

Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz



Guilherme Velasco de Oliveira

Caracterização da qualidade da água das instalações militares localizadas na Ilha da Marambaia (Mangaratiba/RJ)

Rio de Janeiro
2020

Guilherme Velasco de Oliveira

Caracterização da qualidade da água das instalações militares localizadas na Ilha da Marambaia (Mangaratiba/RJ)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental

Orientador: Dr. Jaime Lopes da Mota Oliveira

Coorientador: Dr. Paulo Rubens Guimarães Barrocas

Rio de Janeiro
2020

Catálogo na fonte
Fundação Oswaldo Cruz
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica em Saúde
Biblioteca de Saúde Pública

O48c Oliveira, Guilherme Velasco de.
Caracterização da qualidade da água das instalações militares localizadas na Ilha da Marambaia (Mangaratiba/RJ) / Guilherme Velasco de Oliveira. -- 2020.
131 f. : il. color. ; graf. ; mapas ; tab.

Orientador: Jaime Lopes da Mota Oliveira.
Coorientador: Paulo Rubens Guimarães Barrocas.
Dissertação (mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2020.

1. Qualidade da Água. 2. Captação em Mananciais.
3. Abastecimento de Água. 4. Inspeção Sanitária. 5. Matriz de Risco.
6. Solução Alternativa de Abastecimento. I. Título.

CDD – 23.ed. – 628.161098153

Guilherme Velasco de Oliveira

Caracterização da qualidade da água das instalações militares localizadas na Ilha da Marambaia (Mangaratiba/RJ)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 19 de maio de 2020.

Banca Examinadora

Dr^a. Iene Christie de Figueiredo
Escola Politécnica - UFRJ

Dr^a. Debora Cynamon Kligerman
DSSA – ENSP – FIOCRUZ

Dr. Paulo Rubens Guimarães Barrocas (Coorientador)
DSSA – ENSP - FIOCRUZ

Dr. Jaime Lopes da Mota Oliveira (Orientador)
DSSA – ENSP – FIOCRUZ

Rio de Janeiro
2020

À pequena Maya, com amor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço às minhas famílias pelo infinito apoio e paciência e, em especial, minha esposa Thayene que sempre me incentivou nos momentos de dificuldade e pelo esforço dobrado na criação da nossa filha neste período.

Agradeço aos amigos pelos momentos de alegria e pela ajuda nos períodos turbulentos.

Obrigado Jaime e Paulo pela excelente orientação, pelo compartilhamento de seus conhecimentos e sabedoria, pela compreensão e pelos incentivos ao longo da pesquisa.

Agradeço a todos os professores e aos colegas do Programa de Saúde Pública e Meio Ambiente pelos ensinamentos compartilhados e pelo incentivo à consciência crítica.

Sou grato a toda equipe dos laboratórios do Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental pelos ensaios realizados e pelo ensinamento das análises. Agradeço em especial ao André Vinicius Costa Ribeiro, ao Maicon de Carvalho Machado e ao Marcelo Santos Sampaio que foram comigo realizar o cansativo trabalho de campo e que sempre compartilharam suas experiências e conhecimentos técnicos.

Agradeço também à Marinha do Brasil por ter permitido o acesso à Ilha da Marambaia e por toda a atenção e estrutura de apoio durante às coletas.

Agradeço a Deus por ter vivido esse período de profundo aprendizado e espero que esse trabalho esteja à altura das incontáveis ajudas que recebi.

*“Disseram que o mar é perigoso
Mas ele é apenas o mar
Disseram que a Terra vai se vingar
Mas ela é apenas a Terra
Será que o infinito tem final?
Mas ele é apenas algo que ainda não foi visto
Sem culpa, sem medo, sem rancor ou raiva
Assim é a água
(Do jeito que você interage com ela
Ela te dá vida ou mágoa)
Assim é a água
(Do jeito que você interage com o ela
Ela te dá vida ou mágoa)”*

YUKA, 2017, Assim é a Água.

RESUMO

A água pode ser um importante vetor de disseminação de doenças infecciosas. Por outro lado, o abastecimento seguro de água é um dos principais fatores de proteção contra doenças e na promoção da saúde para a população. Este quadro pode apresentar riscos quando este abastecimento é realizado por sistemas autônomos mesmo em áreas isoladas. O abastecimento de uma unidade de formação militar da Marinha do Brasil (Centro de Avaliação da Ilha da Marambaia - CADIM) é feito pela captação de água de um córrego num trecho montanhoso da Ilha da Marambaia. Esta pesquisa teve como objetivo avaliar a qualidade e a segurança da água consumida de janeiro a novembro de 2019 e, conseqüentemente, o risco para a saúde da população do CADIM. Esta avaliação foi realizada a partir da análise da qualidade da água consumida, do levantamento dos casos de diarreia e da inspeção nas instalações sanitárias do sistema autônomo de abastecimento do CADIM. As amostras mensais de água foram avaliadas através dos parâmetros: condutividade, turbidez, cor aparente, pH, oxigênio dissolvido, DBO, sólidos dissolvidos totais, nitrogênio total, nitrito, nitrato, amônia, fósforo total, fluoreto, cloreto, sulfato, coliformes totais e *Escherichia coli*. Os dados de diarreia foram coletados diretamente do Posto de Saúde e a inspeção sanitária foi realizada por visitas ao sistema de abastecimento do CADIM. Em relação a condição natural da água, os resultados mostraram que o manancial do CADIM possui água bruta com boa qualidade para fins de abastecimento público e balneabilidade segundo as normas vigentes. No entanto, como não há processo de tratamento, a água distribuída não está própria para consumo humano, porque todas as amostras estiveram em desacordo com o padrão microbiológico de potabilidade e algumas em desacordo com o padrão organoléptico de potabilidade. A qualidade da água variou sazonalmente, possuindo medidas significativamente piores nas estações mais chuvosas e quentes. Foram encontrados poucos casos de diarreia no período deste estudo. No entanto, a deterioração das estruturas de distribuição e armazenamento do sistema de abastecimento e a ausência de um processo de tratamento/desinfecção mostraram um possível risco de contaminação da água. A avaliação do risco a partir da matriz, que relaciona a concentração de *Escherichia Coli* nas amostras de água com o resultado da inspeção sanitária, mostrou um nível alto de risco no consumo da água e uma alta prioridade de ação na resolução dos problemas no sistema de abastecimento do CADIM.

Palavras-chave: Qualidade da Água. Captação em Mananciais. Solução Alternativa de Abastecimento. Inspeção Sanitária. Matriz de Risco.

ABSTRACT

Water can be an important vector for the spread of infectious diseases. On the other hand, the safe supply of water is one of the main factors of protection against diseases and in the promotion of health for the population. This situation can present risks when this supply is carried out by autonomous systems even in isolated areas. The supply of a military training unit of the Brazilian Navy (Evaluation Center of Ilha da Marambaia - CADIM) is done by capturing water from a stream in a mountainous stretch of Ilha da Marambaia. This research aimed to assess the quality and safety of the water consumed from January to November 2019 and, consequently, the risk to the health of the CADIM population. This assessment was carried out based on the analysis of the quality of the water consumed, the survey of diarrhea cases and the inspection in the sanitary facilities of the CADIM autonomous supply system. The monthly water samples were evaluated through the parameters: conductivity, turbidity, apparent color, pH, dissolved oxygen, BOD, total dissolved solids, total nitrogen, nitrite, nitrate, ammonia, total phosphorus, fluoride, chloride, sulfate, total coliforms and *Escherichia coli*. Diarrhea data were collected directly from the Health Post and the health inspection was carried out by visits to CADIM's supply system. Regarding the natural condition of the water, the results showed that the CADIM source has raw water with good quality for the purpose of public supply and bathing according to current regulations. However, as there is no treatment process, the water distributed is not suitable for human consumption, because all samples were at odds with the microbiological standard of potability and some at odds with the organoleptic standard of potability. Water quality varied seasonally, with measures significantly worse in the rainiest and warmest seasons. Few cases of diarrhea were found during the period of this study. However, the deterioration of the distribution and storage structures of the supply system and the absence of a treatment/disinfection process showed a possible risk of water contamination. The risk assessment based on the matrix that relates the concentration of *Escherichia Coli* in the water samples with the result of the sanitary inspection showed a high level of risk in water consumption and a high priority for action in solving problems in the CADIM's water supply system.

Key-words: Water Quality. Spring Water Collection, Community Water Supply. Sanitary Inspection. Risk Matrix.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Formulário de inspeção sanitária em abastecimento por água encanada.....	58
Figura 2 -	Matriz de risco baseada na qualidade microbiológica e na nota da inspeção sanitária.....	59
Figura 3 -	Localização da Ilha da Ilha da Marambaia.....	62
Figura 4 -	Praia do CADIM e local de captação de água.....	63
Figura 5 -	Encosta onde é feita a captação de água.....	63
Figura 6 -	Represa para captação de água.....	64
Figura 7 -	Gradeamento na tomada d'água.	64
Figura 8 -	Trechos da tubulação adutora por tipos de material.	65
Figura 9 -	Distribuição espacial dos pontos de coleta no CADIM.....	68
Figura 10 -	Matriz de risco baseada na qualidade microbiológica e na nota da inspeção sanitária.....	74
Figura 11 -	Fundo do reservatório de captação coberto por folhas (11/2019).....	87
Figura 12 -	Inconformidades na captação.....	104
Figura 13 -	Reservatórios de distribuição danificados.....	105
Figura 14 -	Cruzamento da rede de distribuição com canal, filtros dos bebedouros e sedimentos no fundo da caixa d'água.....	106
Figura 15 -	Matriz de risco aplicada a solução de abastecimento do CADIM.....	107

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 -	Evolução da mortalidade por febre tifoide e do abastecimento público de água.....	23
Gráfico 2 -	Gráfico de dispersão entre proporção de óbitos por doença diarreica aguda em menores de 5 anos e cobertura por sistemas de abastecimento de água.....	24
Gráfico 3 -	Gráficos das curvas médias de variação da qualidade utilizadas na determinação IQA.....	41
Gráfico 4 -	Boxplot da concentração de <i>E. coli</i> da água do CADIM (esquerda) e percentual das concentrações por faixas de riscos (direita)	79
Gráfico 5 -	Boxplot do Log + 1 das concentrações de <i>E. coli</i> por estações do ano.....	80
Gráfico 6 -	Boxplot das concentrações de <i>E. coli</i> entre os trechos do sistema de abastecimento.....	83
Gráfico 7 -	Porcentagem das concentrações de coliformes totais na água do CADIM por intervalos.....	84
Gráfico 8 -	Boxplot das concentrações de coliformes totais na água do CADIM... ..	85
Gráfico 9 -	Boxplot das concentrações de coliformes totais por estações do ano....	87
Gráfico 10 -	Boxplot das concentrações de coliformes totais dos setores da solução de abastecimento.....	88
Gráfico 11 -	Boxplot das medidas de cor aparente na água do CADIM.....	90
Gráfico 12 -	Boxplot da medida de cor aparente por estações do ano.....	91
Gráfico 13 -	Boxplot das medidas de turbidez da água do CADIM.....	92
Gráfico 14 -	Boxplot das medidas de turbidez por estações de ano.....	93
Gráfico 15 -	Proporção dos valores de pH por intervalos (esquerda) e Boxplot das medidas de pH da água que abastece o CADIM (direita).....	94
Gráfico 16 -	Boxplot das medidas de pH por estações do ano.....	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Pesos e fatores máximos possíveis dos parâmetros no cálculo do IQA...	42
Tabela 2 -	Caracterização conforme o IQA.....	43
Tabela 3 -	Avaliação dos parâmetros segundo VMP das Classes de Qualidade da CONAMA 357.....	44
Tabela 4 -	VMP para os parâmetros pesquisados.	51
Tabela 5 -	Amostragem em solução alternativa coletiva.....	52
Tabela 6 -	Estudos sobre a potabilidade da água de SALT no Brasil.....	53
Tabela 7 -	Pontos de coleta no CADIM.....	67
Tabela 8 -	Data e detalhamento das campanhas de coleta de água.....	68
Tabela 9 -	Condições de Preservação durante o transporte e armazenamento das amostras de água até a realização das análises.....	69
Tabela 10 -	Lista de verificação para inspeção sanitária.....	71
Tabela 11 -	Equações representativas das curvas de qualidade do IQA.....	72
Tabela 12 -	Variação do IQA da água de abastecimento do CADIM.....	75
Tabela 13 -	Porcentagem média do qiw máximo possível dos parâmetros no cálculo do IQA no período do estudo.	76
Tabela 14 -	Avaliação dos parâmetros segundo VMP das Classes de Qualidade da CONAMA 357.	77
Tabela 15 -	Avaliação para fins de balneabilidade e demais usos para águas Classe 1	77
Tabela 16 -	Estatística descritiva da concentração de <i>E. coli</i> (NMP/100mL)	78
Tabela 17 -	Estatística descritiva das concentrações de <i>E. coli</i> por estações do ano.	80
Tabela 18 -	Estatística descritiva das concentrações de <i>E. coli</i> nas diferentes partes do sistema de abastecimento.....	82

Tabela 19 -	Estatística descritiva das concentrações de <i>E. coli</i> nas torneiras.....	83
Tabela 20 -	Estatística descritiva das concentrações de coliformes totais (NMP/100mL)	84
Tabela 21 -	Estatística descritiva das concentrações de coliformes totais por estações do ano.....	86
Tabela 22 -	Estatística descritiva das concentrações de coliformes totais nas diferentes partes do sistema de abastecimento.....	88
Tabela 23 -	Estatística descritiva das medidas de cor aparente.....	89
Tabela 24 -	Estatística descritiva das medidas de turbidez.....	92
Tabela 25 -	Estatística descritiva das medidas de pH.....	95
Tabela 26 -	Estatística descritiva do cloro residual livre.....	96
Tabela 27 -	Estatística descritiva dos parâmetros que atenderam a legislação de potabilidade.....	97
Tabela 28 -	Limites de detecção da amônia, nitrito, fluoreto e sulfato.....	99
Tabela 29 -	Correlação de Spearman dos parâmetros microbiológicos com o parâmetros físico-químicos e ambientais.....	100
Tabela 30 -	Casos de diarreia.....	101
Tabela 31 -	Avaliação da lista de checagem da inspeção sanitária.....	102

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 -	Patógenos transmitidos pelo consumo de água.....	25
Quadro 2 -	Substâncias químicas que apresentam risco a saúde.....	29
Quadro 3 -	Aplicabilidade de organismos indicadores.....	39
Quadro 4 -	Classes de Qualidade das águas doces e alguns usos previstos na Resolução CONAMA nº 357/2005.....	44
Quadro 5 -	Parâmetros do padrão organoléptico de potabilidade da PRT C5 de 20017 e seus efeitos.....	47
Quadro 6 -	Padrões potabilidade e parâmetros do anexo XX da portaria de consolidação nº 5.....	49
Quadro 7 -	Eventos perigosos associados ao abastecimento de água.....	55
Quadro 8 -	Métodos analíticos e equipamentos utilizados nas análises.....	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APA	Área de Proteção Ambiental
ARQIMAR	Associação de Remanescentes do Quilombo da Ilha da Marambaia
CADIM	Centro de Avaliação da Ilha da Marambaia
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONAMA 274	Resolução N°274/2000 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (balneabilidade)
CONAMA 357	Resolução N°357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (enquadramento)
CRL	Cloro residual livre
CT	Coliformes totais
CV	Coefficiente de variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DIP	Doenças Infecciosas e Parasitárias
DRSAI	Doenças relacionadas ao saneamento inadequado
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ENSP	Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca
Fiocruz	Fundação Oswaldo Cruz
IM	Ilha da Marambaia
IQA	Índice de Qualidade das Águas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
mg/L	Miligrama por litro
MS	Ministério da Saúde

NMP	Número mais provável
OMS	Organização Mundial da Saúde
org./100mL	Organismos por 100 mililitros
pH	Potencial hidrogeniônico
PRT C5	Portaria de Consolidação N° 5, de 03 de outubro de 2017 (potabilidade)
PSA	Plano de segurança da água
SAA	Sistemas de abastecimento de água
SALT	Solução alternativa de abastecimento de água
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SUS	Sistema Único de Saúde
uT	Unidade de Turbidez
UFC	Unidade Formadora de Colônia
uH	Unidade Hazen
VIGIAGUA	Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
VMP	Valor Máximo Permitido
°C	Grau Celsius
% AP	Percentual de atendimento ao padrão de potabilidade
μS/cm	Micro Siemens por centímetro

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 OBJETIVOS	20
3 REFERENCIAL TEÓRICO	21
3.1 ABASTECIMENTO DE ÁGUA E SAÚDE.....	21
3.1.1 Agentes biológicos	23
3.1.1.1 Bioindicadores de contaminação	26
3.1.2 Agentes Químicos	27
3.2 QUALIDADE DA ÁGUA	29
3.2.1 Parâmetros físicos	31
3.2.2 Parâmetros químicos	32
3.2.3 Parâmetros microbiológicos	36
3.2.4 Avaliação da qualidade da água bruta	38
3.2.5 Avaliação da qualidade da água tratada	43
3.3 PLANO DE SEGURANÇA DA ÁGUA.....	54
3.3.1 Descrição do sistema de abastecimento de água e dos riscos associados	55
4 ÁREA DE ESTUDO	59
5 METODOLOGIA	65
5.1 PLANO DE AMOSTRAGEM E COLETA.....	65
5.2 ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA	67
5.3 DADOS DE DIARREIA	68
5.4 DADOS DE PRECIPITAÇÃO	68
5.5 INSPEÇÃO SANITÁRIA	69
5.6 ANÁLISE DOS DADOS	70
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	74
6.1 ÁGUA BRUTA	74
6.2 QUALIDADE DA ÁGUA PARA POTABILIDADE	77
6.2.1 <i>Escherichia coli</i>	77
6.2.1.2 Variabilidade espacial	81
6.2.2 Coliformes totais	83
6.2.3 Cor aparente	88
6.2.4 Turbidez	91
6.2.5 pH	94

6.2.6 Cloro residual livre.....	96
6.2.7 Parâmetros que atenderam a legislação de potabilidade.....	97
6.2.8 Correlação entre os parâmetros microbiológicos e os físico-químicos	99
6.3 CASOS DE DIARREIA.....	101
6.4 INSPEÇÃO SANITÁRIA	102
6.5 MATRIZ DE RISCO.....	106
7 CONCLUSÃO.....	108
8 RECOMENDAÇÕES.....	108
REFERÊNCIAS	111
ANEXO A - DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS.....	121
ANEXO B – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS	126

1 INTRODUÇÃO

A água é essencial para os seres vivos, porque essa substância não pode ser substituída por nenhuma outra na sua função de suprir o metabolismo. A água é necessária não só no consumo direto pelo abastecimento doméstico, mas também é fundamental para uma série de outras demandas como irrigação, uso industrial, recreação, navegação e geração de energia. Isto mostra o grau de dependência que a humanidade tem da água e confirma a importância que se deve dar à preservação dos recursos hídricos.

A relação entre água e saúde é conhecida há bastante tempo. Hipócrates (460-377 a.C.) já notava a influência da água sobre a saúde (HELLER; PÁDUA, 2016), no entanto não se conhecia os mecanismos de transmissão de doenças através do consumo de água. Somente a partir dos estudos realizados pelo médico John Snow, em meados do século XIX, é que a ideia de que as doenças eram transmitidas pelo contato humano direto com os microrganismos presentes na água começou a ganhar hegemonia (JOHNSON, 2008). A partir daí começou-se a desenvolver técnicas de tratamento e distribuição de água que impediam efetivamente a contaminação microbiológica e a disseminação de doenças.

