.; SOARES, A. C. C.; OLIVEIRA, J. F. Vigilância da qualidade da água para consumo humano no âmbito municipal: contornos, desafios e possibilidades. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 467-483, 2014.

BEZERRA, A. C. V. Vigilância em saúde ambiental no Brasil: heranças e desafios. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 1044-1057, 2017.

BIRHAN, T. A.; BITEW, B. D.; DAGNE, H.; AMARE, D. E.; AZANAW, J.; ANDUALEM, Z.; DESSIE, A. GUYASA, G.; GETANEH, A.; ADDISU, A.; GENET, M.; TADEGE, G.; TESFAYE, A. H.; ASMARE, T. K.; YIMER, T. F. Household drinking water quality and its predictors in flood-prone settings of Northwest Ethiopia: A cross-sectional community-based study. **Heliyon**, Cambridge, v. 9, p. 1-12, 2023.

BLAZES, D. L.; DOWELL, S. F. The role of disease surveillance in precision public health. Genomic and Precision Medicine. In: GINSBURG, G. S.; WILLARD, H. F.; TSALIK, E. L.; WOODS, C. W (ed.). **Genomic and Precision Medicine** Infectious and Inflammatory Disease. Londres: Academic Press, 2019.

BRASIL. **PORTARIA Nº 443/BSB DE 03 DE OUTUBRO DE 1978**. Brasília: Ministério da Saúde, 1978.

BRASIL. **Programa Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2005a.

BRASIL. **DECRETO Nº 5.440, DE 4 DE MAIO DE 2005**. Estabelece definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da água de sistemas de abastecimento e institui mecanismos e instrumentos para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano. Brasília: Casa Civil, 2005b.

BRASIL. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006a.

BRASIL. **Boas práticas no abastecimento de água: procedimentos para a minimização de riscos à saúde**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006b.

BRASIL. **Inspeção sanitária em abastecimento de água**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006c.

BRASIL. **Manual de procedimentos de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006d.

BRASIL. **Diretriz nacional do plano de amostragem da vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006e.

BRASIL. **LEI Nº 11.350, DE 5 DE OUTUBRO DE 2006**. Regulamenta o § 5º do art. 198 da Constituição Federal, dispõe sobre o aproveitamento de pessoal amparado pelo parágrafo único do art. 2º da Emenda Constitucional nº 51, de 14 de fevereiro de 2006, e dá outras providências. Brasília: Casa Civil, 2006f.

BRASIL. **Manual de orientação para cadastramento das diversas infraestruturas de abastecimento de água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2007.

BRASIL. **LEI Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília: Casa Civil, 2010.

BRASIL. **Plano de segurança da água: garantindo a qualidade e promovendo a saúde: um olhar do SUS**. Brasília: Ministério da Saúde, 2013.

BRASIL. **Curso de Capacitação a Distância em Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano**. Módulo II. Rio de Janeiro: Ministério da Saúde, 2014.

BRASIL. **Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2016.

BRASIL. **Inventário do Programa nacional de Vigilância da Qualidade da água para consumo Humano – 2016**. Brasília: Ministério da Saúde, 2018.

BRASIL. **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Brasília: MDR, 2019.

BRASIL. **Indicadores institucionais do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para consumo humano 2019**. Brasília: Ministério da Saúde, 2020a.

BRASIL. **Boletim epidemiológico**. Diagnóstico do abastecimento de água para consumo humano no Brasil em 2019. v. 51, n. 13. Brasília: Ministério da Saúde, 2020b.

BRASIL. **PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde, 2021.

BRASIL. **Formulários de entrada de dados | A partir de 2023**. 2023. Disponível em: <<https://sisagua.saude.gov.br/sisagua/paginaExterna.jsf>>. Acesso em: 06 de junho de 2023.

CAGEPA. **Estrutura Tarifária**. 2023. Disponível em: <<https://drive.google.com/drive/u/0/folders/1r7t4zgSVGPn8AKfMdjENMj4VwcPzR904>>. Acesso em: 10 de julho de 2023.

CARDOSO, A. F.; COSTA, V. A. M.; SILVA, C.A. A importância do território em ações de vigilância em saúde. **Revista Cerrados**, Montes Claros, v. 18, n. 2, p. 50-63, 2020.

CARMO, R. F.; BEVILACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X. Vigilância da qualidade da água para consumo humano: abordagem qualitativa da identificação de perigos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 4, p. 426-434, 2008.

CARVALHO, F. C. V. S. P. M. **Fiabilidade na Avaliação de Risco: Estudo comparativo de métodos semi-quantitativos de Avaliação de Risco em contexto ocupacional**. 2013. Tese (Doutorado em Motricidade Humana na Especialidade de Ergonomia) – Universidade de Lisboa, Lisboa, 2013.

CASSIVI, A.; TILLEY, E.; WAYGOOD, E. O. D.; DOREA, C. Household practices in accessing drinking water and post collection contamination: A seasonal cohort study in Malawi. **Water Research**, Dübendorf, v. 189, p.1-12, 2021.

CASTRO, L. S. Direito fundamental de acesso a água potável e a dignidade da pessoa humana. **Revista Âmbito Jurídico**, São Paulo, v. 117, 2013. Disponível em: <<https://ambitojuridico.com.br/edicoes/revista-117/direito-fundamental-de-acesso-a-agua-potavel-e-a-dignidade-da-pessoa-humana/>>. Acesso em: 10 de julho de 2020.

CHEN, Y. S.; CHONG, P. P.; TONG, M. Y. Mathematical and Computer Modelling of the Pareto Principle. **Mathematical and Computer Modelling**, v. 19, n. 9, p. 61-80, 1994.

CNS. **RESOLUÇÃO Nº 588, DE 12 DE JULHO DE 2018**. Brasília: CNS, 2018.

CONAMA. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: CONAMA, 2005.

DALTON, C. B. Enablers of innovation in digital public health surveillance: lessons from Flutracking. **International Health**, Londres, v. 9, p. 145-147, 2017.

DANIEL, M. H. B.; CABRAL, A. R. A Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiagua) e os Objetivos do Desenvolvimento do Milênio (ODM). **Caderno de Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 4, p. 487-492, 2011.

DELPLA, I.; PROULX, F.; RODRÍGUEZ, M. J. A methodology to prioritize spatio-temporal monitoring of drinking water quality considering population vulnerability. **Journal of Environmental Management**, Heverlee, v. 255, p. 1-9, 2020.

DIEESE. **Pesquisa nacional da Cesta Básica de Alimentos**. Salário mínimo nominal e necessário. 2019. Disponível em: <<https://www.dieese.org.br/analisecestabasica/salarioMinimo.html#2019>>. Acesso em: 15 de novembro de 2022.

DONATELI, C. P.; AVELAR, P. S.; EINLOFT, A. B. N.; COTTA, R. M. M.; COSTA, G. D. Avaliação da Vigilância em Saúde na Zona da Mata Mineira, Brasil: das normas à prática. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 10, p. 3439-3455, 2017.

EDELSTEIN, M.; LEE, L. M.; HERTEN-CRABB, A.; HEYMANN, D. L.; HARPER, D. R. Strengthening Global Public Health Surveillance through Data and Benefit Sharing. **Emerging Infectious Diseases**, Atlanta, v. 24, n. 7, p. 1-7, 2018.

EUA. **THE SAFE DRINKING WATER ACT**. 2 Seção. Washington: EUA, 2000.

FERNANDES, V. R.; LUZ, Z. P.; AMORIM, A. C.; SÉRGIO, J. V.; SILVA, J. P. V.; CASTRO, M. C.; MONKEN, M.; GONDIM, G. M. M. O lugar da vigilância no SUS – entre os saberes e as práticas de mobilização social. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 10, p. 3173-3181, 2017.

FERRERO, G.; SETTY, K.; RICKERT, B.; GEORGE, S.; RINEHOLD, A.; DEFRANCE, J.; BARTRAM, J. Capacity building and training approaches for water safety plans: A comprehensive literature review. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Atlanta, v. 222, p. 615-627, 2019.

FRANCO NETTO, G.; VILLARDI, J. W. R.; MACHADO, J. M. H.; SOUZA, M. S.; BRITO, I. F.; SANTORUM, J. A.; OCKÉ-REIS, C. O.; FENNER, A. L. D. Vigilância em Saúde brasileira: reflexões e contribuição ao debate da 1ª Conferência Nacional de Vigilância em Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 10, p. 3137-3148, 2017.

FRAZÃO, P.; ELY, H. C.; NORO, L. R. A.; PINHEIRO, H. H. C.; CURY, J. A. O modelo de vigilância da água e a divulgação de indicadores de concentração de fluoreto. **Saúde Debate**, Rio de Janeiro, v. 42, n. 116, p. 274-286, 2018.

FREITAS, M. B.; FREITAS, C. M. A vigilância da qualidade da água para consumo humano – desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 4, p. 993-1004, 2005.

FREITAS, M. C.; MENDES, M. M. R. CONDIÇÕES CRÔNICAS DE SAÚDE E O CUIDADO DE ENFERMAGEM. **Revista Latino-Americana de enfermagem**, Ribeirão Preto, v. 7, n. 5, p. 127-135, 1999.

FORTES, A. C. C.; BARROCAS, P. R. G.; KLIGERMAN, D. C. A vigilância da qualidade da água e o papel da informação na garantia do acesso. **Saúde Debate**, Rio de Janeiro, v. 43, n. Especial, p. 20-34, 2019.

FOUCAULT, M. **Microfísica do poder**. Rio de Janeiro: Graal, 1979.

GALDINO, F. A. G. **Indicadores sentinelas para a formulação de um plano de amostragem de vigilância da qualidade da água de abastecimento de Campina Grande(PB)**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

GARCÍA, A. S.; BERNASCONI, A.; GUIZZARDI, G.; PASTOR, O.; STOREY, V. C.; PANACH, I. Assessing the value of ontologically unpacking a conceptual model for human genomics. **Information Systems**, New York, v. 118, p. 1-15, 2023.

GARCIA, L. P.; DUARTE, E. 1a Conferência Nacional de Vigilância em Saúde: marco para a construção da Política Nacional de Vigilância em Saúde. **Epidemiol. Serv. Saúde**, Brasília, v. 27, n. 2, p. 1-3, 2018.

GARCIA, R. S.; L'ABBATE, S. Institucionalização da Vigilância em Saúde de Campinas (SP) na perspectiva da Análise Institucional sócio-histórica. **Saúde Debate**, Rio de Janeiro, v. 39, n. 107, p. 997-1007, 2015.

GOMEZ, C. M.; VASCONCELLOS, L. C. F.; MACHADO, J. M. H. Saúde do trabalhador: aspectos históricos, avanços e desafios no Sistema Único de Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 6, p. 1963-1970, 2018.

GROSECLOSE, S. L.; BUCKERIDGE, D. L. Public Health Surveillance Systems: Recent Advances in Their Use and Evaluation. **Annual Review of Public Health**, Palo Alto, v. 38, p. 57-79, 2017.

GUERRA, L. V.; SILVA, B. D. VIGILÂNCIA DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 21, p. 1-16, 2018.

GUIMARÃES, R. M. **Ocorrência de cloro residual combinado no sistema de distribuição de água de Campina Grande (PB)**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2010.

GUIMARÃES, R. M.; MEIRA, K. C.; PAZ, E. P. A.; DUTRA, V. G. P.; CAMPOS, C. E. A. Os desafios para a formulação, implantação e implementação da Política Nacional de Vigilância em Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 5, p. 1407-1416, 2017.

GUNNARSDOTTIR, M. J.; GARDARSSON, S. M.; BARTRAM, J. Developing a national framework for safe drinking water - Case study from Iceland. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Atlanta, v. 218, p. 196-202, 2015.

GUNNARSDOTTIR, M. J.; PERSSON, K. M.; ANDRADOTTIR, H. O.; GARDARSSON, S. M. Status of small water supplies in the Nordic countries: Characteristics, water quality and challenges. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Atlanta, v. 220, p. 1309-1317, 2017.

GUNNARSDOTTIR, M. J.; GARDARSSON, S. M.; FIGUERAS, M. J.; PUIGDOMÈNECH, C.; JUÁREZ, R.; SAUCEDO, G.; ARNEDO, M. J.; SANTOS, R.; MONTEIRO, S.; AVERY, L.; PAGALING, E.; ALLAN, R.; ABEL, C.; EGLITIS, J.; HAMBSCH, B.; HÜGLER, M.; RAJKOVIC, A.; SMIGIC, N.; UDOVICKI, B.; ALBRECHTSEN, H.; LÓPEZ-AVILÉS, A.; HUNTER, P. Water safety plan enhancements with improved drinking water quality detection techniques. **Science of the Total Environment**, Barcelona, v. 698, p. 1-11, 2020a.

GUNNARSDOTTIR, M. J.; GARDARSSON, S. M.; SCHULTZ, A. C.; ALBRECHTSEN, H.; HANSEN, L. T.; BERGKVIST, K. S. G.; ROSSI, P. M.; KLÖVE, B.; MYRMEL, M.; PERSSON, K. M.; ERIKSSON, M.; BARTRAM, J. Status of risk-based approach and national framework for safe drinking water in small water supplies of the Nordic water sector.

International Journal of Hygiene and Environmental Health, Georgia, v. 230, p. 1-14, 2020b.

GUZMAN, B. L. B.; TOVAR, G. N.; BEVILACQUA, P. D. Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano: avaliando o grau de implementação das ações. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 10, p. 4167-4184, 2014.

GUZMAN, B. L. B.; BEVILACQUA, P. D.; TOVAR, G. N. Contextos locais de vigilancia de la calidad del agua para consumo humano: Brasil y Colombia. **Rev. Salud Pública**, Bogotá, v. 17, n. 6, p. 961-972, 2015.

HACHIYA, H.; NAGAYOSHI, K.; IWAKI, A.; MAEDA, T.; UEDA, N.; FUJIWARA, H. **Machine Learning with Applications**, Shreveport, v. 14, p. 1-13, 2023.

HAIDER, H.; ALKHOWAITER, M. H.; SHAFIQUZZAMAN, M. D.; ALRESHEEDI, M.; ALSALEEM, S. S.; GHUMMAN, A. R. Source to Tap Risk Assessment for Intermittent Water Supply Systems in Arid Regions: An Integrated FTA—Fuzzy FMEA Methodology. **Environmental Management**, Saskatoon, v. 67, p. 324-341, 2021.

HAN, X.; LIU, X.; GAO, D.; MA, B.; GAO, X.; CHENG, M. Costs and benefits of the development methods of drinking water quality index: A systematic review. **Ecological Indicators**, Coimbra, v. 144, p. 1-12, 2022.

HARVEY, H. B.; SOTARDI, S. T. The Pareto Principle. **Journal of the American College of Radiology**, Michigan, v. 15, n.6, 2018, p. 931, 2018.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2. ed. rev. e atual. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.

HERSCHAN, J.; POND, K.; MALCOLM, R. Regulatory-driven risk assessment to improve drinking-water quality: A case study of private water supplies in England and Wales. **Environmental Science and Policy**, Toronto, v. 140, p. 1-11, 2023.

HURST, J.; MCINTYRE, J.; TAMAUCHI, Y.; KINUHATA, H.; KODAMA, T. A summary of the 'ALARP' principle and associated thinking. **Journal of Nuclear Science and Technology**, Tokyo, v. 56, n. 2, p. 241-253, 2019.

IBGE. **Cidades@**. Araruna – PB. 2023. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/araruna/panorama>>. Acesso em: 09 de julho de 2023.

INVIK, J.; BARKEMA, H. W.; MASSOLO, A.; NEUMANN, N. F.; CHECKLEY, S. Total coliform and Escherichia coli contamination in rural well water: analysis for passive surveillance. **Journal of Water and Health**, Londres, v. 15, n. 5, p. 729-740, 2017.

IWA. **THE BONN CHARTER FOR SAFE DRINKING WATER**. Londres, IWA, 2004.