Contudo ainda há uma série de regiões no mundo com a qualidade da água deteriorada, devido à ocupação humana desordenada e a falta de investimentos em infraestrutura sanitária. As populações destas áreas sofrem forte impacto negativo em sua saúde e melhorias nas suas condições sanitárias reduziriam esse impacto na sua qualidade de vida.

O acesso à água em boa quantidade e qualidade tende a propiciar melhores condições de saúde. Uma intervenção que favoreça melhorias ligadas à qualidade da água pode reduzir em até 30% os casos de diarreia de uma determinada população (ESREY et al, 1991 apud HELLER; PÁDUA, 2010).

Por ter a propriedade de dissolver uma série de substância e por conseguir transportar material particulado, a água acaba incorporando uma série de impurezas através dos processos do ciclo hidrológico que a fazem interagir com o ar, a vegetação, o solo e o subsolo. Os tipos e as quantidades de impurezas presentes na água irão definir a qualidade de um determinado reservatório de água (manancial). A qualidade da água também é dependente das condições climáticas e das intervenções humanas nas bacias hidrográficas, como ocupação e uso do solo, de forma que pode haver grande variabilidade temporal e espacial em um determinado corpo d'água.

Dependendo das impurezas encontradas, a água deverá passar por processos de tratamento para atingir os níveis de qualidade desejáveis. Associado ao tratamento da água, está

o monitoramento frequente das concentrações dos contaminantes presentes na água distribuída a fim de garantir a sua potabilidade. Contudo, como o monitoramento só detecta a contaminação da água depois que ela já foi distribuída, é preciso também garantir a preservação das bacias hidrográficas, as boas condições da infraestrutura de abastecimento e manutenção de boas práticas de gestão para garantir a segurança da água.

A população obtém seu acesso à água de diferentes maneiras. Na maioria das grandes cidades brasileiras, este acesso se dá por uma rede de distribuição de água que é administrada por uma empresa especializada. Estes são os denominados sistemas de abastecimento de água. Contudo em algumas regiões, a própria população tem que executar sua captação de água de forma alternativa, pois não existe rede de distribuição, devido a inviabilidade técnica e/ou econômica para a sua construção. Nestes casos, a população utiliza geralmente poços, nascentes ou córregos para o seu abastecimento através da construção das estruturas de abastecimento pelos próprios usuários. Este fato é muito observado em ilhas e regiões rurais entre outros locais de difícil acesso.

Atualmente 85% dos domicílios brasileiros são abastecidos por sistemas de abastecimento de água (SAA) e os demais utilizam soluções alternativas de abastecimento de água (SALT). A Região Norte, por exemplo, tem cerca de 40% da população utilizando SALT, já no Sudeste apenas 7,5% não são abastecidos por SAA (IBGE, 2017).

Tanto a água dos SAA quanto a que provém de SALT devem estar sobre constante controle de qualidade. Este controle é definido pela legislação de potabilidade (BRASIL, 2017a) e está organizado através das diretrizes do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (VIGIAGUA) estabelecido pelo Ministério da Saúde (MS). O VIGIAGUA municipal deve cadastrar e inspecionar periodicamente os sistemas convencionais e alternativos usados pela população para acesso à água e reportar as informações ao MS (BEVILACQUA et al., 2014).

As SALT têm ganhado atenção do meio acadêmico e uma série de estudos têm sido feitos com intuito de avaliar a potabilidade dessas águas. Muitas dessas fontes estudadas têm apresentado uma quantidade considerável de amostras fora dos padrões de potabilidade, sendo a contaminação, sobretudo por *Escherichia coli* (*E. coli*), geralmente causada por intervenções antrópicas inadequadas ao redor da fonte (SILVA et al., 2017). Em geral, a água das SALT contém coliformes, porque a maioria não passa por processo de desinfecção e a presença de coliformes totais (CT) é comum mesmo em ambientes não poluídos (VON SPERLING, 2018). Em 2019, cerca de quatro milhões de brasileiros consumiam água de

SALT que não passam por processo de desinfecção segundo dados do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua) (BRASIL, 2020).

A Ilha da Marambaia (IM) é uma das regiões do estado do Rio de Janeiro em que a população tem que recorrer a SALT para acesso à água. Sobretudo pelo difícil acesso, não há a presença de sistema público de abastecimento na Ilha, sendo necessária a captação autônoma em nascentes e córregos, localizados na área montanhosa, para abastecimento dos domicílios e prédios públicos. Porém essas soluções de abastecimento não possuem processos de tratamento, portanto o consumo desta água pode levar ao adoecimento da população.

Tendo em vista a forte relação do abastecimento de água com as condições de saúde, a grande variabilidade da qualidade da água e a possibilidade das fontes de água da IM estarem fora da qualidade considerada segura ao consumo humano, fez-se um estudo da qualidade da água que abastece as instalações militares do Centro de Avaliação da Ilha da Marambaia (CADIM).

2 OBJETIVOS

Objetivo Geral

- Avaliar a qualidade da água consumida pela população de militares do CADIM e os seus possíveis riscos à saúde.

Objetivos Específicos

- Analisar a qualidade da água que abastece o CADIM, desde a sua fonte até os pontos de consumo, através de parâmetros físico-químicos e microbiológicos ao longo de um ano;

- Identificar e inspecionar as condições sanitárias da fonte de captação de água, dos meios de distribuição e dos reservatórios para o armazenamento da água no CADIM

- Identificar a frequência temporal de diarreia na população civil e militar que utiliza o Posto de Saúde do CADIM e;

- Correlacionar a qualidade da água com as condições sanitárias das instalações de abastecimento de água.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 ABASTECIMENTO DE ÁGUA E SAÚDE

O consumo de água afeta a saúde e a qualidade de vida das pessoas, direta ou indiretamente, porque possui papel fundamental no bom funcionamento do corpo humano, do meio ambiente e das atividades econômicas.

Desde a antiguidade, sabe-se que a água é um elemento natural influenciador do estado de saúde das pessoas. Porém a compreensão teórica dos mecanismos dessa influência foi sendo alterada conforme as ferramentas de pesquisa se desenvolviam e foi ficando evidente que a qualidade da água é um fator preponderante na disseminação de doenças. Existem registros muito antigos que fazem associação entre o consumo de água e a saúde. Há um relato indiano de 2000 a. C. recomendando que:

A água impura deve ser purificada, pela fervura sobre um fogo, pelo aquecimento no sol, mergulhando um ferro em brasa dentro dela, ou pode ainda ser purificada por filtração em areia ou cascalho, e então resfriada" (USEPA, 1990 apud HELLER; PÁDUA, 2010, p. 46).

Souza et al. (2015) destacam que Hipócrates (que viveu entre 500 e 401 a. C.), na obra *Ares, Águas e Lugares*, fez um dos primeiros esforços sistemáticos para estabelecer a relação entre água e efeitos na saúde:

Em *Ares, Águas e Lugares* são abordados os tipos de enfermidades que podem estar relacionados às propriedades da água e seu uso. Por exemplo, águas abundantes e um pouco salgadas em lugares elevados quentes no verão e frios no inverno poderiam resultar em homens com disenterias e diarreias, ao passo que águas voltadas para o nascer do sol, consideradas mais límpidas, olentes e moles, diminuía os casos de doenças e contribuía para a saúde. (SOUZA et al., 2015, p. 28)

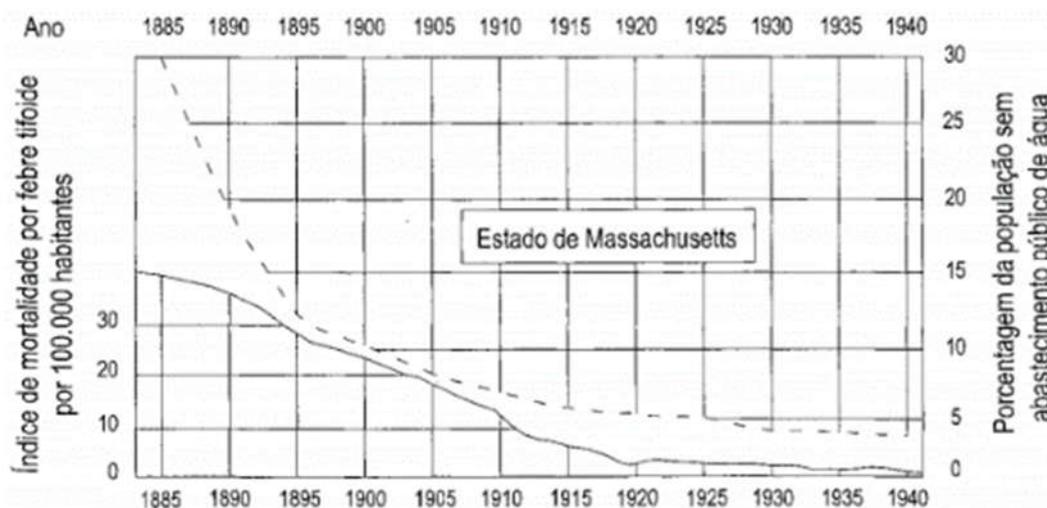
Dentre as teorias que foram surgindo no mundo ocidental para explicar a disseminação de doenças pelo ambiente, a teoria miasmática manteve-se hegemônica até meados do século XIX. Essa teoria defendia que a propagação das doenças dava-se pelos *miasmas* que seriam as emanações, cheiros e vapores ruins advindos do lixo, esgotos e corpos d'água (HELLER; PÁDUA, 2016).

O paradigma desta teoria começou a ser quebrado com a publicação, em 1854, do livro *Sobre a Maneira da Transmissão do Cólera*, do médico inglês John Snow. Nesta obra, considerada o marco inicial do método epidemiológico, ao analisar dados de estatísticas vitais, mapas e entrevistas, Snow comprovou que a contaminação do cólera ocorria pelo consumo da água contaminada por fezes (SOUZA et al., 2015). Este foi um passo muito importante para o estabelecimento da teoria microbiana, segundo a qual as doenças são causadas

por organismos específicos que podem ser transmitidos pelo meio, sendo a água um deles. No final do século XIX, os cientistas conseguiram estabelecer a ligação de determinadas doenças com bactérias específicas, sendo o médico alemão Robert Koch o primeiro a estabelecer esta ligação (DAVIS; MASTEN, 2016).

A partir do século XX, inúmeros estudos epidemiológicos evidenciaram que o abastecimento de água com qualidade melhorada por tratamento é um fator importante na prevenção, sobretudo de doenças infecciosas e parasitárias (DIP). Fair et al. (1966 apud HELLER; PÁDUA, 2010) verificaram que conforme aumentava a proporção da população abastecida por sistema público de água em Massachusetts (EUA) diminuía a mortalidade por febre tifoide, doença bacteriana de transmissão feco-oral, como mostra o Gráfico 1. Schllessmann (1958 apud ESREY et al, 1991) verificou que a prevalência de ascaridíase era 37% menor nas pessoas que tinham água encanada em suas respectivas residências do que nas que não possuíam.

Gráfico 1 - Evolução da mortalidade por febre tifoide e do abastecimento público de água.

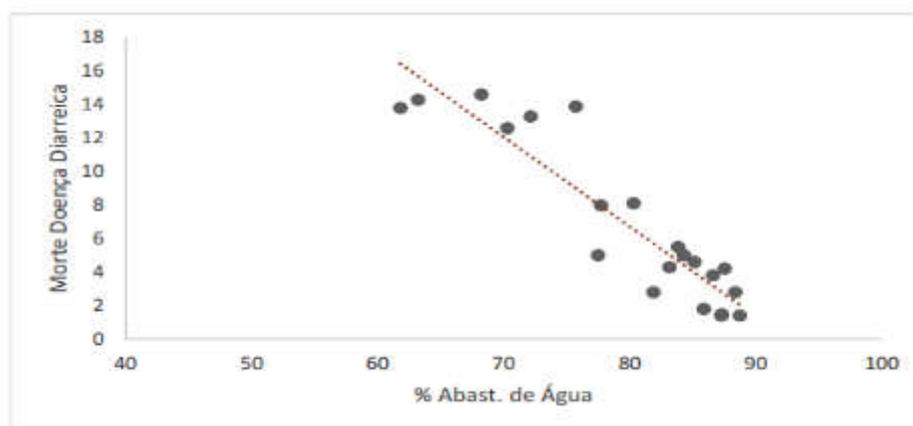


Fonte: Heller e Pádua (2010)

Lima e Costa et al. (1987 apud Esrey et al., 1991) observaram que não ter água encanada em casa aumentava em 2,3 vezes o risco de crianças entre 5 e 14 anos estarem com esquistossomose no sudeste brasileiro. Fewtrell et al. (2005) fizeram uma revisão da literatura onde mostram que em países “em desenvolvimento” a eficácia de intervenções sanitárias promoveu uma redução significativa na ocorrência de diarreia, constatando que melhorias na qualidade da água reduziram o risco de doenças de veiculação hídrica. Lima, Santos e Medeiros (2017) obtiveram uma forte correlação negativa (-0,92) entre os indicadores de

população servida por sistema de abastecimento de água no Rio Grande do Norte e óbitos por doença diarreica aguda, como pode ser visualizado na Gráfico 2.

Gráfico 2 - Gráfico de dispersão entre proporção de óbitos por doença diarreica aguda em menores de 5 anos e cobertura por sistemas de abastecimento de água.



Fonte: Lima, Santos e Medeiros (2017).

A ampliação do consumo de água distribuída por um sistema de abastecimento público traz, em geral, grande redução na prevalência e mortalidade por DIP, porque estes sistemas efetuam a desinfecção com uso de produtos químicos, impedindo assim o contato das pessoas com os agentes etiológicos. Pesquisa realizada em uma favela de Belo Horizonte, por exemplo, indicou que 48% da diarreia em crianças seria reduzida caso fosse implantado sistema coletivo de abastecimento de água (AZEVEDO, 2013 apud HELLER; PÁDUA, 2016).

A transmissão de doenças a partir da água ocorre, sobretudo, pela ação de agentes biológicos ou químicos. Sendo que os primeiros estão associados a contaminação da água por material fecal, como consequência do esgotamento sanitário inadequado, e causam, inquestionavelmente, doenças em um curto prazo e de grande impacto.

Já os agentes químicos, embora possam ter origem natural, estão cada vez mais associados a contaminação da água por efluente industrial, agrícola ou do próprio processo de tratamento. Sendo que o consumo de água quimicamente contaminada, mesmo em baixas concentrações, pode levar ao adoecimento crônico.

3.1.1 Agentes biológicos

Os organismos transmissores de doenças relacionadas com a água incluem bactérias, vírus, protozoários e helmintos, naturalmente patogênicos ou oportunistas. Alguns causam

enfermidades mais amenas, como as diarreias por rotavírus, já outros causam danos graves à saúde, podendo ser letais, como é o caso da febre tifoide, hepatite e cólera. Os patógenos transmitidos pelo uso da água se diferenciam dos contaminantes físicos, químicos e radiológicos pelas seguintes propriedades (WHO, 2011):

- Causam efeitos agudos ou crônicos à saúde;
- Alguns crescem no meio ambiente;
- São discretos;
- Como estão geralmente aderidos aos sólidos suspensos na água e suas concentrações variam no tempo, a probabilidade de adquirir uma dose infecciosa não pode ser prevista com precisão pela concentração média na água;
- A exposição que resulta em doenças depende da dose, virulência e do estado imunológico do indivíduo;
- Se a infecção se estabelecer, se multiplicam no hospedeiro;
- Alguns são capazes de se multiplicar em alimentos, bebidas e em sistemas de aquecimento de água, perpetuando ou aumentando a probabilidade de infecção e;
- Ao contrário da maioria dos agentes químicos, não possuem efeito cumulativo.

Embora haja uma ampla gama de organismos transmissores de doenças através da água, suas características diferenciadas fazem com que alguns ofereçam mais riscos à saúde pública, como demonstrado no Quadro 1. Entre os fatores principais que facilitam a transmissão estão: sobrevivência prolongada na água, possibilidade de reprodução na água, sobretudo no sistema de distribuição, resistência elevada a desinfecção, baixa dose infectante e existência de múltiplos focos de contaminação.

A transmissão de doenças por agentes biológicos presentes na água de consumo pode ser dividida em dois mecanismos principais: *por ingestão de água contaminada* ou *por higiene deficiente* (HELLER; PÁDUA, 2016). A transmissão por *ingestão* é provocada pela falta ou ineficiência de tratamento e a por *higiene deficiente* é consequência da insuficiência da quantidade de água disponível. As doenças adquiridas por ingestão e algumas das adquiridas nas atividades higiênicas inadequadas também são classificadas como de transmissão feco-oral, porque os agentes patogênicos têm sua origem em fezes que, de alguma forma, contaminaram a água consumida por via oral (MARA; FEACHEM, 1999). São exemplos de doenças associadas a estes mecanismos:

- De transmissão feco-oral:

- Viróticas: hepatite A, E e F; poliomielite; diarreia por rotavírus; diarreia por adenovírus;
 - Bacterianas: cólera; infecção por *E. coli* patogênica; febre tifoide e para tifoide;
 - Protozoonoses: amebíase; criptosporidíase; giardíase;
 - Helmintoses: ascaridíase; tricuriase; enterobíase.
- Relacionadas à higiene deficiente (água em quantidade insuficiente):
 - Doenças infecciosas da pele (escabiose, hanseníase e etc.);
 - Doenças infecciosas dos olhos (tracoma e etc.);
 - Doenças transmitidas por piolhos.

Quadro 1 - Patógenos transmitidos pelo consumo de água.

Patógeno	Importância para a saúde	Persistência nas instalações de abastecimento de água	Resistência ao cloro	Dose infecciosa relativa	Reservatório animal Importante
Bactérias					
<i>Campylobacter jejuni, Campylobacter coli</i>	Alta	Moderada	Baixa	Moderada	Sim
<i>Escherichia coli (Patogênica)</i>	Alta	Moderada	Baixa	Baixa	Sim
<i>Mycobacterium spp. (não tuberculosas)</i>	Baixa	Pode se multiplicar	Alta	baixa	Não
<i>Legionella spp.</i>	Alta	Pode se multiplicar	Baixa	Moderada	Não
Vírus					
<i>Adenovírus</i>	Moderada	Longa	Moderada	Alta	Não
<i>Vírus da Hepatite A</i>	Alta	Longa	Moderada	Alta	Não
<i>Rotavírus</i>	Alta	Longa	Moderada	Alta	Não
Protozoários					
<i>Giardia lamblia</i>	Alta	Moderada	Alta	Alta	Sim
<i>Entamoeba histolytica</i>	Alta	Moderada	Alta	Alta	Não
<i>Cryptosporidium hominis</i>	Alta	Longa	Alta	Alta	Sim

Fonte: Adaptado de WHO (2011).

Além dos mecanismos principais relatados acima, determinadas doenças relacionam-se com a água através do vetor, geralmente um mosquito, que tem parte de seu ciclo de vida em um reservatório de água ou é um ser de vida aquática. As doenças transmitidas por mosquito são uma preocupação no Brasil, porque, devido à intermitência no abastecimento de

água, é comum o armazenamento em baldes ou recipientes similares inadequados (LEITE, 2017). A dengue, a malária e a filariose são exemplos de doenças que estão ligadas à reserva inadequada de água, sendo os mosquitos dos gêneros *Aedes*, *Anopheles* e *Culex* seus respectivos vetores.