JOHNSON, J. **GUI Bloopers 2.0 Common User Interface Design Don'ts and Dos**. Amsterdam: Elsevier, 2008.

KAYSER, G. L.; AMJAD, U.; DALCANALE, F.; BARTRAM, J.; BENTLEY, M. E. Drinking water quality governance: A comparative case study of Brazil, Ecuador, and Malawi. **Environmental Science & Policy**, Carouge, v. 48, p. 186-195, 2015.

KAYSER, G.; LORET, J. F.; SETTY, K.; BLAUDIN DE THÉ, C.; MARTIN, J.; PUIGDOMENECH, C.; BARTRAM, J. Water safety plans for water supply utilities in China, Cuba, France, Morocco and Spain: costs, benefits, and enabling environment elements. **Urban Water Journal**, Londres, v. 16, n. 4, p. 277-288, 2019.

KIM, E.; NAM, S. H.; AHN, C. H.; LEE, S.; KOO, J. W.; HWANG, T. M. Comparison of spatial interpolation methods for distribution map an unmanned surface vehicle data for chlorophyll-a monitoring in the stream. **Environmental Technology & Innovation**, Callaghan, v. 28, p. 1-11, 2022.

KLINGLER, C.; SILVA, D. S.; SCHUERMANN, C.; REIS, A. A.; SAXENA, A.; STRECH, D. Ethical issues in public health surveillance: a systematic qualitative review. **BMC Public Health**, Nova Iorque, v. 17, n. 295, p. 1-13, 2017.

KOSTOFF, R. N. Semiquantitative Methods for Research Impact Assessment. **Technological Forecasting and Social Change**, Glasgow, v. 44, p. 231-244, 1993.

KUMPEL, E.; DELAIRE, C.; PELETZ, R.; KISIANGANI, J.; RINEHOLD, A.; DE FRANCE, J.; SUTHERLAND, D.; KHUSH, R. Measuring the Impacts of Water Safety Plans in the Asia-Pacific Region. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 15, n. 6, p. 1-18, 2018.

LANGDALEN, H.; ABRAHAMSEN, E. B.; SELVIK, J. T. On the importance of systems thinking when using the ALARP principle for risk management. **Reliability Engineering and System Safety**, Illinois, v. 204, p. 1-8, 2020.

LARSON, A. J.; HAVER, S.; HATTENDORF, J.; SALMON-MULANOVICH, G.; RIVEROS, M.; VERASTEGUI, H.; MÄUSEZAHN, D.; HARTINGER, S. M. Household-level risk factors for water contamination and antimicrobial resistance in drinking water among households with children under 5 in rural San Marcos, Cajamarca, Peru. **One Health**, Gattón, v. 16, p. 1-12, 2023.

LATCHMORE, T.; HYNDIS, P.; BROWN, R. S.; SCHUSTER-WALLACE, C.; DICKSON-ANDERSON, S.; MCDERMOTT, K.; MAJURY, A. Analysis of a large spatiotemporal groundwater quality dataset, Ontario 2010–2017: Informing human health risk assessment and testing guidance for private drinking water wells. **Science of the Total Environment**, Barcelona, v. 738, p. 1-16, 2020.

LATSHAW, M. W.; DEGEBERG, R.; PATEL, S. S.; RHODES, B.; KING, E.; CHAUDHURI, S.; NASSIF, J. Advancing Environmental Health Surveillance in the US through a National Human Biomonitoring Network. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Atlanta, v. 220, n. 2, parte A, p. 98-102, 2017.

LI, H.; LIANG, M.; LI, F.; ZUO, J.; ZHANG, C.; MA, Y. Operational safety risk assessment of water diversion infrastructure based on FMEA with fuzzy inference system. **Water Supply**, London, v. 22, n. 10, p. 7513-7531, 2022.

LI, H.; SMITH, C. D.; COHEN, A.; WANG, L.; LI, Z.; ZHANG, X.; ZHONG, G.; ZHANG, R. Implementation of water safety plans in China: 2004–2018. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Atlanta, v. 223, p. 106-115, 2020.

LI, L.; ARARAL, E.; JEULAND, M. The drivers of household drinking water choices in Singapore: Evidence from multivariable regression analysis of perceptions and household characteristics. **Science of the Total Environment**, Barcelona, v. 671, p. 1116-1124, 2019.

LIMA, M. A. M.; SANTOS, A. S. P.; REBELO, A.; LIMA, M. M.; VIEIRA, J. M. P. Water reuse in Brazilian rice farming: Application of semiquantitative microbiological risk assessment. **Water Cycle**, Beijing, v. 3, p. 56-64, 2022.

LIMA, M. A. M.; SANTOS, A. S. P.; VIEIRA, J. M. P. IRRIGAÇÃO COM ÁGUA DE REÚSO NO BRASIL: APLICAÇÃO DO MODELO SEMIQUANTITATIVO DE AVALIAÇÃO DE RISCO MICROBIOLÓGICO PARA SAÚDE HUMANA. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, Salvador, v. 9, n. 2, p. 71-86, 2021.

LIU, B.; HUANG, J. J.; MCBEAN, E.; LI, Y. Risk Assessment of Hybrid Rain Harvesting System and Other Small Drinking Water Supply Systems by Game Theory and Fuzzy Logic Modeling. **Science of the Total Environment**, Barcelona, v. 708, p. 1-44, 2020.

LIMONGI, J. E.; CALDEIRA, B. F. A.; GONÇALVES, L. A.; FÉLIX, C. G.; BONITO, R. F.; SILVA, V. P. Estrutura e processos da Vigilância em Saúde em municípios mineiros: uma análise quali-quantitativa. **Caderno de Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 1, p. 31-44, 2017.

MACDONALD, E.; WHITE, R.; MEXIA, R.; BRUUN, T.; KAPPERUD, G.; LANGE, H.; NYGARD, K.; VOLD, L. Risk Factors for Sporadic Domestically Acquired Campylobacter Infections in Norway 2010–2011: A National Prospective Case-Control Study. **PLOS ONE**, San Francisco, v. 10, n. 10, p. 1-17, 2015.

MACEDO, A. A.; POLLETTINI, J. T.; BARANAUSKAS, J. A.; CHAVES, J. C. A. A Health Surveillance Software Framework to Deliver Information on Preventive Healthcare Strategies. **Journal of Biomedical Informatics**, San Diego, v. 62, p. 159-170, 2016.

MAGALHÃES, A. R.; MAGALHÃES, M. C. Drought preparedness and livelihood implications in developing countries: what are the options? Latin America and Northeast Brazil. In: MAPEDZA, E.; TSEGAI, D.; BRUNTRUP, M.; MCLEMAN, R. (ed.). **Drought Challenges: Policy Options for Developing Countries**. v. 2. Amsterdã: Elsevier Science, 2019.

MAGERSKI, J. M.; VIRGENS FILHO, J. S. Avaliação da técnica de krigagem ordinária utilizando o modelo geoestatístico estável no preenchimento de falhas de séries de precipitação pluviométrica nas sub-bacias hidrográficas localizadas em regiões de classificação climática distintas no estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 14, n. 4, p. 2149-2171, 2021.

MARIANO, C.; MÓNICA, B. A random forest-based algorithm for data-intensive spatial interpolation in crop yield mapping. **Computers and Electronics in Agriculture**, Prosser, v. 184, p. 1-9, 2021.

MAPUNDA, D. W.; CHEN, S. S.; YU, C. The role of informal small-scale water supply system in resolving drinking water shortages in peri-urban Dar Es Salaam, Tanzania. **Applied Geography**, Kennesaw, v. 92, p. 112-122, 2018.

MENDES, E. V. **O CUIDADO DAS CONDIÇÕES CRÔNICAS NA ATENÇÃO PRIMÁRIA À SAÚDE: O IMPERATIVO DA CONSOLIDAÇÃO DA ESTRATÉGIA DA SAÚDE DA FAMÍLIA**. Brasília: Organização Pan-Americana da Saúde, 2012.

MERCER, J.; BARTRAM, J. Worldwide Regulatory Strategies and Policies for Drinking Water. In: NRIAGU, J. O. (ed.). **Encyclopedia of Environmental Health**. Amsterdam: Elsevier Science, 2011.

MONTI, M. M.; DAVID, F.; SHIN, M.; VAIDYANATHAN, A. Community drinking water data on the National Environmental Public Health Tracking Network: a surveillance summary of data from 2000 to 2010. **Environmental Monitoring and Assessment**, Maine, v. 191, n. 9, p. 1-13, 2019.

MS. **Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano**. Disponível em: <<https://www.gov.br/saude/pt-br/composicao/seidigi/demas/situacao-de-saude/vigiagua>>. Acesso em: 10 de julho de 2023.

MURRAY, R. T.; CRUZ-CANO, R.; NASKO, D.; BLYTHE, D.; RYAN, P.; BOYLE, M. M.; WILSON, S. M.; SAPKOTA, A. R. Association between private drinking water wells and the incidence of Campylobacteriosis in Maryland: An ecological analysis using Foodborne Diseases Active Surveillance Network (FoodNet) data (2007–2016). **Environmental Research**, Reus, v. 188, p. 1-10, 2020.

MURRAY, R. T.; CRUZ-CANO, R.; NASKO, D.; BLYTHE, D.; RYAN, P.; BOYLE, M. M.; WILSON, S. M.; SAPKOTA, A. R. Prevalence of private drinking water wells is associated with salmonellosis incidence in Maryland, USA: An ecological analysis using foodborne diseases active surveillance network (FoodNet) data (2007–2016). **Science of the Total Environment**, Barcelona, v. 787, p. 1-10, 2021.

MURPHY, H. M.; THOMAS, M. K.; SCHMIDT, P. J.; MEDEIROS, D. T.; MCFADYEN, S.; PINTAR, K. D. M. Estimating the burden of acute gastrointestinal illness due to Giardia, Cryptosporidium, Campylobacter, E. coli O157 and norovirus associated with private wells and small water systems in Canada. **Epidemiology and Infection**, London, v. 144, n. 7, p. 1355-1370, 2016.

MZOGUI, I.; EL FELSOUFI, Z. Proposition of a modified FMEA to improve reliability of product. **Procedia CIRP**, Paris, v. 89, p. 1003-1009, 2019.

OCHOO, B.; VALCOUR, J.; SARKAR, A. Association between perceptions of public drinking water quality and actual drinking water quality: A community-based exploratory study in Newfoundland (Canada). **Environmental Research**, Reus, v. 159, p. 435-443, 2017.

OGATA, I. S.; OLIVEIRA, R.; MEIRA, C. M. B. S.; NASCIMENTO, R. S.; HENRIQUES, J. A. Avaliação de Risco à Saúde Associada à Qualidade da Água para Consumo Humano em Campina Grande, Paraíba. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, Rio de Janeiro, v. 40, p. 1-15, 2016.

OLIVEIRA, C. M.; CRUZ, M. M. Sistema de Vigilância em Saúde no Brasil: avanços e desafios. **Saúde Debate**, Rio de Janeiro, v. 39, n. 104, p. 255-267, 2015.

OLIVEIRA, J. S. C.; MEDEIROS, A. M.; CASTOR, L. G.; CARMO, R. F.; BEVILACQUA, P. D. Soluções individuais de abastecimento de água para consumo humano: questões para a vigilância em saúde ambiental. **Caderno de Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 2, p. 217-224, 2017.

OLIVEIRA JUNIOR, A.; MAGALHÃES, T. B.; MATA, R. N.; SANTOS, F. S. G.; OLIVEIRA, D. C.; CARVALHO, J. L. B.; ARAÚJO, W. N. Drinking Water Quality Surveillance Information System (SISAGUA): characteristics, evolution and applicability. **Epidemiol. Serv. Saúde**, Brasília, v. 28, n. 1, p. 1-13, 2019.

OMAR, Y. Y.; PARKER, A.; SMITH, J. A.; POLLARD, S. J. T. Risk management for drinking water safety in low and middle income countries - cultural influences on water safety plan (WSP) implementation in urban water utilities. **Science of the Total Environment**, Barcelona, v. 576, p. 895-906, 2017.

OMS. **Guidelines for drinking-water quality**. 4. ed. Geneva: OMS, 2022.

OMS. **e-SPAR**. 2021. Disponível em: <<https://extranet.who.int/e-spar#capacity-score>>. Acesso em: 25 de fevereiro de 2022.

ONDIEKI, J. K.; AKUNGA, D. N.; WARUTERE, P. N.; KENYANYA, O. Bacteriological and physico-chemical quality of household drinking water in Kisii Town, Kisii County, Kenya. **Heliyon**, Cambridge, v. 7, p. 1-8, 2021.

ONDIEKI, J. K.; AKUNGA, D. N.; WARUTERE, P. N.; KENYANYA, O. Socio-demographic and water handling practices affecting quality of household drinking water in Kisii Town, Kisii County, Kenya. **Heliyon**, Cambridge, v. 8, p. 1-7, 2022.

ONYEBUJOH, P. C.; THIRUMALA, A. K.; NDIHOKUBWAYO, J. Integrating laboratory networks, surveillance systems and public health institutes in Africa. **African Journal of Laboratory Medicine**, Cidade do Cabo, v. 5, n. 3, p. 1-4, 2016.

PELETZ, R.; KUMPEL, E.; BONHAM, M.; RAHMAN, Z.; KHUSH, R. To What Extent is Drinking Water Tested in Sub-Saharan Africa? A Comparative Analysis of Regulated Water Quality Monitoring. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 13, n. 3, p. 1-14, 2016.

PELETZ, R.; KISIANGANI, J.; BONHAM, M.; RONOH, P.; DELAIRE, C.; KUMPEL, E.; MARKS, S.; KHUSH, R. Why do water quality monitoring programs succeed or fail? A qualitative comparative analysis of regulated testing systems in sub-Saharan Africa. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Atlanta, v. 221, p. 907-920, 2018.

PERRIN, Y.; BOUCHON, D.; DELAFONT, V.; MOULIN, L.; HÉCHARD, Y. Microbiome of drinking water: A full-scale spatio-temporal study to monitor water quality in the Paris distribution system. **Water Research**, Dübendorf, v. 149, p.375-385, 2019.

PERVEEN, S.; UL-HAQUE, A. Drinking water quality monitoring, assessment and management in Pakistan: A review. **Heliyon**, Cambridge, v. 9, p. 1-29, 2023.

PETRINI, C. Procedures for the ethical review of public health surveillance protocols. **Ann Ist Super Sanità**, Roma, v. 50, n. 1, p. 1-3, 2014.

PETRINI, C.; RICCIARDI, G. Ethical issues in public health surveillance: drawing inspiration from ethical frameworks. **Ann Ist Super Sanità**, Roma, v. 51, n. 4, p. 270-276, 2015.

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**, Dübendorf, v. 185, p. 1-12, 2020.

PIETRZAK, M.; PALISZKIEWICK, J. Framework of Strategic Learning: The PDCA Cycle. **Management**, Koper, v. 10, n. 2, p. 149-161, 2015.

PIKE, H.; KHAN, F.; AMYOTTE, P. Precautionary Principle (PP) versus As Low As Reasonably Practicable (ALARP): Which one to use and when. **Process Safety and Environmental Protection**, Hong Kong, v. 137, p. 158-168, 2020.

PINTO, D. S.; PEREIRA, B. B.; LIMONGI, J. E. Avaliação do conhecimento sobre Vigilância em Saúde entre os profissionais do Sistema Único de Saúde, Uberlândia, Minas Gerais. **Journal of Health and Biological Sciences**, Fortaleza, v. 5, n. 1, p. 37-43, 2017.

PINTO JUNIOR, V. L.; CERBINO NETO, J.; PENNA, G. O. The evolution of the federal funding policies for the public health surveillance component of Brazil's Unified Health system (SUS). **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 12, p. 4841-4849, 2014.