Devido à infraestrutura sanitária ser deficientes em muitos locais do país e ocorrerem poucas ações de educação sanitária, surtos de doenças associadas ao consumo de água tem ocorrido no Brasil. Em 2000, um dos poços artesianos que abasteciam o município de General Salgado (São Paulo) estava contaminado pelo protozoário *Cyclospora cayetanensis*, o que gerou um surto de diarreia na cidade (EDUARDO et al., 2018). Tauil et al. (2010) investigaram um surto de hepatite A que ocorreu no município de Luziânia - GO, em julho de 2009, sugerindo que a ingestão de água contaminada foi a causa. Em 2018, um surto de hepatite A também ocorreu na favela do Vidigal (Rio de Janeiro), tendo sido encontrado o vírus da hepatite A em garrações de água mineral, no poço de um restaurante e no “chuveirinho” da Praia do Vidigal (GIRARDI et al., 2019).

Mesmo em países com maiores recursos econômicos e maior infraestrutura sanitária ocorrem eventualmente surtos de origem microbiológica. Em 2000, na pequena cidade norte americana de Walkerton, 2.400 pessoas (metade da população) adoeceram e sete faleceram devido à grande concentração de *E. coli* 0157:H7 na água de um dos poços que abasteciam a cidade (DAVIS; MASTEN, 2016). Análise de DNA mostrou que a origem desses microrganismos era de uma fazenda próxima do poço.

A diarreia, que pertence ao grupo das doenças relacionadas ao saneamento inadequado (DRSAI), possui grande importância epidemiológica. As crianças menores de 5 anos são as mais afetadas por diarreia, sendo que quase dos terços dos óbitos por diarreia no Brasil ocorrem nesta faixa etária. Mais de 90% das internações causadas por DRSAI é devido à diarreia e geralmente não há identificação do tipo de microrganismo causador (FUNASA, 2010). Seu monitoramento é importante, pois um número elevado de casos em uma determinada população é um indício de que a água consumida pode estar com a qualidade comprometida.

3.1.1.1 Bioindicadores de contaminação

O monitoramento direto de cada patógeno presente na água é inviável, porque existe grande diversidade de microrganismos e cada espécie encontra-se em pequeno número. Consequentemente, o processo de identificação seria demorado, complexo e oneroso. Dessa forma, geralmente utilizam-se organismos indicadores de contaminação fecal por humanos

ou animais. A presença desses organismos em um corpo d'água evidencia um alto risco de presença de organismos patogênicos.

Um bioindicador “perfeito” teria as seguintes características (BRASIL, 2006b): (1) origem exclusivamente fecal; (2) maior resistência aos efeitos adversos do meio ambiente do que os patogênicos; (3) removido e/ou inativado por meio do tratamento da água pelos mesmos mecanismos e na mesma proporção que os patogênicos; (4) mais numeroso que os patogênicos; (5) de fácil identificação e; (6) não se reproduzir no meio ambiente.

Como não há organismo que satisfaça todas as condições, busca-se aquele com a melhor relação entre a contaminação da água e associação com impactos negativos à saúde. Entre as desvantagens do uso de organismos indicadores, está o fato de responderem diferentemente às diversas características físico-químicas da água. Além disso, mesmo na ausência de organismos indicadores, patógenos podem estar presentes.

Entre os organismos indicadores utilizados para o monitoramento da qualidade da água estão os Coliformes Totais (CT), os coliformes termotolerantes, a *E. coli*, os estreptococos fecais e *Clostridium perfringens*. A *E. coli* é um dos indicadores mais utilizados na avaliação da qualidade da água para consumo humano devido sua precisão em relação a contaminação fecal e viabilidade técnica.

3.1.2 Agentes Químicos

Embora haja uma maior preocupação com os agentes biológicos na disseminação de doenças, os agentes químicos presentes na água também podem causar danos agudos, menos comuns, e crônicos ao organismo humano. A preocupação com os níveis de agentes químicos presentes na água tem aumentado, pois a contaminação dos mananciais por efluentes industriais e agrícolas tem sido mais frequente e com novas substâncias de efeito desconhecido. Um estudo realizado pelo Serviço Geológico dos EUA, em todo território norte americano, encontrou pesticidas em 90% das amostras de água estudadas (USGS, 1999 apud DAVIS; MASTEN, 2016).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) salienta que se deve ter uma atenção especial com a contaminação da água potável por fluoreto, arsênio, nitrato e chumbo, pois é comprovado que populações que consomem água com estas substâncias correm sérios riscos à saúde (WHO, 2018). A presença desses agentes na água de abastecimento pode causar problemas respiratórios, danos renais, retardo no desenvolvimento físico e mental, fluorose, cianose, câncer de pele e de pulmão como mostra o Quadro 2.

Quadro 2 - Substâncias químicas que apresentam risco à saúde.

Substâncias	Efeitos potenciais	Principais fontes de contaminação
Arsênio	Danos de pele; problemas no sistema circulatório; aumento de risco de câncer de pele e pulmão.	Efluentes de refinaria de petróleo e indústrias de semicondutores; preservantes de madeira; herbicidas; aditivos de alimentação animal; erosão de depósitos naturais.
Chumbo	Retardo no desenvolvimento físico e mental de crianças; problemas de rins e elevação de pressão em adultos; interferência no metabolismo da vitamina D.	Corrosão de instalações hidráulicas prediais; erosão de depósitos naturais.
Fluoreto	Fluorose em crianças e osteoporose.	Erosão de depósitos naturais; introdução na água de abastecimento; efluentes de indústrias de fertilizantes e de alumínio.
Nitrato	Metahemoglobinemia (síndrome dos bebês azuis)	Escoamento superficial de áreas agrícolas; erosão de depósitos naturais; esgotos sanitários.

Fonte: OMS (2011), USEPA (2000,2001 apud BRASIL, 2006).

A presença de grandes concentrações de compostos químicos na água não ocorre apenas pelo despejo irregular de efluentes industriais, domésticos e agrícolas. Mesmo em mananciais preservados, podem-se encontrar níveis elevados de determinados compostos, sobretudo devido às características naturais do solo e subsolo. Já foram encontradas altas concentrações de fluoreto (35 mg/L) em águas subterrâneas, sendo que águas com mais de 1,5 mg/L oferecem riscos à saúde (BRASIL, 2017a; LIMA et al., 2017).

Um exemplo de agravamento à saúde pública relacionado com as características químicas naturais da água foi o aumento da prevalência de fluorose constatado no Rajastão (estado indiano). Este aumento foi atribuído ao mal planejamento de um programa governamental voltado para redução dos casos de Verme da Guiné (*Dracunculus medinensis*). Com o intuito de impedir o contato das pessoas com as larvas do verme, acabou-se com as captações superficiais locais que foram substituídas por poços escavados. Embora o objetivo inicial tenha sido alcançado, a população começou a ser acometida com fluorose, pois o subsolo da região é rico em flúor (CHOUBISA, 2018).

A gestão inadequada dos sistemas de abastecimento também pode deixar a população exposta ao consumo de água com agentes químicos em níveis prejudiciais à saúde como na *Crise Hídrica de Flint*. Com o intuito de economizar, os responsáveis pelo abastecimento de água da cidade norte americana de *Flint* decidiram substituir o manancial de abastecimento da cidade, porém não levaram em consideração que a água do novo manancial possuía

características corrosivas. Devido à corrosão progressiva da tubulação metálica da rede de distribuição, a população de *Flint* consumiu água com níveis de chumbo considerados prejudiciais à saúde entre os anos de 2014 e 2016, ano em que o governo reconheceu o problema (PIEPER et al., 2018).

Deficiências na rede de distribuição (conexão cruzada), também causaram um surto, associado a contaminação por nitrito, em Nova Jersey no ano de 1995. Seis pessoas apresentaram cianose aguda e foram diagnosticadas com metahemoglobinemia (CRAUN; CALDERON, 2001).

O próprio processo de tratamento da água com desinfetantes pode gerar subprodutos com potencial toxicidade. A cloração de águas contendo substâncias húmicas e brometos produz os trihalometanos que são possivelmente carcinogênicos aos humanos (classificação 2B da *International Agency for Research on Cancer*) (CAVALARI, 2008).

3.2 QUALIDADE DA ÁGUA

Aprende-se nas aulas de química que a molécula da água é formada por dois átomos de hidrogênio ligados a um de oxigênio (H_2O), porém a água quimicamente pura apenas é encontrada na natureza sob a forma de vapor. Logo após a condensação do vapor d'água, uma série de substâncias começa a se incorporar na água (sais, gases, íons, metais), devido à sua propriedade de solvente e à sua capacidade de transportar partículas. Assim, ao precipitar, escoar e infiltrar, a água vai alterando sua qualidade (HELLER; PÁDUA, 2016).

Os fenômenos naturais, as características geográficas e as atividades humanas que ocorrem na bacia hidrográfica interagem com a água e produzem uma determinada qualidade do manancial. Dessa forma a qualidade de um corpo d'água “é função das condições naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica” (VON SPERLING, 2018). Assim a água apresenta uma qualidade *existente*, determinada pelos fatores acima, e outra *desejável* que é função do tipo de uso que se pretende fazer para água.

Nas bacias preservadas o tipo de vegetação, a biodiversidade e a composição do solo têm grande influência na qualidade da água. Já nas bacias com presença do homem a sua qualidade será alterada por efluentes domésticos ou industriais que atuam de forma pontual e/ou por defensivos agrícolas e fertilizantes que atuam de maneira difusa.

A influência do uso do solo na qualidade da água tem sido comprovada por uma série de pesquisas: Bueno et al. (2005) verificaram que a concentração de oxigênio dissolvido (OD) é significativamente maior na água em área de mata nativa do que naquela presente em áreas onde predomina plantações de eucalipto, já em relação a concentração de matéria

orgânica esta relação é inversa; Menezes et al. (2014) constataram uma correlação positiva significativa ($r = 0,61$) entre nitrato e a porcentagem de área agrícola da bacia hidrográfica; Souza e Gastaldini (2014) encontraram forte correlação positiva entre sólidos suspensos e turbidez em bacias hidrográficas com características rurais e forte correlação positiva entre *E. coli*, DBO e amônia em bacia hidrográfica urbana e; Selvakumar e Borst (2006) verificaram que áreas com alta densidade residencial possuem maior carga de microrganismos indicadores na água de escoamento superficial do que nas áreas com menor densidade.

A qualidade das águas superficiais (rios, lagos, lagoas) é muito influenciada pelas impurezas trazidas pela precipitação e escoamento sobre os solos, por isso possuem uma carga maior de material particulado e microrganismos. Já a água dos lençóis freáticos possui carga bem menor destas impurezas, pois passa por um processo de filtração natural no subsolo, contudo durante a sua infiltração parte dos materiais do solo e rochas são dissolvidos. Assim as águas subterrâneas têm concentrações maiores de minerais quando comparadas às superficiais (DAVIS; MASTEN, 2016).

Existe uma grande complexidade nas variáveis que influenciam a qualidade da água (hidrodinâmicas, físicas, químicas, biológicas, climáticas e sociais), o que é responsável pela ampla variação existente entre rios, lagos e lençóis freáticos localizados em diferentes regiões e também pela variabilidade sazonal das características da água. É sabido, por exemplo, que as variações na intensidade pluviométrica tendem a alterar a qualidade da água, especialmente nos mananciais superficiais. Beaudeau et al. (2010) constataram que um excedente de 100 mm na precipitação anual aumenta em 30% o risco de contaminação da água de pequenos abastecimentos por material fecal. Rose et al. (2000 apud LIBÂNIO, 2010), analisando dados norte-americanos de 1948 a 1994, constaram associação significativa entre surtos de doenças de transmissão hídrica e pluviosidade.

A heterogeneidade, espacial e temporal, da qualidade da água ocorre até mesmo dentro de um único corpo hídrico. Konzen et al. (2015) analisaram dados de qualidade da água do rio dos Sinos, localizado em Porto Alegre - RS, entre 2000 e 2008, e notaram que a qualidade do ponto de coleta próximo à nascente sempre possuía qualidade muito superior do que os pontos a jusante, denotando variação espacial. Esta pesquisa também constatou variação temporal em um mesmo local, pois o ponto de coleta próximo a nascente apresentou concentrações de coliformes termotolerantes variando de 2 a 600 NMP/100mL, enquanto que no ponto localizado na área urbana, eles variaram de $9,8 \times 10^2$ a $1,7 \times 10^6$ NMP/100mL ao longo dos anos.

Devido a essa grande variabilidade na qualidade dos mananciais, devem ser feitos monitoramentos frequentes para caracterização da sua qualidade, sobretudo naqueles usados para abastecimento público. Para caracterizar a qualidade da água para consumo humano quatro categorias de atributos devem ser avaliadas segundo Davis e Masten (2016, p. 454–455):

1. As características *físicas* dizem respeito à qualidade para consumo doméstico e estão associadas à aparência, à cor, à turbidez, à temperatura e, sobretudo, ao sabor e ao odor da água.
2. As características *químicas* incluem a identificação de seus componentes e de suas concentrações.
3. As características *microbiológicas* são importantes no contexto da saúde pública, embora tenham papel relevante na alteração das propriedades químicas e físicas da água.
4. As características *radioativas* precisam ser consideradas em áreas onde existe o risco de a água entrar em contato com radionuclídeos.

Existe uma gama muito grande de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos que podem ser escolhidos para caracterização da qualidade da água. Abaixo são detalhados alguns dos parâmetros mais utilizados em estudos de qualidade da água e que foram monitorados nessa pesquisa.

3.2.1 Parâmetros físicos

Condutividade

A condutividade é a expressão numérica da capacidade que a água tem de conduzir a corrente elétrica, que por sua vez é diretamente proporcional a quantidade de íons dissolvidos, muitas vezes íons de ferro e manganês. Ela é uma forma indireta de medir o teor de salinidade. O valor máximo permitido (VMP) para potabilidade não foi estabelecido, mas valores acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sugerem ambiente impactado por efluentes domésticos ou industriais (CETESB, 2016).

Cor aparente

A cor aparente, que é medida em unidade Hazen (uH), pode ser formada pela dissolução de matéria orgânica como substâncias húmicas, taninos e também por metais como o ferro e o manganês além de resíduos industriais coloridos (FUNASA, 2004). Um valor alto de cor não necessariamente representa risco à saúde, mas gera desconfiança quanto a potabilidade da água. O VMP pela portaria atual de potabilidade é de 15uH (BRASIL, 2017).

Turbidez

A turbidez é uma medida do grau de interferência sobre a passagem da luz através da água, que indica a concentração de material fino em suspensão (argila, silte, plâncton e microrganismos), Ela é expressa por unidades nefelométricas de turbidez (UNT) ou, de forma genérica, por unidade de turbidez (uT). Como sua determinação é razoavelmente simples e rápida, é um dos parâmetros mais utilizados no monitoramento em estação de tratamento. A turbidez tende a aumentar nos meses chuvosos, devido ao maior transporte de sedimentos (LIBÂNIO, 2010). É importante destacar que a turbidez indica a presença de material particulado e esse material pode estar associado a microrganismos. Por isso uma avaliação microbiológica mais profunda deve ser realizada em águas muito turvas. Considera-se que águas com turbidez maior que 5uT tendem a ser rejeitadas pela população, sendo este o VMP do padrão organoléptico da legislação brasileira e valor recomendado pela OMS. Para águas que passam por processo de tratamento é exigido uma turbidez menor e, antes da desinfecção da água tratada, não pode ser maior que 1uT (BRASIL, 2017). Essa recomendação para a desinfecção é importante para evitar a formação de trihalometanos, melhorar a eficiência da desinfecção e indicar a remoção de oocistos de protozoários.

Temperatura

A temperatura é a expressão do grau de agitação das moléculas de uma amostra de água. A amplitude da sua variabilidade é importante no estabelecimento do grau de qualidade da água bruta e na definição dos procedimentos de tratamento da água. A temperatura é diretamente proporcional à velocidade das reações químicas, à solubilidade das substâncias, à taxa de corrosão das tubulações, ao crescimento microbiológico, à formação de subproduto da desinfecção e à concentração de OD (WHO, 2011). Não há um limite estabelecido para temperatura nos padrões de potabilidade brasileiro e da OMS, mas variações bruscas e/ou elevação podem indicar contaminação por efluentes.

3.2.2 Parâmetros químicos

Potencial Hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico, ou pH, é determinado pelo cologaritmo da concentração de íons de hidrogênio em uma amostra e indica se a água está com caráter ácido ou básico. Na temperatura de 25°C, valores menores que 7 indicam condições ácidas e maiores condições alcalinas. O pH altera a solubilidade de vários compostos químicos na água, assim interfere também na intensidade da cor e no potencial de toxicidade de uma série de elementos.

A origem natural do pH das águas pode estar associada à dissolução das rochas, à absorção de gases da atmosfera, à oxidação da matéria orgânica ou fotossíntese. Águas naturais superficiais apresentam pH variando de 6,0 a 8,5 (VON SPERLING, 2018). Valores elevados podem estar associados à proliferação de algas e valores baixos podem estar associados ao lançamento de efluentes industriais. A legislação de potabilidade brasileira recomenda que o pH esteja entre 6,0 e 9,5 e a OMS que esteja entre 6,5 e 8,0 (BRASIL, 2017a). Esses limites buscam evitar corrosão (pH ácido) ou incrustação (pH básico) nas redes de distribuição.

Oxigênio Dissolvido

O Oxigênio dissolvido (OD) é a concentração de oxigênio presente na água. Segundo Libânio (2010) é um parâmetro extremamente importante para qualificação de um ambiente aquático. A sua origem passa pela dissolução do oxigênio atmosférico e/ou pela atividade fotossintética de algas e plantas aquáticas. Ao nível do mar e à 20°C, a concentração de saturação de OD é de 9,2 mg/L (VON SPERLING, 2018). Os peixes de água doce necessitam de uma concentração disponível de cerca de 4,0 mg/L para sobreviver. Valores muito inferiores à saturação indicam consumo pela decomposição de matéria orgânica, provavelmente decorrente do lançamento de esgoto. Este é um parâmetro comumente utilizado na avaliação da qualidade da água bruta.

Demanda Bioquímica de Oxigênio

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é a quantidade de oxigênio (em mg/L) necessária para oxidar a matéria orgânica (decomposição microbiana aeróbia) para uma forma inorgânica estável (CETESB, 2016). É um parâmetro importante para determinar a qualidade da água bruta porque indica os níveis de despejo de material orgânico na água. Sua determinação é feita pela variação na concentração de OD na amostra de água após um período de 5 dias e a uma temperatura de incubação de 20°C (DBO_{5,20}). É um dos parâmetros utilizados no enquadramento de um corpo d'água.

Nitrogênio

O nitrogênio total é formado pelas diversas espécies químicas do nitrogênio que podem estar presentes na água, em função dos seus diferentes estados de oxidação. Ele é encontrado no ambiente aquático na forma de nitrogênio molecular (N₂), nitrogênio orgânico (biomassa), amônia, nitrito e nitrato. É um nutriente essencial ao crescimento de algas, cianobactérias e plantas aquáticas. Origina-se naturalmente nas águas devido a decomposição de

compostos orgânicos. Concentrações muito elevadas de nitrogênio sugerem que esteja ocorrendo despejo de efluentes domésticos, industriais ou de fertilizantes. Enquanto o nitrogênio orgânico e/ou o amoniacal denotam poluição recente, os íons nitrato e nitrito estão ligados a uma poluição que ocorreu mais remota no tempo (VON SPERLING, 2018). Este parâmetro é usado na determinação da qualidade da água bruta.