PNUD. **RELATÓRIO DO DESENVOLVIMENTO HUMANO 2021/2022**. Nova York: PNUD, 2022.

PORTO, M. F. S. Pode a Vigilância em Saúde ser emancipatória? Um pensamento alternativo de alternativas em tempos de crise. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 10, p. 3149-3159, 2017.

POUDEL, P.; BELLO, N. M.; LOLLATO, R. P.; ALDERMAN, P. D. A hierarchical Bayesian approach to dynamic ordinary differential equations modeling for repeated measures data on wheat growth. **Field Crops Research**, Jinan, v. 283, p. 1-15, 2022.

PRICE, H. D.; ADAMS, E. A.; NKWANDA, P. D.; MKANDAWIRE, T. W.; QUILLIAM, R. S. Daily changes in household water access and quality in urban slums undermine global safe water monitoring programmes. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Georgia, v. 231, p. 1-8, 2021.

PRODANOV, C. C.; FREITAS, E. C. **METODOLOGIA DO TRABALHO CIENTÍFICO: Métodos e Técnicas da Pesquisa e do Trabalho Acadêmico**. 2. ed. Novo Hamburgo: Feevale, 2013.

PUMA, J. E.; BELANSKY, E. S.; GARCIA, R.; SCARBRO, S.; WILLIFORD, D.; MARSHALL, J. A. A Community-Engaged Approach to Collecting Rural Health Surveillance Data. **The Journal of Rural Health**, Leawood, v. 33, n. 3, p. 1-9, 2016.

QUEIROZ, A. C. L.; CARDOSO, L. S. M.; SILVA, S. C. F.; HELLER, L., CAIRNCROSS, S. Programa Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada à Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiagua): lacunas entre a formulação do programa e sua implantação na instância municipal. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 21, n. 2, p. 3-67-381, 2012a.

QUEIROZ, A. C. L.; CARDOSO, L. S. M.; HELLER, L., CAIRNCROSS, S. O uso da pesquisa-ação para a avaliação e o aprimoramento de práticas integradas para a vigilância da qualidade da água para consumo humano: potencialidades e desafios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 277-286, 2012b.

RAES, D.; FERERES, E.; VILA, M. G.; CURNEL, Y.; KNODEN, D.; ÇELIK, S. K.; UCAR, Y.; TÜRK, M.; WELLENS, J. Simulation of alfalfa yield with AquaCrop. **Agricultural Water Management**, Palmerston North, v. 284, p. 1-10, 2023.

RAMIRES, I.; MAIA, L. P.; RIGOLIZZO, D. S.; LAURIS, J. R. P.; BUZALAF, M. A. R. Heterocontrole da fluoretação da água de abastecimento público em Bauru, SP, Brasil. **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, v. 40, n. 5, p. 883-889, 2006.

RECKTENWALDT, M.; JUNGES, J. R. A organização e a prática da Vigilância em Saúde em municípios de pequeno porte. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 26, n. 2, p. 367-381, 2017.

RICKERT, B.; VAN DEN BERG, H.; BEKURE, K.; GIRMA, S.; HUSMAN, A. M. R. Including aspects of climate change into water safety planning: Literature review of global experience and case studies from Ethiopian urban supplies. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Atlanta, v. 222, p. 744-755, 2019.

RIO GRANDE DO NORTE. **Manual Técnico de Orientações Básicas para Atuação no Programa de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano – VIGIAGUA**. Natal: Secretaria de Estado da Saúde Pública, 2013.

ROEGER, A.; TAVARES, A. F. Water safety plans by utilities: A review of research on implementation. **Utilities Policy**, Michigan, v. 53, p. 15-24, 2018.

ROHLFS, D. B.; GRIGOLETTO, J. C.; FRANCO NETTO, G.; RANGEL, C. F. A construção da Vigilância em Saúde Ambiental no Brasil. **Caderno de Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 4, p. 391-398, 2011.

SAKURADA, E. Y. **As técnicas de Análise dos Modos de Falhas e seus Efeitos e Análise da Arvore de Falhas no desenvolvimento e na avaliação de produtor**. 2001. Dissertação

(Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2001.

SANTIAGO NETA, I. S.; MEDEIROS, M. S.; GONÇALVES, M. J. F. Vigilância da saúde orientada às condições de vida da população: uma revisão integrativa da literatura. **Saúde Debate**, Rio de Janeiro, v. 42, n. 116, p. 307-317, 2018.

SANTOS, S. G. **Distribuição espacial de bactérias heterotróficas na rede de distribuição de água de Campina Grande-PB**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

SANTOS, R. F. Vigilância em Saúde: direito social à promoção e proteção da saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 10, p. 1, 2017.

SÃO PAULO. **Manual de Orientação para Cadastramento dos Sistemas e Soluções Alternativas de Abastecimento de Água no Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria de Estado da Saúde, 2005.

SEVALHO, G. Apontamentos críticos para o desenvolvimento da vigilância civil da saúde. **Physis: Revista de Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 26, n. 2, p. 611-632, 2016.

SHAMSUZZOHA, M.; KORMOKER, T.; GHOSH, R. C. Implementation of Water Safety Plan Considering Climatic Disaster Risk Reduction in Bangladesh: A Study on Patuakhali Pourashava Water Supply System. **Procedia Engineering**, Bangkok, v. 212, p. 583-590, 2018.

SHARIF, M. N.; FARAHAT, A.; HAIDER, H.; AL-ZAHRANI, M. A.; RODRIGUEZ, M. J.; SADIQ, R. Risk-based framework for optimizing residual chlorine in large water distribution systems. **Environmental Monitoring and Assessment**, Maine, v. 189, p. 1-19, 2017.

SHEIKHALI, S. A.; ABDALLAT, M.; MABDALLA, S.; AL QASEER, B.; KHORMA, R.; MALIK, M.; PROFILI, M. C.; RO, G.; HASKEW, J. Design and implementation of a national public health surveillance system in Jordan. **International Journal of Medical Informatics**, Shannon, v. 88, p. 58-61, 2016.

SIEGEL, A. F.; WAGNER, M. R. **Practical Business Statistics**. 8. ed. Amsterdam: Elsevier, 2022.

SILVA, J. X. GEOPROCESSAMENTO NO APOIO À TOMADA DE DECISÃO. **Revista Continentes**, Seropédica, v. 5, n. 9, p. 106-115, 2016.

SILVEIRA, M.; FENNER, A. L. D. Avaliação de Impactos à Saúde (AIS): análises e desafios para a Vigilância em Saúde do Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 10, p. 3205-3214, 2017.

SINGH, P.; VERMA, P. A Comparative Study of Spatial Interpolation Technique (IDW and Kriging) for Determining Groundwater Quality. In: VENKATRAMANAN, S.; PRASANNA, M. V.; CHUNG, S. Y. **GIS and Geostatistical Techniques for Groundwater Science**. Amsterdam: Elsevier, 2019.

SIPONEN, M.; KLAUVUNIEMI, T. Why is the hypothetico-deductive (H-D) method in information systems not an H-D method?. **Information and Organization**, Stockholm, v. 30, p. 1-14, 2020.

SNIS. **Série Histórica**. Água e Esgotos. 2022. Disponível em: <<http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/#>>. Acesso em: 15 de novembro de 2022.

SOARES, A. C. C.; CARMO, R. F.; BEVILACQUA, P. D. Social knowledge and the construction of drinking water preference. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 10, p. 3215-3223, 2017.

SOARES, L. C.; FERNEDA, E.; PRADO, H. A. Transportation and logistics observatories: Guidelines for a conceptual model. **Transportation Research Interdisciplinary Perspectives**, Hawaii, v. 16, p. 1-14, 2022.

SONG, M. H.; FISCHER, M. Daily plan-do-check-act (PDCA) cycles with level of development (LOD) 400 objects for foremen. **Advanced Engineering Informatics**, Oxford, v. 44, p. 1-12, 2020.

SOUSA, L. F. A.; GIONGO, P. R. REVISÃO DE LITERATURA: USO DO GEOPROCESSAMENTO NA AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DE PASTAGENS. **Revista Sapiência: Sociedade, Saberes e Práticas Educacionais**, Iporá, v. 11, n. 1, p. 1-16, 2022.