O nitrito é uma das formas oxidadas do nitrogênio (NO_2^-). Em condições aeróbias, é encontrado em concentrações pequenas, porque se transforma em nitrato rapidamente. O Ministério da Saúde estabelece VMP em água para consumo humano de 1mg nitrito/L, já a OMS de 3 mg/L (BRASIL, 2017; WHO, 2011).

O nitrato é outra forma oxidada do nitrogênio (NO_3^-), sendo um nutriente essencial às algas. Caso consumido na água, ele pode levar ao desenvolvimento da doença metahemoglobinemia, que dificulta o transporte do oxigênio na corrente sanguínea, podendo ser letal para recém-nascidos. No Brasil, possui VMP para potabilidade de 10 mg nitrato/L. A OMS recomenda concentração de no máximo 50 mg/L.

A amônia (NH_3) é uma forma reduzida em que se encontra o nitrogênio na água, e está presente em condições anaeróbicas. Em águas com pH elevado o íon amônio é convertido no gás amônia que é altamente nocivo a algumas espécies de peixes. A resolução 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), determina que efluentes com concentração de nitrogênio amoniacal total maior que 20 mg/L não podem ser lançados em um corpo hídrico. O padrão de potabilidade brasileiro estabelece 1,5 mg amônia/L como limite máximo na água distribuída, idêntico ao estabelecido pela OMS (BRASIL, 2017; WHO, 2011). A concentração de amônia também é importante para a classificação dos mananciais.

Fósforo

Devido a dissolução de compostos do solo e decomposição de matéria orgânica, as águas naturais possuem o fósforo em sua composição. Além da origem natural, a presença de fósforo na água pode ser amplificada pelo lançamento de despejos domésticos e industriais, fertilizantes e lixiviação de resíduos de criatórios de animais (CETESB, 2016). O fósforo é um parâmetro limitante do crescimento de algas em lagos e lagoas, logo, em altas concentrações, proporciona o seu crescimento exagerado. O fósforo total é o somatório dos ortofosfatos, polifosfatos e do fósforo orgânico presente na água. Por não possuir significado sanitário, não integra o padrão de potabilidade nacional e da OMS, porém é um parâmetro importante para o estabelecimento do grau de preservação da água bruta e de sua classificação. Também é importante no controle de eutrofização de corpos hídricos.

Fluoreto

Os fluoretos (F^-) são pouco comuns nos mananciais superficiais preservados, mas as fontes subterrâneas podem ter concentração elevadas, devido a características naturais do subsolo (CETESB, 2016). Segundo Libânio (2010), concentrações acima de 2 mg/L favorecem o aparecimento de fluorose (escurecimento dos dentes) e acima de 4,0 mg/L favorecem o surgimento de osteoesclerose. Tanto a OMS quanto o MS determinam que a água não tenha concentração de fluoreto maior que 1,5 mg/L para ser considerada potável.

Sólidos Dissolvidos Totais

Os sólidos dissolvidos totais (SDT) são os materiais que permanecem após secagem da água que foi previamente filtrada. Eles representam o peso total dos constituintes minerais de uma amostra de água. O aumento dos sólidos está associado ao aumento da cor e do sabor da água, por isso águas com concentrações elevadas tendem a ser rejeitadas pela população. O padrão organoléptico brasileiro estabelece a concentração de 1.000 mg/L como valor máximo (BRASIL, 2017a). A OMS recomenda que a concentração de sólidos dissolvidos não ultrapasse 600 mg/L (WHO, 2011). Este parâmetro também é utilizado na avaliação da qualidade da água bruta.

Cloreto e cloro residual livre

Os cloretos (Cl^-) estão presentes nas águas naturais devido a dissolução de minerais ou intrusão salina, e o homem pode aumentar suas concentrações através dos despejos domésticos e industriais. Eles causam alterações no gosto da água, especialmente, os cloretos de sódio, potássio e cálcio. Teores elevados causam problemas na etapa de coagulação do tratamento de água e podem ser prejudiciais a pessoas com enfermidades cardíacas ou renais (HELLER; PÁDUA, 2016). O VMP para águas naturais Classe 1 e águas para consumo humano é de 250mg/L (BRASIL, 2005, 2017).

Ao se aplicar cloro na água, ocorrem reações com substâncias orgânicas e inorgânicas em suspensão ou dissolvidas. Depois de terminada estas reações, a água apresenta teores de cloro residual nas formas de cloro residual livre (CRL) e cloro combinado. O CRL é formado pelo ácido hipocloroso e o íon hipoclorito que são os principais responsáveis pela oxidação da matéria orgânica (SOARES et al., 2016). A manutenção de residuais de cloro na rede de distribuição é importante para que haja ação antimicrobiana no caso de uma contaminação pós-tratamento. Além disso, o CRL é usado como indicador da segurança da água, pois uma

grande redução do CRL sugere contaminação ao longo da rede. Por isso o MS determina que seja mantido um mínimo 0,2 mg/L de CRL nos reservatórios e rede de distribuição (BRASIL, 2017a).

Sulfato

Os sulfatos (SO_4^{2-}) estão quase sempre presentes nas águas naturais, possuindo concentrações que variam de 2 a 80mg/L. Eles originam-se da deposição atmosférica, dos aerossóis do oceano e da lixívia de compostos de enxofre. Existem bactérias que conseguem transformar o sulfato em ácido sulfúrico, contribuindo para maior corrosividade da água. O sulfato também altera o sabor da água e possui poder laxativo em grandes concentrações. O VMP desse íon para águas naturais Classe 1 e águas para consumo humano é de 250mg/L (BRASIL, 2005; 2017).

3.2.3 Parâmetros microbiológicos

Coliformes totais

Os CT representam conjunto de espécies de bactérias definidas como bacilos gram negativos, aeróbios ou facultativos que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído a 35°C em 24-48 horas. Eles possuem a enzima β -galactosidase e são oxidase negativos. A maioria das bactérias do grupo coliforme pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, embora vários outros gêneros e espécies pertençam a este grupo (FUNASA, 2014). Tanto bactérias encontradas em solos, águas e plantas de ambientes preservados, quanto as de origem fecal formam este indicador. Algumas espécies, como *Serratia fonticola* e *Rahnella aquatilis*, raramente são encontradas em material fecal, porém são capazes de se multiplicar em águas tratadas (FUNASA, 2014). Dificilmente águas superficiais não estarão com CT, mesmo que não haja perturbação humana, Bukley et al (1998) encontraram concentração de CT de aproximadamente 2.000 NMP/100mL em rio de unidade de conservação florestal na Austrália.

Os CT estão sujeitos ao “recrescimento”, que é o aumento do número de bactérias após o tratamento da água, por isso o seu monitoramento é uma forma de avaliar a eficiência do processo de tratamento e a integridade do sistema de distribuição. Tubulações, válvulas ou reservatórios danificados são fontes potenciais de coliformes, que podem se aderir a biofilmes na rede de distribuição (USEPA, 2002).

Não há VMP estabelecido pelo MS na água para consumo humano, mas na saída do tratamento deve haver ausência em 100mL e na rede de distribuição não pode estar presente em mais de 5% das amostras analisadas (BRASIL, 2017).

Escherichia Coli

A *E. coli* é a principal bactéria do subgrupo dos coliformes termotolerantes, sendo considerada de origem exclusivamente fecal. Ela é capaz de fermentar a lactose e o manitol, com produção de ácido e gás à 44,5°C em 24 horas e é capaz de produzir a enzima β -glucuronidase.

Ela está presente na flora intestinal humana e de outros animais de “sangue quente” (endotérmicos). É encontrada nas fezes dos mamíferos e aves em grandes quantidades (10^9 por grama de fezes) (MAIER et al., 2002 apud PERES, 2011). Devido sua gama de hospedeiros e capacidade de vida livre (ISHII; SADOWSKY, 2008) e, conseqüentemente alta variabilidade genética e fenotípica, possui várias linhagens com características díspares.

Em geral, a *E. coli* possui uma relação harmônica com o ser humano, podendo trazer benefícios nutricionais, mas esporadicamente é deletéria, acarretando em infecções graves (PINTO et al., 2011). A maioria das cepas não é patogênica e possui dose infecciosa relativamente alta (10^6 a 10^{10}), mas as cepas patogênicas causam graves enfermidades. A *E. coli* 0157:H7, o sorotipo patogênico em humanos mais conhecido, possui dose infectante de 10^3 bactérias vivas em adultos e de 10 bactérias vivas em crianças, causa diarreia sanguinolenta e pode ser letal (FEWTRELL, 2013; MITTELSTAEDT; CARVALHO, 2006; O’CONNOR, 2002). Acredita-se que os humanos sejam o principal reservatório das cepas patogênicas.

A *E. coli* possui tempo de sobrevivência na água potável entre quatro e doze semanas (EDBERG et al., 2000). Na água com altas concentrações de *E. coli*, provavelmente, também haverá uma série de outros microrganismos patogênicos, sejam bactérias, vírus ou protozoários. Mas a ausência de *E. coli* não implica ausência de patógenos. Sorlini et al. (2013) encontraram *Enterococcus* spp. e *Salmonella* spp. em águas com ausência de *E. coli*.

Em que pese suas limitações, é considerado o indicador mais adequado para verificação de contaminação proveniente de esgoto doméstico, não sendo tolerada sua presença na água de consumo humano (BRASIL, 2006b; CETESB, 2017; EDBERG et al., 2000; WHO, 2018).

A interpretação da origem e impacto à saúde que a presença de *E. coli* na água pode causar, depende, entre outros fatores, do grau de poluição do corpo d’água (VON SPERLING, 2018). Em um manancial preservado a presença de *E. coli* não garante que a

contaminação fecal seja de origem humana, como indicam Buckley et al. (1998) que encontram *E. coli* em reserva de conservação de floresta subtropical na Austrália. Contudo em manancial poluído é elevada a possibilidade de ser, como indica o Quadro 3. Nota-se que uma grande proporção de *E. coli*/CT é indicador de que ocorre poluição por esgotos doméstico (VON SPERLING, 2018).

Quadro 3 - Aplicabilidade de organismos indicadores.

Item	Amostra	Coliformes totais	E. coli
Garantia de a contaminação ser de origem fecal	Corpos d'água razoavelmente limpos	Baixa	Total ¹
	Corpos d'água poluídos por efluentes domésticos	Razoável	Total ¹
Garantia de a contaminação ser exclusivamente humana	Corpos d'água razoavelmente limpos	Nenhuma	Nenhuma
	Corpos d'água poluídos por efluentes domésticos	Razoável	Elevada
Proporção de E. coli na contagem total de coliformes	Corpos d'água razoavelmente limpos	Variável	-
	Corpos d'água poluídos por efluentes domésticos	Razoável a elevada	-
	Efluentes domésticos	Bastante elevada	-

Fonte: Von Sperling (2018).

Nota: ¹ Ishii e Sadowsky (2008) relatam a existência de linhagens *E. coli* “naturalizadas”, que sobrevivem longo período de tempo no ambiente e tem potencial de se replicar na água, em algas e em solos. Assim a garantia da origem fecal não seria “total”.

Atualmente já existe possibilidade tecnológica de rastrear a fonte geradora da *E. coli*, de forma a saber se a contaminação fecal é de origem humana ou animal e o potencial de impacto na saúde pública. Contudo são testes bioquímicos sofisticados que ainda não são viáveis em análises rotineiras (ISHII; SADOWSKY, 2008; VON SPERLING, 2018).

3.2.4 Avaliação da qualidade da água bruta

Uma das formas mais utilizadas de avaliar a qualidade da água bruta, tanto em um único momento, como na tendência de evolução ao longo do tempo, é a utilização de índices. No Brasil, o Índice de Qualidade das Águas (IQA) é o mais utilizado. Suas variáveis refletem, sobretudo, o grau de contaminação originada por esgotos domésticos (CETESB, 2017). A semelhança do Índice de Desenvolvimento Humano e do Índice de Gini, o IQA é uma forma de expressar em um único valor o significado de dados de naturezas distintas, sendo muito útil para disseminação da informação para o público geral.

O IQA foi elaborado inicialmente pela Fundação Sanitária Nacional (*National Sanitation Foundation*) dos EUA em 1970 e foi adaptado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) em 1975 que substituiu o parâmetro nitrato por nitrogênio total. Este índice busca estabelecer a qualidade da água bruta destinada ao abastecimento humano (HELLER; PÁDUA, 2016).

O IQA foi construído através da metodologia Delphi¹. Sua elaboração ocorreu a partir da aplicação de 3 rodadas de questionários a 142 profissionais norte-americanos da área de qualidade da água. Destes, somente 70 responderam a todas as rodadas. Os especialistas, além de opinarem sobre quais parâmetros deveriam ser incluídos no índice, indicaram seus respectivos pesos. Chegou-se ao consenso de que nove parâmetros deveriam compor o índice, sendo o OD o parâmetro de maior peso (17% do valor final), seguido pelos coliformes termotolerantes (15%) e pH (12%) (BROWN et al., 1970; LIBÂNIO, 2010).

Após o estabelecimento dos parâmetros e pesos, na terceira rodada os entrevistados desenvolveram curvas que representavam as variações na qualidade da água gerada pelas medidas das concentrações de cada parâmetro em campo. No eixo vertical ficaram os valores do nível de qualidade, que variava de 0 a 100, e no horizontal, as medidas de cada parâmetro. As nove curvas usadas no cálculo do IQA, detalhadas no Gráfico 3, foram definidas pelas curvas médias dos especialistas.

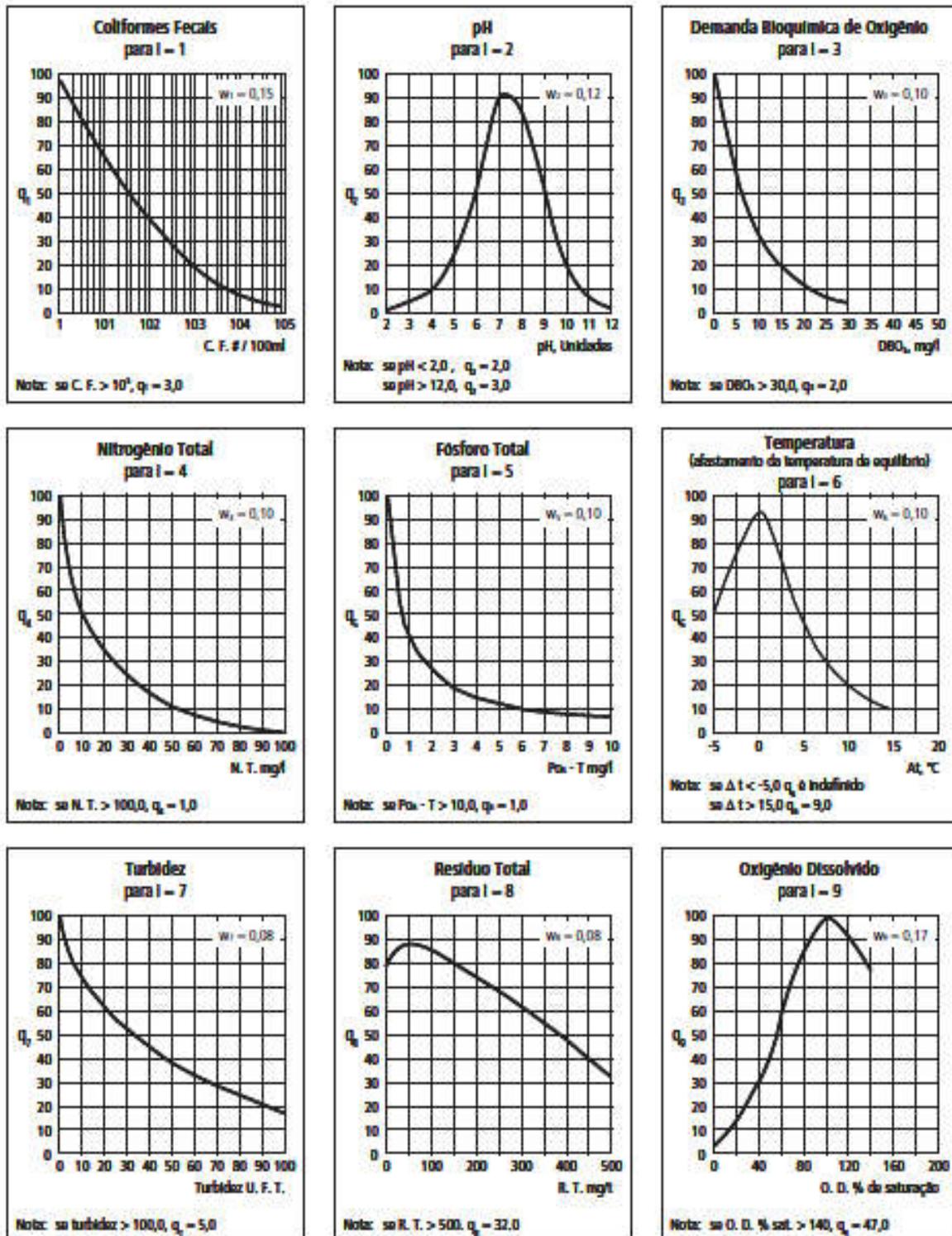
O IQA é calculado pelo produto ponderado do valor retirado da “curva média de variação de qualidade” (q) dos seguintes parâmetros de caracterização das águas: OD (percentual de saturação), DBO, coliformes termotolerantes, temperatura (afastamento da temperatura de equilíbrio), pH, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e sólidos totais (CETESB, 2017). A Equação 1 detalha como é realizado o cálculo do IQA.

Mesmo que um determinado parâmetro obtenha a nota de qualidade máxima, terá sua influência no cálculo do IQA limitada pela ponderação realizada através do seu expoente ‘ w_i ’ que determinará o fator ‘ $q_i^{w_i}$ ’ máximo possível para o parâmetro conforme detalha a Tabela 1. Assim as variações com maior impacto no cálculo do IQA são as dos parâmetros coliformes termotolerantes e OD, pois possuem pesos consideravelmente maiores que os demais.

A partir do cálculo efetuado, pode-se classificar a qualidade das águas brutas em “excelente”, “boa”, “média”, “ruim” e “muito ruim” segundo os critérios da Tabela 2.

¹ Técnica de pesquisa de opinião, desenvolvida pela *Rand Corporation*, que consiste na aplicação de questionários a um grupo de especialistas, objetivando definir pontos consensuais sobre diversos temas, seguindo quatro pressupostos: anonimato; interação; *feedback* e representação estatística dos resultados.

Gráfico 3 - Gráficos das curvas médias de variação da qualidade utilizadas na determinação IQA.



Fonte: CETESB (2014).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

q_i: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

w_i: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que o somatório de w_i é igual a 1;

n: número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

Tabela 1 - Pesos e fatores máximos possíveis dos parâmetros no cálculo do IQA.