SOUZA, J. **Conformidade da água de abastecimento de Campina Grande (PB) com o padrão de aceitação para o consumo humano**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2010.

SUBRIADI, A. P.; NAJWA, N. F. The consistency analysis of failure mode and effect analysis (FMEA) in information technology risk assessment. **Heliyon**, Cambridge, v. 6, n. 1, p. 1-12, 2020.

TALAAT, M.; EL-SHOKRY, M.; EL-KHOLY, J.; ISMAIL, G.; KOTB, S.; HAFEZ, S.; ATTIA, E.; LESSA, F. C. National surveillance of health care-associated infections in Egypt: Developing a sustainable program in a resource-limited country. **American Journal of Infection Control**, Philadelphia, v. 44, n. 11, p. 1296-1301, 2016.

TAVARES, T. M.; CARDOSO, D. D. P.; BRITO, W. M. E. D. VÍRUS ENTÉRICOS VEICULADOS POR ÁGUA: ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS E DE CONTROLE DE QUALIDADE DA ÁGUA. **Revista de Patologia Tropical**, Goiânia, v. 34, n. 2, p. 85-104, 2005.

TEIXEIRA, M. G.; COSTA, M. C. N.; CARMO, E. H.; OLIVEIRA, W. K.; PENNA, G. O. Vigilância em Saúde no SUS - construção, efeitos e perspectivas. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 6, p. 1811-1818, 2018.

TSITSIFLI, S.; TSOUKALAS, D. S. Water Safety Plans and HACCP implementation in water utilities around the world: benefits, drawbacks and critical success factors. **Environmental Science and Pollution Research**, France, v. 26, 2019.

UE. **DIRECTIVA 98/83/CE DO CONSELHO de 3 de Novembro de 1998**. Relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. Bruxelas: Conselho da União Europeia, 1998.

VAN DEN BERG, H. H. J. L.; FRIEDERICHS, L.; VERSTEEGH, J. F. M.; SMEETS, P. W. M. H.; HUSMAN, A. M. R. How current risk assessment and risk management methods for drinking water in The Netherlands cover the WHO water safety plan approach. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Georgia, v. 222, p. 1030-1037, 2019.

VARGAS, A. R.; SOTO, K. C. A.; GUTIÉRREZ, T. C.; RAVELO, G. Applying the Plan-Do-Check-Act (PDCA) Cycle to Reduce the Defects in the Manufacturing Industry. A Case Study. **Applied Sciences**, Novi Sad, v. 8, p. 1-17, 2018.

VASCONCELOS, C. H.; ANDRADE, R. C.; BONFIM, C. V.; RESENDE, R. M. S.; QUEIROZ, F. B.; DANIEL, M. H. B.; GRIGOLETTO, J. C.; CABRAL, A. R.; REDIVO, A. L.; LACERDA, J. C. V.; ROHLFS, D. B. Surveillance of the drinking water quality in the Legal Amazon: analysis of vulnerable areas. **Caderno de Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 1, p. 14-20, 2016.

VENTURA, K. S.; VAZ FILHO, P.; NASCIMENTO, S. G. Plano de segurança da água implementado na estação de tratamento de água de Guaraú, em São Paulo. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 1, p. 109-119, 2019.

VIDAL, A. P.; RIVERA, J. C. E.; LOZADA, P. T. Development and implementation of a water-safety plan for drinking-water supply system of Cali, Colombia. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Atlanta, v. 224, p. 1-14, 2020.

VILELA, M. F. G.; SANTOS, D. N.; KEMP, B. Caminhos possíveis para a avaliação das práticas da Vigilância em Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 10, p. 3183-3192, 2017.

VOLCHOK, E. **Clear-Sighted Statistics: An Introduction to Statistics Textbook**. 2020. Disponível em: <<https://cuny.manifoldapp.org/projects/clear-sighted-statistics>>. Acesso em: 02 de dezembro de 2023.

WALDMAN, E. A. Vigilância Epidemiológica, Sanitária e em Saúde Pública. A Discussão de Novas Propostas de Reorganização das Estruturas. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 4, n. 1/2, p. 133-136, 1995.

WANG, W.; LIU, X.; QIN, Y.; FU, Y. A risk evaluation and prioritization method for FMEA with prospect theory and Choquet integral. **Safety Science**, Lefkosia, v. 110, p. 152-163, 2018.

WHELTON, A. J.; DIETRICH, A. M.; GALLAGNER, D. L.; ROBERSON, J. A. Using customer feedback for improved water quality and infrastructure monitoring. **Journal AWWA**, Denver, v. 99, n. 11, p. 62-76, 2007.

WU, H.; TANG, W.; LUO, B.; LV, Z. Weather services products generation system based on GIS geoprocessing. **Computers & Geosciences**, Vandoeuvre Les Nancy, v. 51, p. 16-21, 2013.

ZAMBRANO, T. F.; MARTINS, M. F. Utilização do método FMEA para avaliação do risco ambiental. **Gestão e Produção**, São Carlos, v. 14, n. 2, p. 295-309, 2007.

ZHAO, M.; LIU, X. Reprint of: Regional risk assessment for urban major hazards based on GIS geoprocessing to improve public safety. **Safety Science**, Lefkosia, v. 97, p. 112-119, 2017.

ZOU, X.; FAN, Z.; GAO, R. X.; NG, M. K.; CAO, J. An integrative approach to spatial mapping of pressure distribution in microrolling. **CIRP Journal of Manufacturing Science and Technology**, Kelowna, v. 9, p. 107-115, 2015.

**APÊNDICE A – Formulário para cadastro de sistemas de abastecimento de água
aplicado ao prestador do serviço**

Parte I – Identificação do SAA			
Nome do SAA:		Data do preenchimento:	___/___/___
Município sede:		Unidade da federação:	
Tipo do SAA:			
<input type="checkbox"/> Sistema isolado	<input type="checkbox"/> Sistema integrado dentro do município – principal	<input type="checkbox"/> Sistema integrado dentro do município – secundário	
<input type="checkbox"/> Sistema integrado a outro município – sede		<input type="checkbox"/> Sistema integrado a outro município – abastecido	
Instituição responsável pelo SAA:			
Endereço:			
Telefone:		Fax:	
E-mail:		Web:	
Responsável técnico pelo SAA:		Registro do responsável:	
Município abastecido:			
Localidades abastecidas pelo SAA:			
Aldeias indígenas abastecidas pelo SAA:			
Nº da licença ambiental			
Parte II – Descrição do manancial do SAA			
Tipo de manancial:			
<input type="checkbox"/> Superficial	Nome:		
<input type="checkbox"/> Subterrâneo	Nome:		
Vazão de captação (L/s):		Nº de captação(ões):	
Nº de captação(ões) com outorga:		Nº da(s) outorga(s):	
Coordenadas geográficas da captação principal:			
Parte III – Descrição do SAA			
Tempo médio de funcionamento do SAA:			
Houve controle da qualidade da água no último ano:		<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não	
Amostras mensais para o controle:			
Houve vigilância da qualidade da água no último ano:		<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não	
Amostras mensais para a vigilância:			
Regularidade na distribuição:		<input type="checkbox"/> Contínua <input type="checkbox"/> Intermitente	
Quantidade de economias:			
Residencial:		Industrial:	
Comercial:		Pública:	
Vazão de tratamento (L/s):			
Tipo de tratamento:	<input type="checkbox"/> Sem tratamento <input type="checkbox"/> Convencional <input type="checkbox"/> Dessalinização <input type="checkbox"/> Filtração rápida <input type="checkbox"/> Filtração lenta <input type="checkbox"/> Desinfecção <input type="checkbox"/> Outro		
Tipo de desinfecção:	<input type="checkbox"/> Sem desinfecção <input type="checkbox"/> Cloração <input type="checkbox"/> Ozonização <input type="checkbox"/> Radiação ultravioleta <input type="checkbox"/> Outro		