Parâmetro	Peso (w _i)	Fator q _i ^{w_i} máximo possível
<i>Coliformes termotolerantes</i>	0,15	2,00
<i>pH</i>	0,12	1,74
<i>DBO</i>	0,10	1,58
<i>Nitrogênio total</i>	0,10	1,58
<i>Fósforo total</i>	0,10	1,58
<i>Temperatura</i>	0,10	1,58
<i>Turbidez</i>	0,08	1,45
<i>SDT</i>	0,08	1,45
<i>OD</i>	0,17	2,19

O uso do IQA apresenta algumas desvantagens, sendo a principal a perda das informações das variáveis individuais. Também ocorre de alguns parâmetros fornecerem informações semelhantes, como é o caso de OD/DBO, turbidez/sólidos totais e coliformes/DBO. Portanto a nota deste índice não substitui a análise individual dos parâmetros de qualidade das águas de determinado manancial de abastecimento.

Tendo em vista aspectos da qualidade da água que não são levados em consideração no IQA, outros índices foram formulados. O processo de eutrofização e a poluição dos mananciais de abastecimento por substâncias tóxicas são melhores avaliados pelo Índice de Estado Trófico e o Índice de Toxicidade, respectivamente.

Tabela 2 - Categorização da água conforme o IQA.

Categoria	Ponderação	Significado
Excelente	$90 < IQA \leq 100$	Águas apropriadas para o tratamento convencional visando abastecimento público
Boa	$70 < IQA \leq 90$	
Média	$50 < IQA \leq 70$	
Ruim	$25 < IQA \leq 50$	Águas impróprias para tratamento convencional visando abastecimento público, necessitando tratamentos avançados
Muito ruim	$IQA \leq 25$	

Fonte: INEA (2018).

O Índice de Estado Trófico busca discriminar os ambientes aquáticos em graus de trofia, sendo um indicador da sobrecarga de nutrientes na água que estão relacionados ao crescimento excessivo de algas e cianobactérias. Esse índice é composto pela concentração de fósforo total, pela concentração de clorofila *a* e pela transparência, sendo importante para detecção do processo de eutrofização de um ecossistema aquático (ARAÚJO; MENDONÇA; REIS, 2018).

O Índice de Toxicidade é utilizado em situações de provável presença de substâncias tóxicas, sendo de natureza binária. Quando é encontrado na água poluentes acima do limite máximo admissível seu valor será zero, caso contrário será um. O valor determinado é multiplicado pelo IQA, que será assim anulado ou confirmado. Em outras palavras, o IQA será importante para avaliar águas sem toxicidade, já águas com níveis de toxicidade alta levam o valor a zero, mostrando ser uma água “muito ruim”.

O CONAMA publicou, em 2005, a Resolução nº357 (CONAMA 357), que é referência obrigatória para classificação da qualidade da água dos mananciais brasileiros (BRASIL, 2005). Esta resolução, a partir da determinação de dezenas de parâmetros físicos, químicos e biológicos, estabelece limites para enquadramento dos mananciais, sejam de água salgada, salobra ou doce, em Classes de Qualidade (Classe Especial, 1, 2, 3 e 4). A partir da classificação é definido que tipo de uso pode ser dado ao manancial, como mostrado no Quadro 4.

Ressalta-se que, embora apenas a Classe 4 não possa ser utilizada para fins de abastecimento humano, a resolução determina tratamento específico para as outras Classes de água doce antes de serem distribuídas à população. A Classe Especial deve passar por desinfecção, a Classe 1 por tratamento simplificado (filtração e desinfecção), a Classe 2 por tratamento convencional (Coagulação, floculação, filtração e desinfecção) e a Classe 3 por tratamento convencional ou avançado (membrana).

Quadro 4 - Alguns dos usos de água doce em função de suas classes de qualidade conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005.

Destinação	Classificação
Abastecimento para consumo humano	Classe Especial (com desinfecção); Classe 1 (tratamento simplificado); Classe 2 (tratamento convencional) e Classe 3 (tratamento convencional ou avançado)
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	Classe Especial; Classe 1 e Classe 2
Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral	Classe Especial
Recreação de contato primário*	Classe 1 e Classe 2
Irrigação de hortaliças consumidas cruas e de frutas crescendo rentes ao chão e ingeridas cruas sem remoção de película	Classe 1
Navegação e harmonia paisagística	Classe 4

Nota: *Conforme Resolução CONAMA nº 274/2000.

Entre os parâmetros avaliados nesta pesquisa, treze são preconizados na CONAMA 357 e encontram-se detalhados na Tabela 3, juntamente com os VMP para cada classe.

Tabela 3 - Avaliação dos parâmetros segundo VMP das Classes de Qualidade da CONAMA 357.

Parâmetro	VMP (mg/L)			
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
<i>Cloreto</i>	250	250	250	-
<i>DBO</i>	3	5	10	-
<i>Fluoreto</i>	1,4	1,4	1,4	-
<i>Nitrato</i> ¹	10	10	10	-
<i>Nitrato</i> ¹	1,0	1,0	1,0	-
<i>SDT</i>	500	500	500	-
<i>Sulfato</i>	250	250	250	-
<i>Turbidez</i> ²	40	100	100	-
<i>Fósforo Total</i> ³	0,025	0,03	0,075	-
<i>OD</i>	≥6	≥5	≥4	≥2
<i>pH</i> ⁴	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
<i>E. coli</i> ⁵	800 ⁶	800 ⁶	-	-

Notas: ¹como nitrogênio; ²valores em uT; ³ambientes intermediários; ⁴sem unidade; ⁵em substituição a coliformes termotolerante; ⁶para recreação de contato primário, valores em NMP/100mL.

3.2.5 Avaliação da qualidade da água para consumo humano

Levando em consideração os riscos sanitários da distribuição inadequada da água para a população e a crescente poluição dos mananciais brasileiros, o MS estabelece condições mínimas de qualidade da água, gestão e vigilância da água que é distribuída para a sociedade. Essas exigências constam em uma portaria de potabilidade que atualmente é o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 (PRT C5), sendo a referência principal para avaliação das águas tratadas no Brasil. Deve-se levar em consideração que esta portaria

é consequência da evolução das normas brasileiras de potabilidade que está ocorrendo a mais de 40 anos.

3.2.5.1 Evolução das portarias de potabilidade

Em que se pese a importância da água de boa qualidade para a saúde das pessoas, apenas no final da década de 1970, com a edição do Decreto Federal nº 79.367 de 9/3/1977, que o governo federal atribuiu competência para o MS em desenvolver regulamentação sobre o padrão de potabilidade. Logo ao adquirir essa competência, o MS publicou a Portaria nº 56 de 14/03/1977, que disciplinava o padrão de potabilidade em todo o Brasil. Nesta primeira norma o padrão de potabilidade contemplava aspectos microbiológicos, físicos, químicos e organolépticos que possuíam tanto VMP e Valores Máximos Desejáveis (BEZERRA; DUTRA, 2011).

Após treze anos de vigência, em 1990, essa norma foi revisada com base nos guias da OMS, sendo publicada a Portaria nº 36 que “aprova normas e o padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano”. Esta portaria trazia uma série de definições, como a de água potável que seria “aquela com qualidade adequada ao consumo humano”. Também definia que “Serviço de Abastecimento Público de Água” seria o conjunto de atividades, instalações e equipamentos destinados a fornecer água potável a uma comunidade e o “Sistema de Abastecimento Público de Água” seria a parte física do serviço (BRASIL, 1990). A portaria atual define apenas sistema.

Entre as recomendações da Portaria nº 36, constava que o pH da água deveria estar entre 6,5 e 8, diferentemente da portaria atual que recomenda um intervalo maior, de 6 a 9,5. A cor aparente também teve seu VMP aumentado entre as portarias, de 5uH para 15uH. Nota-se também que a referência para o padrão microbiológico eram os coliformes fecais, que deveriam estar ausentes em uma amostra de 100mL. Esse padrão foi alterado na portaria subsequente para “*E. coli* ou coliformes termotolerantes” e na portaria atual exige-se a avaliação exclusiva da *E. coli* que tem maior correlação com a matéria fecal que os coliformes termotolerantes. Destaca-se também, que foi a partir Portaria nº 36, que se estabeleceu a concentração mínima de 0,2 mg/L de CRL na rede de distribuição. Essa exigência permanece até hoje, contudo a portaria vigente também estabelece um máximo 2 mg/L.

No que diz respeito a vigilância, a Portaria nº 36 definia que a responsabilidade da “Vigilância da Qualidade de Água de Abastecimento Público” seria estadual, sem fazer menção aos municípios. As portarias subsequentes designaram os municípios como os entes

responsáveis pela execução da vigilância da qualidade da água e os estados responsáveis pelo suporte às ações de vigilância realizadas pelas cidades.

O processo de revisão da Portaria nº 36 destacou-se pela grande participação dos entes federativos, sociedade civil, academia e empresariado (BASTOS, 2018), dando origem a Portaria MS nº 1.469, publicada no ano 2000, que, além de estabelecer o padrão de potabilidade, definiu a responsabilidade sobre o controle e a vigilância da qualidade da água. A definição de água potável difere da portaria anterior, sendo “água para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde” (BRASIL, 2000a, Art. 4), as portarias posteriores seguiriam definição semelhante.

Nesta portaria o padrão de potabilidade foi alterado significativamente, tanto na ampliação dos parâmetros avaliados, quanto no seu escopo. Um exemplo foi a alteração no padrão microbiológico, que começou avaliar a turbidez da água filtrada para monitoramento de protozoários e bactérias. Além disso, a Avaliação Quantitativa de Risco (AQR) tornou-se a base para os VMP das normas brasileiras (BASTOS, 2018). Outra novidade foi a ampliação das exigências referentes às formas de fornecimentos de água de porte comunitário e que não eram geridas pelo poder público, através da criação das categorias “sistema” e “solução alternativa” de abastecimento de água.

Segundo Bastos (2018), o processo de elaboração da Portaria MS nº 1.469 teve como norte a ideia de que não se deveria apenas estabelecer limites para a contaminação da água a fim de assegurar proteção à saúde, mas também proteger os mananciais, selecionar a melhor forma de tratamento e gerir a distribuição da água. A partir desta portaria, a legislação de potabilidade, além de exigir o controle laboratorial da qualidade da água, passou a estabelecer a necessidade da gestão de risco nos sistemas e soluções de abastecimento com vistas a prevenir as alterações negativas na qualidade da água.

Em 2004, a Portaria MS nº 1.469 se transformou em Portaria MS nº 518, contudo sem alterações significativas no conteúdo. Na revisão da Portaria MS nº 518, no ano de 2011, foi ampliada ainda mais a participação social. O processo foi iniciado e finalizado com consulta pública pela internet. Após toda a discussão, apreciação por grupos de trabalho e aprovação dos conselhos do Sistema Único de Saúde (SUS), foi publicada a Portaria MS 2.914 no final de 2011 que manteve o mesmo enfoque da portaria anterior e atualizou alguns pontos referentes à vigilância da qualidade da água, ao padrão de potabilidade e nos planos de amostragem.

Em 2017, o MS reorganizou suas normas juntando-as por temas em portarias de consolidação, de forma que a Portaria MS 2.914 foi inserida no Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, que agrega as normas sobre as ações e os serviços de saúde do SUS.

Alterações consideráveis aconteceram nos parâmetros avaliados desde a edição da Portaria nº 56, na década de 1970, até a portaria mais recente. Na primeira portaria eram considerados 36 parâmetros para avaliação e na PRT C5 constam 103, um aumento de quase 300%. Nota-se também que na Portaria nº 36/1990 os parâmetros organolépticos eram 12 e na PRT C5 constam 20, sendo acrescentados os parâmetros amônia, etilbenzeno, monoclorobenzeno, sódio, sulfeto de hidrogênio, tolueno e xileno. O Quadro 5 detalha os parâmetros do padrão organoléptico atual e seus efeitos.

Quadro 5 - Parâmetros do padrão organoléptico de potabilidade da PRT C5 de 2017 e seus efeitos.

Parâmetro	Efeito
Alumínio	Depósito de hidróxido de alumínio na rede de distribuição e acentuação da cor devido ao ferro
Amônia (como NH ₃)*	Odor acentuado em pH elevado
Cloreto	Gosto
Cor aparente	Aspecto estético
Dureza	Gosto, incrustações, comprometimento da formação de espuma com sabão
Etilbenzeno*	Odor -limite 100 vezes inferior ao critério de saúde
Ferro	Aspecto estético – turbidez e cor
Gosto	Gostos são desfavoráveis ao consumo
Manganês	Aspecto estético – turbidez e cor
Monoclorobenzeno*	Gosto e odor – limite inferior ao critério de saúde
Odor	Odores são desfavoráveis ao consumo
Sódio	Gosto
SDT	Gosto e incrustações
Sulfato	Gosto, limite referente ao sulfato de sódio
Sulfeto de Hidrogênio*	Gosto e odor
Surfactantes	Gosto, odor e formação de espuma
Tolueno*	Odor, limite inferior ao critério de saúde
Turbidez	Aspecto estético, indicação de integridade do sistema
Zinco	Gosto
Xileno*	Gosto e odor – limite inferior ao critério de saúde

Fonte: Heller e Pádua (2016).

Nota: *Não constava na Portaria nº36 de 1990.

Casos de destaque das modificações históricas nas portarias de potabilidade são os parâmetros arsênio, microcistina e os trihalometanos. O VMP do arsênio era 0,1 mg/L na Portaria nº 56 e diminuiu para 0,01mg/L a partir de Portaria nº 518. A maior restrição a este parâmetro teve relação com o adoecimento de milhões de pessoas em Bangladesh que consumiram água com concentrações elevadas por longo tempo. As microcistinas só foram

incorporadas no padrão de potabilidade brasileiro no ano 2000, devido à contaminação da água de uma clínica de hemodiálise que levou a óbito dezenas de pacientes (CÂMARA, 2011) e atualmente seu VMP é de 1µg/L. Já os trihalometanos só foram incorporadas no padrão de potabilidade brasileiro em 1990, embora a partir de 1974 já se tinha indícios dos prejuízos à saúde causados pelo consumo de água com excesso destes subprodutos do tratamento (HELLER; PÁDUA, 2016), a PRT C5 estipula 0,1mg/L de valor máximo.

Quanto às soluções alternativas de abastecimento, essa categoria ainda não era definida na Portaria nº 36/1990, que apenas fazia referência “a água não canalizada usada comunitariamente e sem tratamento (poços, fontes, nascentes e etc.)” e não contemplava situações de abastecimento similares, mas com canalizações. Já a Portaria nº 1.469/2000 criou essa categoria:

“solução alternativa de abastecimento de água para consumo humano - toda modalidade abastecimento coletivo de água distinta do sistema de abastecimento de água, incluindo, entre outras, fonte, poço comunitário, distribuição por veículo transportador, instalações condominiais horizontal e vertical”. (BRASIL, 2000a, Art. 4, inciso III, grifo nosso).

Esta definição foi importante porque contempla as inúmeras situações de abastecimento existentes no Brasil que tem natureza claramente diversa dos SAA.

A PRT C5 manteve a diferenciação, mas fez alterações na categoria *solução alternativa*, diferenciando em individual e coletiva. A PRT C5 define *solução alternativa coletiva* como: “modalidade de abastecimento coletivo destinada a fornecer água potável, com captação subterrânea ou superficial, com ou sem canalização e sem rede de distribuição”. (BRASIL, 2017, Art. 5, inciso VII, grifo nosso).

Entende-se que houve um equívoco na atual definição, pois existem pequenas soluções de abastecimento, que não são geridas por instituições de tratamento de água (comunitárias, condominiais, empresariais, de instituições públicas e etc.) que possuem “micro” redes de distribuição e acabam ficando em um “limbo” de classificação, porque claramente tem natureza distinta dos *sistemas de abastecimento*, que mesmo em cidades pequenas são bem mais complexos e estruturados. Um exemplo é a solução de abastecimento do CADIM, que será detalhada em item posterior.

Ressalta-se que desde a Portaria nº 36 é previsto que, no máximo, a cada 5 anos o MS deveria atualizar a portaria de potabilidade, contudo esse prazo nunca foi cumprido. As portarias anteriores levaram cerca de dez anos para serem atualizadas e a atual encontra-se em processo de revisão.

Visando um melhor gerenciamento de riscos nas formas de abastecimento de água, os grupos de trabalho propuseram modificações para a nova norma de potabilidade. Entre elas estão: a inclusão da execução de inspeções sanitárias nos SAA e SALT entre as competências dos municípios e a recomendação de que os prestadores de serviço elaborem PSA segundo a metodologia da Organização Mundial da Saúde.

3.2.5.2 Padrão de potabilidade do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 de 2017

O padrão brasileiro de potabilidade é composto por: *padrão microbiológico*; *padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção*; *padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam riscos à saúde* (inorgânicas, orgânicas, agrotóxicos, desinfetantes e produtos secundários da desinfecção); *padrão de cianotoxinas*; *padrão organoléptico de potabilidade* e *padrão de radioatividade*. O Quadro 6 detalha os parâmetros que são avaliados em cada padrão.

O padrão organoléptico diferencia-se dos demais, porque seus VMP têm como base os estímulos sensoriais que afetam a aceitação da água e não riscos diretos à saúde.

O padrão microbiológico é formado pelos parâmetros *E. coli* e o grupo dos CT. Sendo que em “água para consumo humano”, aqui contemplando as águas que são distribuídas sem tratamento (poço, nascente e etc.), apenas a *E. coli* é a referência para potabilidade. O uso de CT seria inadequado, pois estes microrganismos não guardam correlação obrigatória com material fecal.

A avaliação de CT deve ser feita apenas nos reservatórios e redes de distribuição, pois sua detecção é um sinal de possíveis danos nestes setores do sistema/solução de abastecimento que podem gerar, por exemplo, vazamentos. A detecção de CT em grandes concentrações nos sistemas de distribuição indica a necessidade de medidas preventivas.

Embora não estejam diretamente no *padrão microbiológicos*, a PRT C5 também indica a necessidade de monitoramento das bactérias heterotróficas, protozoários e vírus entéricos. No art. 27 do Anexo XX é determinado que em 20% das análises mensais de CT, também se realize a contagem de bactérias heterotróficas com fins de avaliar a integridade do sistema de distribuição, de forma que, caso sejam medidas alterações bruscas neste parâmetro, deve-se iniciar investigação de possíveis vulnerabilidades na infraestrutura de distribuição de água. Não existe um VMP, apenas a recomendação de não se ultrapassar o limite de 500 UFC/mL.

Quadro 6 - Padrões potabilidade e parâmetros do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5.

Padrão de potabilidade	Parâmetros que os constituem
Microbiológico	<i>E. coli</i> , CT, bactérias heterotróficas
Turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção	Turbidez
Substâncias químicas que representam riscos à saúde	<p>Inorgânicas: antimônio, arsênio, bário, cádmio, cianeto, chumbo, cobre, cromo, fluoreto, mercúrio, níquel, nitrato, nitrito, selênio e urânio.</p> <p>Orgânicas: acrilamida, benzeno, benzo[a]pireno, cloreto de vinila, 1,2 dicloroetano, 1-1 dicloroetano, 1,2 dicloroetano (cis+trans), diclorometano, di(2-eti-hexil) ftalato, estireno, Pentaclorofenol, tetracloroeto de carbono, tetracloroetano, triclorobenzenos, tricloroetano.</p> <p>Agrotóxicos: 2,4 D+2,4,5T, Alaclor, Aldicarbe + Aldicarbe-sulfona+Aldicarbesulfóxido, Aldrin+Dieldrin, Atrazina, Car-bendazim+Benomil, Carbofurano, Clordano, Clorpirifós+Clorpirifós-Oxon, DDT+DDD+DDE, Diuron, Endosulfan (alfa, beta e sais), Endrin, Glifosato + AMPA, Lindano (gama HCH), Mancozebe, Metamidofós, Metocloro, Molinato, Parationa Metílica, Pendimentalina, Permetrina, Profenofós, Simazina, Tebuconazol, Terbufós, Trifluralina.</p> <p>Desinfetantes e produtos secundários da desinfecção: ácidos halocéticos total, 2,4,6 triclorofenol, bromato, cloraminas total, clorito, cloro residual livre, trihalometanos.</p>
Cianotoxinas	Microsistinas e saxitoxinas
Organoléptico	Alumínio, amônia, cloreto, cor aparente, dureza, etilbenzeno, ferro, gosto, manganês, monoclorobenzeno, odor, sódio, SDT, sulfato, sulfeto de hidrogênio, surfactantes, tolueno, turbidez, zinco e xileno
Radioatividade	Rádio-226 e rádio-228

Além do monitoramento da água distribuída, os operadores dos sistemas/soluções de abastecimento que façam captação superficial, devem coletar mensalmente amostras de água bruta no ponto de captação para análise de *E. coli*. Sendo que, quando a média geométrica anual da *E. coli* for maior que 1.000 org./100mL, deve-se iniciar o monitoramento de cistos de *Giardia spp.* e oocistos de *Cryptosporidium spp.* no ponto de captação.

O monitoramento de vírus entérico, nos pontos de captação de água provenientes de mananciais superficiais de abastecimento, não é obrigatório e nem há um VMP estabelecido para estes microrganismos, mas é recomendada sua inclusão na rotina de análises com o intuito de subsidiar pesquisas de avaliação de risco microbiológico.

Embora seja separado do *padrão microbiológico*, o *padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção* também é exigido por motivo de garantia da qualidade microbiológica. Essa relação está fundamentada no fato de a remoção de protozoários ocorrer, sobretudo, por filtração e que partículas em suspensão dificultam a ação dos desinfetantes, tornando-os menos efetivos para a desinfecção dos microrganismos. Desta forma quanto mais baixa a turbidez, mais alta a remoção de oocistos de protozoários e mais eficiente a desinfecção. Para segurança microbiológica da água é de suma importância o atendimento também deste padrão, porque surtos de protozooses têm ocorrido mesmo em águas tratadas com ausência dos bioindicadores tradicionais (LIBÂNIO, 2010). Segundo Libânio (2010) até em mananciais preservados têm sido detectados oocistos de *Cryptosporidium* spp. associados a períodos chuvosos em que, provavelmente, ocorre o arraste das fezes de animais.

Dentre os parâmetros preconizados na portaria, esta pesquisa monitorou *E. coli*, CT, turbidez, cor aparente, pH, nitrato, nitrito, amônia, fluoreto, SDT, CRL, sulfato e cloreto. Na Tabela 4, onde constam os seus respectivos VMP, observa-se que a turbidez possui dois VMP, sendo o do *padrão organoléptico* (5uT) menos restritivo que o do *padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção* (1uT). Nota-se também que o intervalo do pH é uma recomendação, assentada na preocupação com a corrosão/incrustação nas redes de distribuição, pois o consumo de água fora dos limites estipulados não causa danos diretos ao organismo humano.

É importante ressaltar que é mandatório que a água distribuída à população sofra tratamento, mesmo que nas condições naturais o manancial possua qualidade que atenda aos VMP da portaria de potabilidade. O art. 24 determina que a água de mananciais subterrâneos passe, no mínimo, por processo de desinfecção e que a dos mananciais superficiais, além de desinfecção, seja adicionalmente filtrada.

Tabela 4 - VMP para os parâmetros pesquisados.

Parâmetro	Padrão	VMP
<i>E. coli</i>	Microbiológico	Ausência em 100mL ¹
<i>Coliformes Totais</i>	Microbiológico	Ausência em 100mL ²
<i>Turbidez</i>	Turbidez para água pós filtração	1uT ³
	Organoléptico	5uT
<i>Cor Aparente</i>	Organoléptico	15uH
<i>SDT</i>	Organoléptico	1000 mg/L
<i>Amônia (como NH₃)</i>	Organoléptico	1,5 mg/L
<i>Nitrato</i>	Substâncias Químicas	10 mg/L
<i>Nitrito</i>	Substâncias Químicas	1 mg/L
<i>Fluoreto</i>	Substâncias Químicas	1,5 mg/L
<i>CRL</i>	Substâncias Químicas	2,0 mg/L ⁵
<i>Sulfato</i>	Substâncias Químicas	250 mg/L
<i>Cloreto</i>	Substâncias Químicas	250 mg/L
<i>pH</i>	-	6 a 9,5 ⁴

Notas: ¹Em água para consumo humano; ²Em abastecimentos para menos de 20.000 pessoas admite-se um resultado positivo no mês, para mais de 20.000 admite-se 5% no mês; ³Para Filtração lenta e águas subterrâneas, para filtração rápida o VMP é de 0,5uT; ⁴Esse intervalo é uma recomendação; ⁵O valor mínimo recomendado para CRL é de 0,2 mg/L.

3.2.5.3 Amostragem em solução alternativa coletivas de abastecimento de água

A PRT C5 estabelece também condições mínimas para os planos de amostragem que levam em consideração a população abastecida e também o tipo de abastecimento de água (SAA ou SALT). Para soluções alternativas são exigidos um menor número de amostras e de parâmetros em relação aos SAA. Para SALT tem-se a exigência de monitorar cor, turbidez, pH, *E. coli*, CT e CRL, devendo o CRL ser monitorado diariamente como indicado na Tabela 5.

Tabela 5 - Amostragem em solução alternativa coletiva.

Parâmetro	Tipo de Manancial	Saída do Tratamento (para água canalizada)	Número de amostras retiradas no ponto de consumo (para cada 500 hab.)	Frequência de Amostras
Cor, turbidez, pH e CT ¹	Superficial	1	1	Semanal
	Subterrâneo	1	1	Mensal
CRL	Superficial ou subterrâneo	1	1	Diário

Os artigos 41 e 45 também preveem situações especiais em que plano de amostragem pode ser flexibilizado para SALT. O primeiro diz que “para populações residentes em áreas indígenas, populações tradicionais, dentre outras, o plano de amostragem para o controle da

qualidade da água deverá ser elaborado de acordo com as diretrizes específicas aplicáveis a cada situação” (BRASIL, 2017b, Art. 41, §7º) e o segundo permite que o responsável por solução alternativa coletiva solicite “à autoridade de saúde pública a alteração na frequência mínima de amostragem de parâmetros estabelecidos nesta Portaria, mediante justificativa fundamentada” (BRASIL, 2017b, Art. 45).

3.2.5.4 Perspectiva dos riscos à saúde

As SALT coletivas devem possuir um responsável técnico habilitado para a sua operação. Entre as competências deste técnico, além de exercer o controle da qualidade da água e de se articular com a autoridade de saúde pública, está a manutenção da avaliação sistemática da SALT, sob perspectiva dos riscos à saúde, com base nos seguintes critérios: (a) ocupação da bacia contribuinte ao manancial; (b) histórico das características das águas; (c) características físicas do sistema; (d) práticas operacionais e; (e) na qualidade da água distribuída, conforme os princípios dos Planos de Segurança da Água (PSA) recomendados pela OMS ou definidos em diretrizes vigentes no País.

Pelos itens acima, nota-se que além do controle laboratorial, a portaria determina que se garanta a qualidade da água fornecida com medidas preventivas que levem em conta o contexto ambiental, sanitário, tecnológico e socioeconômico da SALT.

3.2.5.5 Potabilidade das soluções alternativas de abastecimento de água

Uma série de estudos tem sido realizada com foco na potabilidade das SALT que são utilizadas pela população brasileira, tanto em áreas rurais quanto urbanas como elucidado na Tabela 6. A maioria das fontes analisadas estava fora do padrão de potabilidade estabelecido pela legislação e em muitas havia *E. coli*, que é indicador de contaminação fecal, presente em níveis acima do permitido.

Tabela 6 - Estudos sobre a potabilidade da água de SALT no Brasil.

Referência	Município	Área (tipo de fonte)	Amostras não potáveis	Amostras com <i>E. coli</i>
Freitas, Brilhante e Almeida (1998)	Duque de Caxias – RJ	Urbana (poço)	100%	56 %
Roberti et al. (2006)	Muriaé – MG	Urbana (nascente)	70%	30%
Oliveira (2009)	Cabo de Santo Agostinho – PE	Rural	88%	70%
Soares (2010)	Viçosa – MG	Urbana (poço)	58%	58%

Vilela et al. (2012)	Divinópolis – MG	Urbana	30%	30%
Gobbo (2013)	Uberaba – MG	Urbana (nascente)	100%	100%
Carvalho et al. (2014)	Ubá-MG	Urbana	70%	50%
Grott et al. (2015)	Macapá - AP	Urbana (poço)	100%	41%

Fonte: Freitas; Brilhante e Almeida (2001); Roberti; Gomes; Bittencourt (2008); Soares (2010); Oliveira (2011); Vilela et al. (2013); Gobbo (2014); Carvalho et al. (2015); Grott et al. (2018).

Ressalta-se que, para serem consideradas potáveis, as águas das SALT devem passar, obrigatoriamente, por processo desinfecção e cloração (BRASIL, 2017a). Assim, muitas fontes alternativas, mesmo que não apresentem outros contaminantes em desacordo com a legislação, são consideradas não potáveis por não apresentarem teores mínimos de cloro.

A qualidade da água de SALT, no contexto urbano, foi estudada por Mormul et al (2006) que analisaram a água de três nascentes da favela São Francisco de Campo Mourão no Paraná, estando todas fora do padrão legal de potabilidade. Na nascente mais poluída encontrou-se mais 2.400 UFC/mL de CT e 210 UFC/mL de *E. coli*.

Já o trabalho de Freitas, Brilhante e Almeida (2001) destacam que as águas de SALT podem estar com concentrações de substâncias químicas acima do considerado seguro. Em 75% dos poços estudados no município de Duque de Caxias, Rio de Janeiro, as amostras continham níveis de alumínio acima do VMP estabelecido pelo MS, com concentração de até 2.000 mg/L.

Soluções alternativas individuais, localizadas no perímetro urbano do município de Viçosa – MG foram avaliadas durante seis meses por Soares (2010). A maior parte das amostras (58%) tinha a presença de coliformes termotolerantes, e em apenas quatro de 23 poços monitorados não foi detectada *E. Coli*.

A qualidade da água de ‘bicas’ localizadas em três parques naturais urbanos de Curitiba foi avaliada por Silva et al. (2017). Nos Parques Atuba e São Lourenço não se verificaram a presença de *E. Coli*, ao contrário da água do Parque Gutierrez (13 NMP/100mL). Notou-se que em períodos chuvosos a qualidade da água das ‘bicas’ estudadas tenderam a piorar, que foi um resultado similar ao encontrado por Amaral et al (2003) ao estudarem a água de 30 propriedades rurais no estado de São Paulo.

Grott et al (2018) estudaram a variação espaço-temporal de diversos parâmetros de qualidade da água de 54 poços em Macapá - AP. Eles observaram que ocorria um aumento significativo da proporção de amostras positivas para *E. Coli* do período seco para o chuvoso

(de 9 para 40%). Tanto no período chuvoso quanto no seco, todos os poços estavam com pH menor que 6, que é o limite inferior do padrão de potabilidade, sendo que no período chuvoso a água de muitos poços estava com pH menor que 5. O íon nitrato foi outro parâmetro de variação sazonal significativa, sendo as maiores concentrações no período seco.

3.3 PLANO DE SEGURANÇA DA ÁGUA

Buscar a garantia da qualidade da água exclusivamente pela testagem dos parâmetros considerados prioritários possui algumas limitações, sobretudo por indicarem contaminações apenas depois que a água foi distribuída para as populações. Além disso, Vieira e Moraes (2005) apontam outros dois problemas: a correlação entre patógenos e os indicadores é baixa, então uma água em que não foi detectado o indicador, pode estar, por exemplo, com um vírus ou protozoário prejudicial à saúde humana e a significância estatística dos resultados é limitada, porque os volumes de água submetidos à monitorização são insignificantes quando comparados com os volumes distribuídos.

Visando superar tais limitações a OMS elaborou a estratégia do Plano de Segurança da Água (PSA). O PSA é um método proativo de identificação e avaliação dos riscos à qualidade da água potável desde o manancial até os pontos de uso. Seus objetivos são: prevenir ou minimizar a contaminação dos mananciais de captação; eliminar a contaminação da água por meio do processo de tratamento adequado e; prevenir a (re)contaminação no sistema de distribuição da água (reservatórios e rede de distribuição) (WHO, 2011).

A execução do PSA é flexível e ela se adapta as necessidades locais. Para abastecimentos de água em pequenas comunidades a OMS sugere que o processo de implementação siga seis passos: (I) envolver a comunidade e montar uma equipe do PSA; (II) descrever o abastecimento de água da comunidade; (III) identificar e avaliar perigos, eventos perigosos e riscos e as medidas de controle existentes; (IV) desenvolver e implementar um plano gradual de melhorias; (V) monitorar medidas de controle e verificar a eficácia do PSA e; (VI) documentar, revisar e melhorar todos os aspectos da implementação do PSA (WHO, 2012).

Buscando não apenas descrever a qualidade da água atual usada para abastecimento do CADIM, essa pesquisa também buscou descrever as condições e o ambiente em que está inserida a solução de abastecimento a fim de indicar riscos futuros à qualidade da água e intervenções que seriam necessárias para minimizar esses riscos.

3.3.1 Descrição do sistema de abastecimento de água e dos riscos associados

A descrição do sistema ou solução de abastecimento deve versar sobre o uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, sobre a infraestrutura da captação, reservatórios e rede de distribuição, sobre a qualidade da água ao longo dos diferentes pontos do sistema, sobre o processo de tratamento aplicado e sobre a gestão (BRASIL, 2012).

Os SAA e as SALT estão sujeitos a uma série de eventos perigosos, como descarga de águas residuais, deficiências na dosagem de produtos químicos, formação de subprodutos da desinfecção e outros indicados no Quadro 7. Esses eventos podem gerar uma piora na qualidade da água distribuída e aumentar o risco à saúde da população que estará sujeita a agentes perigosos de origem biológica, química, física ou radiológica (SILVA, 2013; WHO, 2005). A própria infraestrutura, operação e gestão das instalações de abastecimento oferecem perigo para qualidade da água distribuída.

Quadro 7 - Eventos perigosos associados ao abastecimento de água.

Componente do Abastecimento	Evento perigoso
<i>Bacia Hidrográfica</i>	Descarte de produtos químicos (hidrocarbonetos, fertilizantes ou pesticidas)
	Descargas de águas residuais (domésticas e industriais) acidentais ou não acidentais
	Matéria fecal proveniente da agropecuária
	Floração de algas
	Variações sazonais climáticas (cheias e secas) e desastres naturais
<i>Tratamento da Água</i>	Processos unitários de tratamento inadequados ou equipamento deficiente
	Incapacidades no controle de processos de tratamento
	Deficiências na dosagem de produtos químicos
	Utilização de produto (reagentes químicos) e materiais não certificados ou contaminados
	Formação de subprodutos da desinfecção
<i>Sistema de Distribuição</i>	Reservatórios e aquedutos não cobertos
	Acesso não autorizado de pessoas e animais
	Curto circuito hidráulico em reservatórios/zonas mortas
	Ligações clandestinas
	Crescimento de microrganismos em biofilmes e sedimentos
	Operações inadequadas de reparação, manutenção e limpeza de reservatórios
	Formação de subprodutos da desinfecção
	Deterioração da qualidade da água nos reservatórios
Residual de cloro inadequado	

Fonte: Vieira e Moraes (2005).

A inspeção sanitária aplicada em campo é uma ferramenta que pode ser utilizada para identificação sistemática dos riscos potenciais e eventos perigosos. A inspeção sanitária tem as seguintes especificidades: auxilia na identificação de fontes de contaminação que seriam perdidas levando-se em conta apenas a análise da qualidade da água; auxilia a interpretação adequada dos resultados laboratoriais da qualidade da água; fornece uma perspectiva de longo prazo sobre as causas de contaminação e; avalia a eficácia dos procedimentos de operação e de manutenção (WHO, 2012).

As inspeções sanitárias realizadas nos SAA e SALT, a fim de identificar os perigos de diferentes naturezas, devem verificar os seguintes aspectos segundo o manual “Inspeção Sanitária em Abastecimento de Água” do MS:

- Conhecer e avaliar o estado de proteção e conservação dos mananciais e fontes de abastecimento de água;
- Conhecer e avaliar o sistema, solução alternativa ou solução individual de abastecimento de água;
- Conhecer e avaliar o estado de conservação e as práticas operacionais adotadas nas unidades de produção de água (captação, adução e tratamento);
- Conhecer e avaliar o estado de conservação e as práticas operacionais adotadas nas unidades de distribuição e reservação de água, inclusive as prediais;
- Qualificar e/ou quantificar os perigos associados ao abastecimento de água para consumo humano;
- Identificar os pontos críticos do sistema, solução alternativa ou solução individual de abastecimento de água que possam interferir negativamente na qualidade da água para consumo humano;
- Revisar os dados de controle de qualidade da água;
- Avaliar a capacidade instalada, em termos de recursos humanos e materiais (equipamentos e infraestrutura);
- Registrar e sistematizar, em forma de relatório, os resultados da inspeção;
- Informar os resultados aos responsáveis pelo serviço de abastecimento de água e contribuir na formulação de ações de remediação ou minimização de riscos à saúde. (BRASIL, 2006, p. 75).

A inspeção sanitária comumente utiliza formulários padronizados contendo uma lista sistemática com um número limitado de perguntas, do tipo “sim ou não”, que podem ser respondidas pelo avaliador através de observação visual e/ou entrevistas no local como mostra a Figura 1. As perguntas indicam situações de vulnerabilidade da solução de abastecimento e cada avaliação negativa recebe uma pontuação, sendo a pontuação total um indicador do grau de risco de contaminação da água.

De maneira geral, o risco à saúde oferecido por um sistema de abastecimento de água é diretamente proporcional ao grau de contaminação da água por material fecal e pelas deficiências constatadas por inspeções sanitárias (CRONIN et al., 2006). Assim, uma forma de

avaliar o grau de risco à saúde de uma determinada solução de abastecimento é usar uma matriz de risco que tenha por categorias a qualidade microbiológica e as susceptibilidades verificadas em inspeções sanitárias como mostra a Figura 2.

Figura 1 - Formulário de inspeção sanitária em abastecimento por água encanada.

I.	Type of Facility	PIPED WATER WITH SERVICE RESERVOIR	
1.	General Information	:	Zone
		:	Area
2.	Code Number		
3.	Date of Visit		
4.	Water samples taken?	Sample Nos.	
II	Specific Diagnostic Information for Assessment		
		Risk	Sample No
	(please indicate at which sample sites the risk was identified)		
1.	Do any standpipes leak at sample sites?	Y/N
2.	Does water collect around any sample site?	Y/N
3.	Is area uphill eroded at any sample site?	Y/N
4.	Are pipes exposed close to any sample site?	Y/N
5.	Is human excreta on ground within 10m of standpipe?	Y/N
6.	Sewer or latrine within 30m of sample site?	Y/N
7.	Has there been discontinuity within last 10 days at sample site?	Y/N
8.	Are there signs of leaks in sampling area?	Y/N
9.	Do users report pipe breaks in last week?	Y/N
10.	Is the supply main exposed in sampling area?	Y/N
11.	Is the service reservoir cracked or leaking?	Y/N
12.	Are the air vents or inspection cover insanitary?	Y/N
	Total Score of Risks	.../12	
	Risk score: 10-12 = Very high; 8-10 = High; 5-7 = Medium; 2-4 = Low; 0-1 = Very Low		
III	Results and Recommendations:		
	The following important points of risk were noted:		(list nos. 1-12)
	Signature of Health Inspector/Assistant:		
	Comments:		

Fonte: Howard (2002).