**APÊNDICE B – Formulário para cadastro de sistemas de abastecimento de água
aplicado aos consumidores**

Parte I – Identificação da ligação predial	
Nome da ligação predial:	Data do preenchimento: ____/____/____
Município:	Unidade da federação:
Endereço:	
Coordenadas geográficas da ligação predial:	
Parte II – Descrição socioeconômica e de consumo	
Renda familiar:	() ≤ 1 salário () > 1 e ≤ 3 salários () > 3 e ≤ 5 salários () > 5 e ≤ 10 salários () > 10 salários () não informado
Nível educacional:	() Analfabeto () Fundamental incompleto () Fundamental () Médio incompleto () Médio () Superior incompleto () Superior () Pós-graduação
Existe outra infraestrutura de abastecimento de água:	() Sim () Não
Usos da água:	() Beber e cozinhar () Limpeza e higiene pessoal () Outros
Monitoramento realizado no último ano:	() Sim () Não
Qualidade da água:	() Ótima () Boa () Regular () Ruim () Péssima
Manejo dos resíduos sólidos:	() Coleta () Enterra () Queima () Depósito a céu aberto () Outro
Manejo dos efluentes:	() Rede pública () Fossa Séptica () Fossa rudimentar () Solo () Corpos de água () Outro

APÊNDICE C – Formulário para cadastro de soluções alternativas individuais

Parte I – Identificação da SAI			
Nome da SAI:		Data do preenchimento:	___/___/_____
Município:		Unidade da federação:	
Endereço:			
Coordenadas geográficas da SAI:			
Parte II – Descrição do manancial da SAI			
Tipo de manancial:			
<input type="checkbox"/> Superficial	Nome:		
<input type="checkbox"/> Subterrâneo	Nome:		
<input type="checkbox"/> Água da chuva			
Coordenadas geográficas da captação principal:			
Parte III – Descrição da SAI			
Quantidade de habitantes atendidos:			
Existência de grupos populacionais de risco:	<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não		
Houve vigilância da qualidade da água no último ano:	<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não		
Amostras mensais para a vigilância:			
Tipo de suprimento:	<input type="checkbox"/> Poço aquífero livre <input type="checkbox"/> Poço aquífero confinado <input type="checkbox"/> Nascente <input type="checkbox"/> Cisterna <input type="checkbox"/> Caixa d'água <input type="checkbox"/> Veículo transportador <input type="checkbox"/> Outro		
Identificação do suprimento:	Nome:		
Tipo de tratamento:	<input type="checkbox"/> Sem tratamento <input type="checkbox"/> Apenas desinfecção <input type="checkbox"/> Com tratamento <input type="checkbox"/> Atividades agropecuárias <input type="checkbox"/> Atividades de mineração <input type="checkbox"/> Efluentes domésticos <input type="checkbox"/> Efluentes industriais <input type="checkbox"/> Resíduos sólidos <input type="checkbox"/> Outras <input type="checkbox"/> Nenhuma		
Fonte poluidora:	<input type="checkbox"/> Tampa <input type="checkbox"/> Revestimento <input type="checkbox"/> Contra inundação <input type="checkbox"/> Contra acesso de pessoas e animais <input type="checkbox"/> Outra <input type="checkbox"/> Nenhuma		
Canalização da captação:	<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não		
Limpeza da solução alternativa:	<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Não se aplica		
Parte IV – Descrição socioeconômica e de consumo			
Renda familiar:	<input type="checkbox"/> ≤ 1 salário <input type="checkbox"/> > 1 e ≤ 3 salários <input type="checkbox"/> > 3 e ≤ 5 salários <input type="checkbox"/> > 5 e ≤ 10 salários <input type="checkbox"/> > 10 salários <input type="checkbox"/> não informado		
Nível educacional:	<input type="checkbox"/> Analfabeto <input type="checkbox"/> Fundamental incompleto <input type="checkbox"/> Fundamental <input type="checkbox"/> Médio incompleto <input type="checkbox"/> Médio <input type="checkbox"/> Superior incompleto <input type="checkbox"/> Superior <input type="checkbox"/> Pós-graduação		
Usos da água:	<input type="checkbox"/> Beber e cozinhar <input type="checkbox"/> Limpeza e higiene pessoal <input type="checkbox"/> Outros		
Monitoramento realizado no último ano:	<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não		
Qualidade da água:	<input type="checkbox"/> Ótima <input type="checkbox"/> Boa <input type="checkbox"/> Regular <input type="checkbox"/> Ruim <input type="checkbox"/> Péssima		
Manejo dos resíduos sólidos:	<input type="checkbox"/> Coleta <input type="checkbox"/> Enterra <input type="checkbox"/> Queima <input type="checkbox"/> Depósito a céu aberto <input type="checkbox"/> Outro		
Manejo dos efluentes:	<input type="checkbox"/> Rede pública <input type="checkbox"/> Fossa Séptica <input type="checkbox"/> Fossa rudimentar <input type="checkbox"/> Solo <input type="checkbox"/> Corpos de água <input type="checkbox"/> Outro		

APÊNDICE D – Formulário para cadastro de soluções alternativas coletivas

Parte I – Identificação da SAC			
Nome da SAC:		Data do preenchimento:	___/___/___
Município:		Unidade da federação:	
Instituição responsável pela SAC:			
Endereço:			
Telefone:		Fax:	
E-mail:		Web:	
Responsável técnico pela SAC:		Registro do responsável:	
Localidades abastecidas pela SAC:			
Aldeias indígenas abastecidas pela SAC:			
Nº da licença ambiental			
Coordenadas geográficas da SAC:			
Parte II – Descrição do manancial da SAC			
Tipo de manancial:			
<input type="checkbox"/> Superficial	Nome:		
<input type="checkbox"/> Subterrâneo	Nome:		
<input type="checkbox"/> Água da chuva			
Vazão de captação (L/s):		Nº de captação(ões):	
Nº de captação(ões) com outorga:		Nº da(s) outorga(s):	
Coordenadas geográficas da captação principal:			
Parte III – Descrição da SAC			
Tempo médio de funcionamento da SAC:			
Quantidade de habitantes atendidos:			
Predominância de grupos populacionais de risco:		<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não	
Houve controle da qualidade da água no último ano:		<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não	
Amostras mensais para o controle:			
Houve vigilância da qualidade da água no último ano:		<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não	
Amostras mensais para a vigilância:			
Há regularidade na frequência de distribuição:		<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não	
Tipo de suprimento:	<input type="checkbox"/> Chafariz <input type="checkbox"/> Torneira pública <input type="checkbox"/> Poço aquífero livre <input type="checkbox"/> Caixa d'água <input type="checkbox"/> Nascente <input type="checkbox"/> Cisterna <input type="checkbox"/> Veículo transportador <input type="checkbox"/> Poço aquífero confinado <input type="checkbox"/> Outro		
Identificação do suprimento:	Nome:		
Tipo de tratamento:	<input type="checkbox"/> Sem tratamento <input type="checkbox"/> Convencional <input type="checkbox"/> Dessalinização <input type="checkbox"/> Filtração rápida <input type="checkbox"/> Filtração lenta <input type="checkbox"/> Desinfecção <input type="checkbox"/> Outro		