Figura 2 - Matriz de risco baseada na qualidade microbiológica e na nota da inspeção sanitária.

		Nível de risco verificado na inspeção sanitária (susceptibilidade do abastecimento à contaminação por fezes humanas ou animais)			
		0 a 2	3 a 5	6 a 8	9 a 10
Classificação da <i>E. Coli</i> (NMP/100mL)	< 1				
	1-10				
	11-100				
	>100				

Risco pequeno: não requer ação	Risco Intermediário: prioridade pequena de ação	Risco alto: alta prioridade de ação	Risco muito alto: requer ação urgente
-----------------------------------	---	--	--

Fonte: adaptado de WHO (2011).

4 ÁREA DE ESTUDO

A Ilha da Marambaia (IM) é como se denomina a porção oeste da Restinga da Marambaia. Ela está situada no litoral sul fluminense, no município de Mangaratiba, como mostra a Figura 3. A restinga tem 42km de comprimento e uma área de 81km², com forma alongada no sentido Oeste-Leste. A IM possui cerca de 44km² e as instalações militares estudadas ocupam uma área de aproximadamente 0,34km².

O relevo da IM é acidentado, tendo como ponto mais alto o Pico da Marambaia (641m) (INEA, 2015). A tipologia vegetal da área é de Floresta Ombrófila Densa Submontana, que permanece sempre verde e apresenta dossel de até 50m (IBGE, 1991 apud RODRIGUES, 2010). Existe também vegetação típica de manguezais e restinga na área mais próxima à costa e uma grande diversidade de fauna e flora. É uma das poucas áreas preservadas do bioma Mata Atlântica na região sudeste. O clima da região é classificado de tropical úmido. O mês de julho é o mais frio (média de 17°C) e fevereiro é o mais quente (média de 32°C). A pluviosidade anual média é 1.240mm, sendo março o mês mais úmido e julho o mais seco (LOURENÇO et al, 2010 apud FERREIRA; WERMELINGER, 2013).

A APA de Mangaratiba, que foi criada em 1987, contempla em sua delimitação a IM (RIO DE JANEIRO, 1987). O Plano de Manejo dessa unidade estadual de conservação prevê como uma das atividades de cooperação interinstitucional a definição de parcerias com a Marinha do Brasil na fiscalização do setor insular da APA ou em outras atividades de interesse mútuo (INEA, 2015). Por isso, para entrar na área é necessária autorização prévia da Marinha, que disponibiliza uma embarcação militar em dois horários diariamente para o traslado, que dura cerca de uma hora, entre o Distrito de Itacuruçá e a Praia do CADIM (INEA, 2015).

Durante o século XIX, na IM funcionou um porto de desembarque clandestino de escravos africanos, sendo o Comendador Breves, proprietário da área. Pouco antes de sua morte, em 1889, o Comendador teria doado as terras aos seus escravos que viviam na área. Dessa forma, a maior parte dos moradores civis da IM descende, direta ou indiretamente, de famílias que ocupavam a área a mais de cem anos (MORAES, 2014).

No final da década de 1930, foi construída uma escola profissional de pesca na ilha e para a instalação da escola foi derrubada parte da mata e executado o saneamento da área. Para abastecimento de água, foi restaurada uma barragem construída no período dos Breves (MARINHA DO BRASIL, 2018).

A partir de 1971, a União entregou a IM ao Ministério da Marinha, que até hoje administra a área. Durante a administração da Marinha ocorreram conflitos entre os antigos moradores e a Marinha, devido à proibição de manter suas roças e ampliar suas casas, seguida de ações judiciais de Reintegração de Posse. Após uma série de ações da Associação de Remanescentes do Quilombo da Ilha da Marambaia (ARQIMAR), os moradores receberam o Título de Reconhecimento de Domínio Coletivo de 53 hectares, ocupados por 103 famílias. A Marinha do Brasil considera que “O ato simboliza a conciliação de três importantes aspectos tutelados pela Constituição Federal: o direito e as condições de habitabilidade dos atuais moradores da Ilha da Marambaia, a preservação ambiental e a Defesa Nacional” (MARINHA DO BRASIL, 2017).

Vivem na IM aproximadamente 400 pessoas, distribuídas em cerca de 100 domicílios. A população militar é de cerca de 200 pessoas, contudo é flutuante e, em épocas de treinamentos especiais, pode chegar a mil militares (IBGE, 2010 apud ALONSO, 2014). Militares e seus familiares também visitam a IM para fins recreativos, sobretudo nos meses de verão, ficando instalados nos Alojamentos de Trânsito. Além de utilizar as praias, os visitantes das instalações militares também podem fazer trilhas pela Ilha e tomar banho em uma piscina de água natural que fica a jusante do ponto de captação de água.

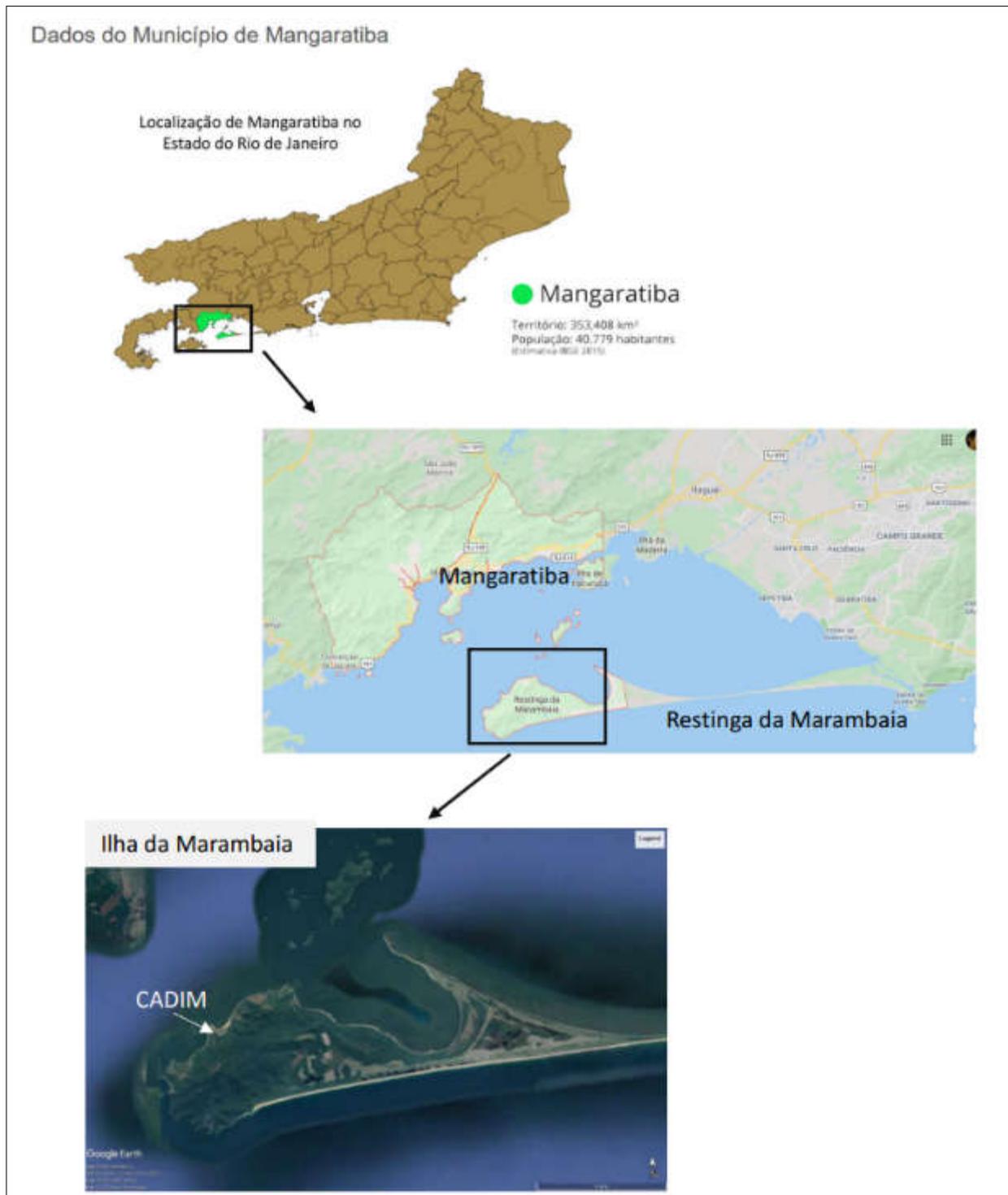
As casas estão localizadas junto à costa e distribuídas em oito das quatorze praias que formam a IM. A maior parte das casas é própria possuindo até três moradores por residência e poucas das residências da população civil têm energia elétrica. O abastecimento de água é realizado pela captação de nascentes, córregos ou poços. O resíduo sólido coletado na praia do CADIM atualmente passa por coleta seletiva por uma cooperativa de reciclagem, sendo a parte orgânica enterrada. A criação de animais para a subsistência no peridomicílio é comum, assim como a criação de cães soltos (ALONSO, 2014).

Na praia do CADIM, funciona Escola Municipal Levy Miranda que atende cerca de 80 estudantes (Educação Infantil e Ensino Fundamental) e possui 25 funcionários (NUNES, 2012). Também há um posto de saúde da Marinha que atende civis e militares.

A área da IM é classificada como de Segurança Nacional, sendo utilizada pela Marinha do Brasil para praticar uma série de exercícios militares. O CADIM, que está instalado na área, tem entre suas tarefas:

- Apoiar a Avaliação Operacional dos Grupamentos Operativos de Fuzileiros Navais;
- Formar marinheiros recrutas e;
- Exercer a fiscalização, policiamento e manutenção do acervo existente na área.

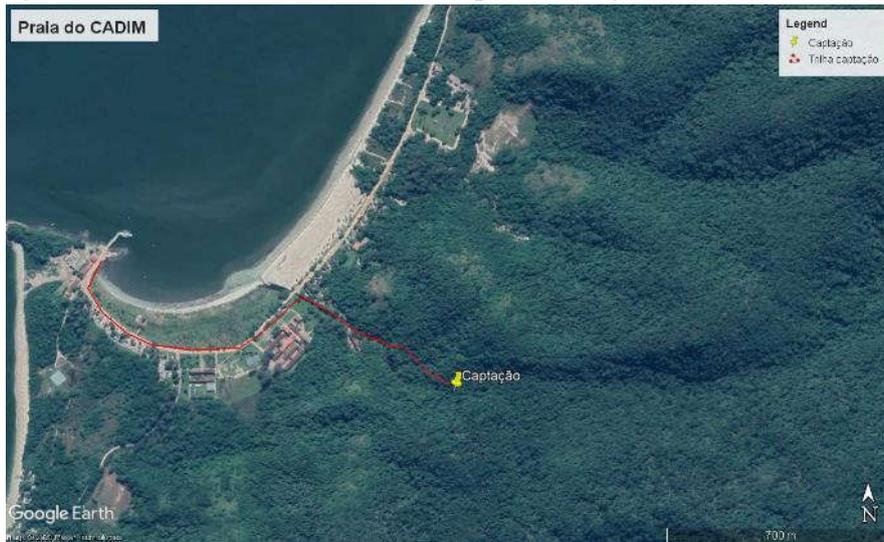
Figura 3 - Localização da Ilha da Marambaia.



Fonte: Adaptado de imagens de satélite gerada no *software* Google Earth, de Mangaratiba (2020) e “Restinga da Marambaia” (2020).

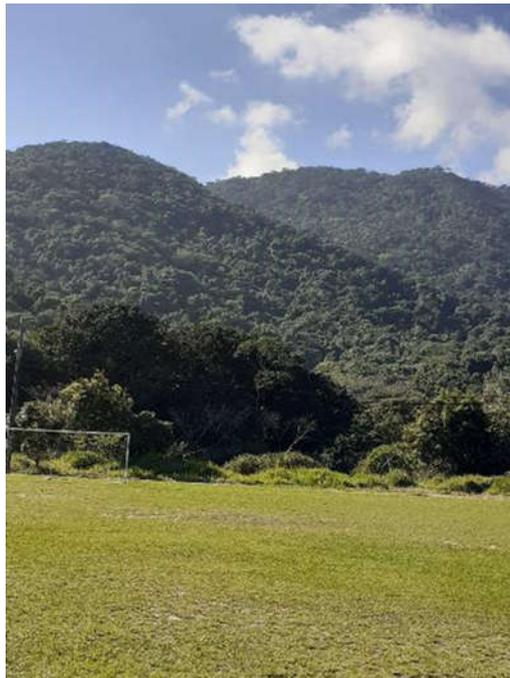
A captação de água para abastecimento do CADIM é feita a partir de um represamento existente no rio Senzala que tem pequena dimensão e está localizado em uma das encostas da praia do CADIM como mostram as Figuras 4, 5 e 6. Esse represamento localiza-se a cerca 50m de altitude e de 1.500m de distância do cais da Praia do CADIM. O muro da represa possui aproximadamente 2m de altura e 12m de largura.

Figura 4 - Praia do CADIM e local de captação de água.



Fonte: Adaptado de imagem de satélite gerada no *software* Google Earth[®].

Figura 5 - Encosta onde é feita a captação de água.



Fonte: Arquivo pessoal

Figura 6 - Represa para captação de água.



Fonte: Arquivo pessoal

A água é captada no fundo da represa, passando por um gradeamento que impede a entrada de folhas na tubulação como mostra a Figura 7. Depois de captada, a água segue, por gravidade, para três reservatórios de distribuição confeccionados em concreto armado, com capacidade aproximada de 24, 50 e 12 mil litros, respectivamente.

Figura 7 - Gradeamento na tomada d'água.



Fonte: Arquivo pessoal

A adutora que faz a ligação desses reservatórios possui um pequeno trecho em material metálico, com cerca de 20 cm de diâmetro, e o restante está em PVC como mostra a Figura 8. Logo em seguida, ela passa pelas instalações de um antigo sistema de desinfecção por ultra violeta (CALDAS, 2017), que não está mais funcionando, e, por fim, segue pela

rede de distribuição para abastecer as instalações militares. Cada instalação também possui um reservatório individual (caixa d'água) e o consumo direto de água é feito por bebedouros, que possuem filtros individuais. Algumas unidades também possuem bebedouros abastecidos por garrações de água mineral. Não existe hidrômetro ou qualquer outro dispositivo que meça o volume de água que é utilizado

Figura 8 - Trechos da tubulação adutora por tipos de material.



Fonte: Arquivo pessoal

Nas instalações militares, o esgoto é captado por caixas de passagem onde parte é descartado em um canal que é comunicado com a praia. Durante o período de pesquisa estavam sendo instalados alguns biodigestores nos sistemas de esgotamento.

5 METODOLOGIA

Esta foi uma pesquisa exploratória e descritiva segundo a classificação proposta por Gil (2002). Para compor o corpo do trabalho foram utilizados tanto dados primários gerados a partir da análise das amostras de água e observações de campo, quanto secundários advindos de pesquisa documental.

5.1 PLANO DE AMOSTRAGEM E COLETA

Foram coletadas amostras simples no manancial (água bruta) usado para o abastecimento, na torneira de um antigo filtro, na caixa d'água do Rancho e nos pontos de consumo das unidades militares e da escola a fim de verificar possíveis alterações ao longo do percurso da água nas diferentes partes da solução de abastecimento de água.

Como a torneira do antigo filtro fica a poucos metros de distância dos reservatórios de distribuição, a coleta neste ponto foi representativa da qualidade da água destes reservatórios. A coleta da água na caixa d'água foi realizada na tubulação de entrada (não na água acumulada) sendo representativa da qualidade da água da rede de distribuição. Foram amostrados ao todo onze pontos de coleta detalhados conforme a Tabela 7 e a Figura 9.

Tabela 7 - Pontos de coleta no CADIM.

Ponto	Descrição	Setor da solução de abastecimento	Coordenadas Geográficas
P1	Represa de captação	Captação	S 23° 3' 39'' x O 43° 58' 40''
P2	Torneira do antigo "filtro" de radiação UV ²	Reservatórios de distribuição	S 23° 3' 39'' x O 43° 58' 51''
P3	Alojamento de Trânsito de Oficiais (torneira do bar)	Ponto de uso	S 23° 3' 36'' x O 43° 58' 51''
P4	Posto de Saúde (torneira do tanque)		S 23° 3' 36'' x O 43° 58' 51''
P5	Escola Municipal (torneira da cozinha)		S 23° 3' 35'' x O 43° 58' 57''
P6	Rancho (entrada da caixa d'água)	Rede de distribuição	S 23° 3' 39'' x O 43° 59' 7''
P7	Rancho (torneira da cozinha)	Ponto de uso	
P8	Rancho (torneira da padaria)		
P9	Praça d'Armas (torneira da cozinha)	Ponto de uso	S 23° 3' 39'' x O 43° 59' 11''
P10	Alojamento de Trânsito de Suboficiais e Sargentos (torneira da cozinha)	Ponto de uso	S 23° 3' 39'' x O 43° 59' 7''

² Este "filtro" não encontrava-se em funcionamento.

Figura 9 - Distribuição espacial dos pontos de coleta no CADIM.



Fonte: adaptado de imagem de satélite retirada no software Google Earth©.

Foram realizadas onze campanhas mensais de coletas de água entre janeiro e novembro de 2019, com intervalo médio entre elas de 30 dias como mostra a Tabela 8. Por questões logísticas, em agosto não ocorreu campanha, tendo sido realizadas duas em outubro.

Tabela 8 - Data e detalhamento das campanhas de coleta de água.

Mês	EST ¹	Data ²	IC ³	HI ⁴	HF ⁵	TAB ⁶	PA ⁷
Janeiro	Verão	30/01	-	7:40	9:58	24,3	0
Fevereiro		20/02	21	7:25	10:40	23,4	35
Março	Outono	28/03	36	7:50	10:55	23,0	0
Abril		25/04	28	7:32	9:46	23,0	11
Maio		21/05	26	7:36	10:05	21,7	7
Junho	Inverno	25/06	35	20:48 ⁸	7:44	20,2	0
Julho		23/07	28	7:20	10:20	19,2	0
Setembro		03/09	43	14:51	19:00	20,4	12
Outubro 1	Primavera	01/10	28	14:30	17:20	20,5	9
Outubro 2		22/10	21	14:40	16:30	21,0	20
Novembro		25/11	29	14:00	15:52	20,9	14

Obs.: 1 – Estação do ano; 2 – O ano é 2019; 3 - IC (Intervalo de dias entre as coletas); 4 – HI (Horário inicial); 5 – HF (Horário final); 6 – TAB (Temperatura da água bruta); 7 – (PA) precipitação acumulada nos dois dias anteriores a coleta, ver item 6.4 e 6.5; 8 – em junho foi necessário coletar em alguns pontos na noite do dia anterior.

Em março não foi possível coletar no P8 e também não ocorreu coleta no P5 em junho e julho devido a formatura dos militares e as férias escolares.