Tipo de desinfecção:	<input type="checkbox"/> Sem desinfecção <input type="checkbox"/> Cloração <input type="checkbox"/> Ozonização <input type="checkbox"/> Radiação ultravioleta <input type="checkbox"/> Outro
Fonte poluidora:	<input type="checkbox"/> Atividades agropecuárias <input type="checkbox"/> Atividades de mineração <input type="checkbox"/> Efluentes domésticos <input type="checkbox"/> Efluentes industriais <input type="checkbox"/> Resíduos sólidos <input type="checkbox"/> Outras <input type="checkbox"/> Nenhuma
Proteção sanitária:	<input type="checkbox"/> Tampa <input type="checkbox"/> Revestimento <input type="checkbox"/> Contra inundação <input type="checkbox"/> Contra acesso de pessoas e animais <input type="checkbox"/> Outra <input type="checkbox"/> Nenhuma
Canalização da captação:	<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não
Limpeza da solução alternativa:	<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Não se aplica
Parte IV – Descrição socioeconômica e de consumo	
Renda:	<input type="checkbox"/> ≤ 1 salário <input type="checkbox"/> > 1 e ≤ 3 salários <input type="checkbox"/> > 3 e ≤ 5 salários <input type="checkbox"/> > 5 e ≤ 10 salários <input type="checkbox"/> > 10 salários <input type="checkbox"/> não informado
Nível educacional:	<input type="checkbox"/> Analfabeto <input type="checkbox"/> Fundamental incompleto <input type="checkbox"/> Fundamental <input type="checkbox"/> Médio incompleto <input type="checkbox"/> Médio <input type="checkbox"/> Superior incompleto <input type="checkbox"/> Superior <input type="checkbox"/> Pós-graduação
Usos da água:	<input type="checkbox"/> Beber e cozinhar <input type="checkbox"/> Limpeza e higiene pessoal <input type="checkbox"/> Outros
Monitoramento realizado no último ano:	<input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não
Qualidade da água:	<input type="checkbox"/> Ótima <input type="checkbox"/> Boa <input type="checkbox"/> Regular <input type="checkbox"/> Ruim <input type="checkbox"/> Péssima
Manejo dos resíduos sólidos:	<input type="checkbox"/> Coleta <input type="checkbox"/> Enterra <input type="checkbox"/> Queima <input type="checkbox"/> Depósito a céu aberto <input type="checkbox"/> Outro
Manejo dos efluentes:	<input type="checkbox"/> Rede pública <input type="checkbox"/> Fossa Séptica <input type="checkbox"/> Fossa rudimentar <input type="checkbox"/> Solo <input type="checkbox"/> Corpos de água <input type="checkbox"/> Outro

APÊNDICE E – Dados de monitoramento da qualidade da água no sistema de pequeno porte piloto

Pontos	Campanha											
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	12 ^a
CRL												
P1	1,30	0,86	0,74	0,60	0,22	0,75	0,51	1,53	-	0,04	0,50	0,41
P2	0,60	0,38	0,67	0,10	0,00	0,21	0,08	0,17	0,00	0,01	0,10	0,03
P3	0,30	0,42	0,78	0,70	0,00	0,02	0,16	0,00	0,02	0,02	0,30	0,29
P4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
P5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
P6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
P7	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
P8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
P9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00
P10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
P11	0,14	0,14	0,20	0,16	0,21	0,20	0,20	0,00	0,09	0,12	0,24	0,19
P12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Turbidez												
P1	0,16	0,10	0,10	0,18	0,17	0,13	0,25	0,15	-	0,26	0,20	0,20
P2	0,32	0,16	0,10	0,15	0,18	0,15	0,29	0,16	0,14	0,21	0,20	0,21
P3	0,20	0,14	0,10	0,20	0,16	0,13	0,31	0,13	0,14	0,22	0,16	0,21
P4	0,13	0,16	0,10	0,13	0,10	0,23	0,12	0,13	0,10	0,14	0,17	0,10
P5	0,16	0,17	0,10	0,15	0,14	0,18	0,15	0,15	0,10	0,10	0,14	0,10
P6	0,16	0,24	0,14	0,19	0,16	0,21	0,17	0,16	0,15	0,15	0,55	0,19
P7	1,06	0,16	0,20	0,14	0,18	0,27	0,19	0,15	0,23	0,17	0,25	0,21
P8	0,16	0,22	0,14	0,17	0,16	0,26	0,10	0,65	0,10	0,18	0,64	0,22
P9	0,17	0,15	0,12	0,14	0,15	0,21	0,13	0,10	0,13	0,15	0,12	0,10
P10	0,10	0,13	0,10	0,14	0,14	0,15	0,12	0,13	0,13	0,12	0,15	0,14
P11	0,17	0,19	0,13	0,12	0,29	0,43	0,16	0,18	0,14	0,14	0,64	0,25
P12	0,19	0,21	0,13	0,13	0,18	0,22	0,30	0,19	0,15	0,15	0,13	0,12
CT												
P1	A	A	A	A	A	A	A	A	-	A	A	A
P2	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P3	A	A	A	A	A	A	A	P	A	A	A	A
P4	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
P5	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
P6	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
P7	A	P	P	A	A	A	P	P	P	P	P	P
P8	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
P9	P	P	P	P	P	P	P	P	P	A	P	P
P10	P	P	A	P	P	P	P	P	P	P	P	P
P11	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P12	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P

Continua

Continuação

<i>E. coli</i>												
P1	A	A	A	A	A	A	A	A	-	A	A	A
P2	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P3	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P4	P	P	A	P	P	P	P	P	P	P	P	P
P5	P	P	A	P	P	P	P	P	P	P	P	P
P6	A	P	A	P	P	P	P	P	P	P	P	P
P7	A	A	A	A	A	A	P	P	P	P	P	A
P8	A	A	A	A	A	A	A	P	A	A	A	A
P9	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P10	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P11	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P12	A	A	A	A	A	A	P	P	P	P	A	A

Nota: A = Ausência e P = Presença.

Fonte: Elaborada pelo autor.

APÊNDICE F – Classificação dos dados de monitoramento da qualidade da água no sistema de pequeno porte piloto

Pontos	Campanha											
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	12 ^a
Classificação para CRL												
P1	2	2	2	2	2	2	2	1	-	3	2	2
P2	2	2	2	3	3	2	3	3	3	3	3	3
P3	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	2	2
P4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P6	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P7	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P8	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P9	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P10	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P11	3	3	2	3	2	2	2	3	3	3	2	3
P12	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Classificação para Turbidez												
P1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	1	1	1
P2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P6	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P7	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P8	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Classificação para CT												
P1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	1	1	1
P2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P3	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1
P4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P6	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P7	1	3	3	1	1	1	3	3	3	3	3	3
P8	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P9	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	3
P10	3	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P12	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Continua

Continuação

Classificação para <i>E. coli</i>												
P1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	1	1	1
P2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P4	3	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P5	3	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P6	1	3	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P7	1	1	1	1	1	1	3	3	3	3	3	1
P8	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1
P9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P12	1	1	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1

Nota: A = Ausência e P = Presença.

Fonte: Elaborada pelo autor.

**APÊNDICE G – Valores do risco à saúde associado à qualidade da água e sua
classificação para o sistema de pequeno porte piloto**

Pontos	Campanha											
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	12 ^a
Risco												
P1	1,16	1,16	1,16	1,16	1,16	1,16	1,16	0,97	-	1,35	1,16	1,16
P2	1,16	1,16	1,16	1,35	1,35	1,16	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35
P3	1,16	1,16	1,16	1,16	1,35	1,35	1,35	1,92	1,35	1,35	1,16	1,16
P4	2,78	2,78	1,92	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78
P5	2,78	2,78	1,92	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78
P6	1,92	2,78	1,92	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78
P7	1,35	1,92	1,92	1,35	1,35	1,35	2,78	2,78	2,78	2,78	2,78	1,92
P8	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	2,78	1,92	1,92	1,92	1,92
P9	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,35	1,92	1,92
P10	1,92	1,92	1,35	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92
P11	1,35	1,35	1,16	1,35	1,16	1,16	1,16	1,35	1,35	1,35	1,16	1,35
P12	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92	2,78	2,78	2,78	2,78	1,92	1,92
Faixa de risco												
P1	B	B	B	B	B	B	B	B	-	B	B	B
P2	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
P3	B	B	B	B	B	B	B	M	B	B	B	B
P4	A	A	M	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P5	A	A	M	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P6	M	A	M	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P7	B	M	M	B	B	B	A	A	A	A	A	M
P8	M	M	M	M	M	M	M	A	M	M	M	M
P9	M	M	M	M	M	M	M	M	M	B	M	M
P10	M	M	B	M	M	M	M	M	M	M	M	M
P11	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
P12	M	M	M	M	M	M	A	A	A	A	M	M

Nota: B = Risco baixo, M = Risco médio e A = Risco alto.

Fonte: Elaborada pelo autor.