Foram coletados cerca de dois litros de água em cada ponto para realização das análises físico-químicas e microbiológicas. As amostras foram preservadas e armazenadas conforme o detalhamento mostrado na Tabela 9. Nas coletas para a determinação de CT e *E. coli* foram utilizados frascos estéreis contendo tiosulfato de sódio para a redução de cloro e assim evitar uma possível inibição desses microrganismos. Para a análise de DBO, as amostras foram coletadas nos próprios frascos utilizados para a incubação (frascos de DBO). Todas as amostras foram coletadas em frascos de polipropileno e transportadas sob refrigeração à 4°C até a realização das análises, não ultrapassando mais de 24h entre a coleta e a análise dos parâmetros que possuem esta exigência.

Tabela 9 - Condições de Preservação durante o transporte e armazenamento das amostras de água até a realização das análises.

Ensaio	Recipiente	Armazenamento	Prazo para a análise
<i>Fluoreto, Nitrato, Nitrito, Cor e Turbidez</i>	Polipropileno	Refrigeração a 4°C	48 h
<i>Fósforo total e Nitrogênio total</i>			6 meses
<i>Coliformes Totais e E. Coli</i>			24 h
<i>DBO</i>	Vidro	-	

Fonte: CETESB (2010); APHA (2012).

5.2 ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA

Os ensaios laboratoriais foram realizados nos Laboratórios do Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental da Escola Nacional de Saúde Pública. A análise laboratorial de cada parâmetro seguiu os procedimentos definidos no “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*” (APHA, 2012). As análises de OD, temperatura e condutividade foram realizadas em campo através da sonda multiparamétrica modelo HI9828 (HANNA, Woonsocket-EUA). As análises de turbidez e CRL e Cloro total também foram realizadas em campo através dos equipamentos turbidímetro modelo 2100 (HACH, Ames-EUA), e Pocket II método DPD (HACH, Ames-EUA), respectivamente. As análises de DBO, pH, cor aparente, SDT, CT e *E. coli* foram realizadas imediatamente após a chegada das amostras no laboratório.

Os parâmetros nitrogênio total, fósforo total, OD, DBO e temperatura foram analisados apenas para os pontos P1 e P2. Os métodos analíticos e os equipamentos que foram utilizados nos ensaios estão definidos no Quadro 8.

Quadro 8 - Métodos analíticos e equipamentos utilizados nas análises físico-químicas.

Variável	Método SMEWW*	Equipamentos Principais
<i>Condutividade</i>	2510 (Potenciométrico – íon seletivo)	Sonda multiparamétrica modelo HI9828 (HANNA, Woonsocket-EUA).
<i>OD</i>	4500-O G (Eletrodo)	
<i>DBO</i>	5210 B (Teste de DBO de 5 dias)	Incubadora de DBO
<i>Amônia</i>	4500-NH ₃ D (Potenciométrico - íon seletivo)	Medidor multiparâmetro Versa Star (Thermo Scientific, Waltha-EUA) e eletrodo de íon seletivo para amônia
<i>Cor aparente</i>	2120 C (Espectrofotométrico)	Espectrofotômetro Libra S60 (Biochrom, Holliston-USA)
<i>Cloro residual livre</i>	4500-CL G (Colorimétrico - DPD)	Fotômetro Pocket Colorimeter II (HACH, Ames-EUA)
<i>pH</i>	4500-H ⁺ B (Potenciométrico)	Medidor multiparâmetro Versa Star (Thermo Scientific, Waltha-EUA) e eletrodo de íon seletivo para H ⁺
<i>Turbidez</i>	2130 B (Nefelométrico)	Turbidímetro portátil 2100P (HACH, Ames-EUA)
<i>Nitrito</i>	4110-C (Cromatografia de Íons de Coluna Única com Detecção Direta de Condutividade)	Cromatógrafo de íons modelo 790 Personal IC (Metrohm, Herisau-Suíça)
<i>Nitrato</i>		
<i>Fluoreto</i>		
<i>Nitrogênio Total</i>		
<i>Fósforo Total</i>	4500-P E (Ácido Ascórbico)	Espectrofotômetro Libra S60 (Biochrom, Holliston-USA)
<i>CT</i>	9223 B (Substrato enzimático)	Seladora IDEXX (Westbrook-EUA), incubadora bacteriológica e lâmpada U.V 366 nm
<i>E. coli</i>		
<i>SDT</i>	2540 C (Gravimétrico)	Estufa, balança analítica e forno mufla

Nota: * Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

5.3 DADOS DE DIARREIA

Os dados de ocorrência de diarreia foram obtidos diretamente nos registros de atendimentos do posto de saúde do CADIM. Este posto atende tanto a comunidade militar quanto a civil da Ilha. A partir da consulta do Livro de Registros foram computados todos os atendimentos mensais. Foi verificada a existência de correlação estatística entre o total mensal de pessoas com diarreia e as concentrações medianas dos parâmetros microbiológicos.

A utilização aos dados do posto de saúde do CADIM foi aprovada no parecer de nº 3.547.724 do Comitê de Ética em Pesquisa da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, emitido em 2 de setembro de 2019.

5.4 DADOS DE PRECIPITAÇÃO

Não foi possível medir diretamente a intensidade da precipitação na Ilha da Marambaia. A alternativa encontrada foi utilizar as informações de um pluviômetro localizado na

praia do Saco, que fica a cerca de 15km do CADIM. Essas informações foram obtidas no banco de dados “Dados da Rede de Monitoramento de Desastres Naturais” do Centro Nacional de Desastres Naturais (CEMADEN) (CEMADEN, 2019).

5.5 INSPEÇÃO SANITÁRIA

A partir das orientações do MS para inspeção sanitária em sistemas abastecimento de água (BRASIL, 2006a) e os roteiros sugeridos por Howard (2002), Fewtrell e Bartram (2001), Dokovska et al (2014) e os utilizados pela Secretaria de Saúde de Góias (2019), foi elaborada uma lista de checagem dos fatores de riscos sanitários nos setores de captação, tratamento, armazenamento e distribuição de água no sistema de abastecimento do CADIM. A Tabela 10 mostra as características que foram avaliadas e que estão associadas ao risco sanitário do consumo da água.

Tabela 10 - Lista de verificação para inspeção sanitária.

Setor	Característica a ser avaliada	
Captação	1	Existe proteção contra enchentes?
	2	Existe proteção contra entrada de pessoas e animais?
	3	É realizada limpeza e manutenção na represa?
	4	Há existência de válvula de descarga?
	5	As margens do corpo d'água estão preservadas, a montante do ponto de captação?
	6	Há cobertura vegetal na margem do rio até o ponto de captação?
	7	A montante da captação, o corpo d'água está livre de animais pastando nas margens?
	8	A montante da captação, o corpo d'água está livre de pontos de armazenamento de resíduos sólidos?
	9	A montante da captação, o corpo d'água está livre do despejo de efluentes domésticos ou industriais?
	10	A integridade física da adutora está mantida?
	11	A adutora está protegida em áreas de circulação de pessoas ou animais?
	12	A represa está limpa, sem acúmulo de folhas, galhos ou resíduos sólidos?
Tratamento	13	Há filtração da água?
	14	Há desinfecção da água?
Reservatórios de distribuição	15	O volume de reservação é suficiente?
	16	A integridade física dos reservatórios está mantida?
	17	Existe vedação dos reservatórios?
	18	Há acesso facilitado aos reservatórios?
	19	São realizadas limpezas e manutenções?
Rede de distribuição	20	Existem dispositivos de descarga na rede?
	21	A integridade física da rede está mantida?
	22	A rede de distribuição de água está livre de pontos de cruzamento com a rede de esgoto?
	23	As ligações na rede são todas autorizadas?
	24	Existe registro em banco de dados de controle da qualidade da água?
	25	São realizadas limpezas e manutenções periódicas?

<i>Instalações</i>	26	A integridade física das instalações hidráulicas prediais está mantida?
<i>hidráulicas</i>	27	Há filtro nos pontos de consumo de água?
<i>prediais</i>	28	É feita manutenção/troca dos filtros periodicamente?

As respostas desta lista são binárias (sim ou não) e para cada resposta ‘não’ contribuiu com um ponto na nota de avaliação do nível de risco. O somatório de pontos foi dividido por 2,8 para que a nota ficasse na escala de 0 a 10 da matriz de risco utilizada, conforme a equação 2. Quanto maior a nota, maior a possibilidade de não conformidade e, consequentemente, maior o risco de piora na qualidade da água.

$$\text{Nota} = \text{IS} / 2,8$$

Equação 2

IS = total de pontos da inspeção sanitária

5.6 ANÁLISE DOS DADOS

Qualidade do manancial de abastecimento

As amostras da água bruta (P1) foram avaliadas tendo como referência o Índice de Qualidade das Águas (IQA), que utiliza nove parâmetros com pesos diferenciados. O cálculo do IQA gera um valor entre 0 e 100 que serve como um diagnóstico da qualidade da água do manancial. Para estabelecer os valores de qualidade (qi) foram utilizadas as equações detalhadas na Tabela 11. O resultado do IQA foi interpretado conforme os intervalos sugeridos pelo INEA (Tabela 2). A concentração de *E. coli* foi multiplicada por 1,25 para conversão em coliformes termotolerantes conforme recomendação da CETESB (2017).

Os resultados do P1 também foram comparados com os VMP recomendados pela CONAMA 357 (BRASIL, 2005), a fim de enquadrar o corpo d’água em sua Classe de Qualidade, e com a CONAMA 274 (BRASIL, 2000b) que é referente ao uso recreativo dos corpos d’água.

Tabela 11 - Equações representativas das curvas de qualidade do IQA.

Parâmetro	Limite Mínimo (>)	Limite Máximo (≤)	Equação de qi ³
Log ₁₀ (coliformes termotolerantes)	0	1	100 – (33 x LogC)
	1	5	100 – (37,2 x logC) + (3,60743 x LogC ²)
pH	4	6,2	(155,5-77,36) x pH + (10,2481 x pH ²)
	6,2	7	(-657,2+197,38) x (pH-12,9167) x (pH ²)
	7	8	(-427,8+142,05) x (pH-9,695) x (pH ²)
DBO (mg/L)	0	5	99 x e ^(-0,1232728 x C)
Nitrogênio total DBO (mg/L)	0	10	(100-8,169 x C) + (0,3059 x C ²)
Fósforo total DBO (mg/L)	0	1	99 x e ^(-0,0512842*C²)
ΔT ¹	-	-	94 ²
Turbidez (uT)	0	25	(100,17 - 2,67 x T) + (0,03775 x T ²)
SDT (mg/L)	0	150	(79,75+0,166 x C) – (0,001088 x C ²)
Porcentagem de saturação de OD (%)	50	85	(3-1,166 x %sat) + (0,058 x %sat ²) – (3,803435 x 0,0001 x %sat ³)
	85	100	(3+3,7745 x (%sát. ^{0,704889}))
	100	140	(3 + 2,9 x %sat) – (0,02496 x %sat ² + (5,60919 x (0,00001 x %sat ³)))

Fonte: Von Sperling (2014).

Notas: ¹ΔT (diferenças da temperatura); ²assumido o valor constante de 94 por considerar, que nas condições brasileiras, não há afastamento da temperatura de equilíbrio nos corpos d'água; ³C (concentração do parâmetro).

Os resultados do P1 também foram comparados com os VMP recomendados pela CONAMA 357 (BRASIL, 2005), a fim de enquadrar o corpo d'água em sua Classe de Qualidade, e com a CONAMA 274 (BRASIL, 2000b) que é referente ao uso recreativo dos corpos d'água.

Potabilidade

Para definir o grau de potabilidade da água que abastece o CADIM, as concentrações obtidas nas análises laboratoriais das amostras coletadas, e suas respectivas medidas estatísticas foram comparadas com os padrões definidos pelo Anexo XX da PRT C5 (BRASIL, 2017). A comparação levou em consideração a variação espacial, entre captação, antigo filtro (reservatórios), caixa d'água (rede de distribuição) e pontos de uso (torneiras) e a variação temporal ao longo das estações do ano.

Variabilidade espacial e temporal

Os dados brutos foram sintetizados através da estatística descritiva (média, desvio padrão, mediana e etc.) e gráficos no *software* Microsoft Excel[®].

Para comparação temporal, os dados foram agregados por estações do ano (Tabela 8). Para comparação espacial, os dados foram agrupados por setor da solução de abastecimento: a captação foi representada pelo P1; os reservatórios de distribuição pelo P2; a rede de distribuição pelo P6 e os demais pontos, que eram pontos de uso, pelas torneiras. Também foram analisados os pontos de uso entre si.

Com auxílio do *software* R[®] (versão 3.6.2) foi efetuada análise estatística dos dados para verificar a existência de variabilidade espacial e temporal dos parâmetros. As variações foram estatisticamente significativas a um p -valor menor que 0,05 dos testes estatísticos.

Inicialmente foi verificada a normalidade e homocedasticidade das variáveis através da análise de histogramas, do Teste W de Shapiro-Wilk (normalidade) e do Teste de Levene (igualdade de variâncias).

As variáveis se comportaram de maneira não paramétrica, com exceção da temperatura. Em função deste comportamento, foi utilizado o Teste de Kruskal-Wallis, que é não paramétrico, para estabelecer a existência de diferenças das concentrações e medidas nos setores, pontos e estações do ano. Quando este teste indicou diferença, foi realizado teste de Dunn para verificar quais pares de setores/pontos/estações diferiam especificamente.

Correlação

Considerando a natureza não paramétrica dos dados, foi empregada a correlação de Spearman para avaliar a possível associação entre os parâmetros microbiológicos e os parâmetros físicos, químicos e ambientais. A correlação com a chuva foi estabelecida utilizando-se as medianas mensais das concentrações dos parâmetros microbiológicos e a intensidade acumulada da precipitação nos dois dias anteriores à coleta.

Grau de risco

A fim de classificar o risco à saúde pública associado a solução de abastecimento de água do CADIM, utilizou-se uma matriz de risco semiquantitativa adaptada da OMS (WHO, 2011). A Figura 10 mostra a matriz composta por faixas de concentrações de *E. Coli* e pela pontuação determinada na inspeção sanitária. Para aplicação dos dados microbiológicos na matriz de risco, utilizou-se o percentil 80 das concentrações de *E. coli*, porque é a medida

estatística utilizada na CONAMA 357 e considera os cenários de piores condições de qualidade da água.

Figura 10 - Matriz de risco baseada na qualidade microbiológica e na nota da inspeção sanitária.

		Nível de risco verificado na inspeção sanitária (susceptibilidade do abastecimento à contaminação por fezes humanas ou animais)			
		0 a 2	3 a 5	6 a 8	9 a 10
Classificação da <i>E. Coli</i> (NMP/100mL)	< 1				
	1-10				
	11-100				
	>100				

Risco pequeno: não requer ação	Risco Intermediário: prioridade pequena de ação	Risco alto: alta prioridade de ação	Risco muito alto: requer ação urgente
-----------------------------------	---	--	--

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 ÁGUA BRUTA

A partir dos resultados do monitoramento do ponto de captação (P1), foi calculado o Índice de Qualidade da Água como mostra a Tabela 12.

O IQA da água captada para o abastecimento do CADIM apresentou valores elevados a maior parte do ano. Na maior parte dos meses prevaleceu a classificação como “boa” segundo categorização seguida pelo INEA e o IQA médio foi maior que 80.

Tabela 12 – Variação do IQA da água de abastecimento do CADIM.

Mês	Pontuação	Classificação INEA*
<i>Janeiro</i>	69	Média
<i>Fevereiro</i>	86	Boa
<i>Março</i>	79	Boa
<i>Abril</i>	70	Média
<i>Maió</i>	93	Excelente
<i>Junho</i>	95	Excelente
<i>Julho</i>	90	Boa
<i>Setembro</i>	90	Boa
<i>Outubro 1</i>	88	Boa
<i>Outubro 2</i>	86	Boa
<i>Novembro</i>	83	Boa
<i>Média</i>	84	Boa

Nota: *Classificação segundo o INEA (Tabela 2).

Os menores valores do IQA registrados ocorreram em janeiro e abril. A coleta de abril foi precedida por dias chuvosos, o que pode ter influenciado na piora da qualidade da água. Contudo em janeiro o tempo esteve bom nos dias anteriores à coleta e o IQA também foi relativamente menor.

As coletas em maio e junho foram as que apresentaram os maiores valores, que estavam acima de noventa. Nestes meses não ocorreu chuva nos dois dias anteriores à coleta, o que pode ter favorecido uma melhor qualidade da água.

A variação dos valores do IQA ao longo do período de pesquisa foi resultado das oscilações dos valores dos coliformes termotolerantes, OD e pH. Os parâmetros DBO, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Turbidez e afastamento da temperatura de equilíbrio (ΔT) ou estiveram sempre abaixo do limite de detecção (LD) do método analítico ou com valores

próximos de zero, isto fez que estes parâmetros entrassem no cálculo do IQA com os maiores fatores q_i^w possíveis como está sintetizado na Tabela 13.

Tabela 13 - Porcentagem média do q_i^w máximo possível dos parâmetros no cálculo do IQA no período do estudo.

Parâmetro	Média	Desvio padrão
<i>Coliformes Termotolerantes (1,25 x E. coli)</i>	94 %	6%
<i>pH</i>	97%	3%
<i>Demanda Bioquímica de Oxigênio</i>	100%	0%
<i>Nitrogênio Total</i>	100%	0%
<i>Fósforo Total</i>	100%	0%
<i>Turbidez</i>	100%	0%
<i>Sólidos Dissolvidos Totais</i>	99%	1%
<i>Percentual de Saturação de Oxigênio Dissolvido</i>	96%	3%
<i>Afastamento da temperatura de equilíbrio</i>	100%	0%

Na coleta de janeiro, a pontuação foi reduzida, sobretudo, pelo valor máximo da concentração de *E. coli* (959 NMP/100mL), fazendo com que o parâmetro atingisse apenas 79% do fator ' q_i^w ' máximo possível. Já na coleta de abril a influência conjunta dos valores de *E. coli* (49 NMP/100mL), pH (5,69) e do percentual de saturação de oxigênio dissolvido (52,9%), contribuindo com 89, 88 e 91% do fator ' q_i^w ' máximo possível, respectivamente, determinou uma pontuação baixa. Como ocorreram chuvas nos dois dias anteriores à coleta de abril, ocorreram alterações em vários parâmetros, já em janeiro o tempo esteve bom e deve ter ocorrido alguma contaminação microbiológica pontual que alterou apenas a *E. coli*.

Os valores do IQA do manancial de abastecimento do CADIM foram maiores do que os encontrados nos trechos mais preservados dos rios que abastecem metrópoles brasileiras. Trecho do rio Belém, que abastece Curitiba, Paraná, próximo a nascente e em unidade de conservação obteve nota mediana de IQA de 60 (BOLLMANN; EDWIGES, 2008). No Ribeirão das Lajes, trecho mais preservado da bacia hidrográfica do rio Guandu, o IQA médio foi 61, com mínimo de 37 e máximo de 86.

Foi realizado o enquadramento da Classe de Qualidade do manancial segundo a Resolução CONAMA 357/2005. Dos treze parâmetros analisados, nove estiveram sempre abaixo do VMP estabelecido para águas doce de Classe 1 como mostra as Tabelas 14 e 15.

A concentração de fósforo total esteve acima do LD (0,025 mg/L) apenas nos meses de janeiro e fevereiro, estando em 82% das concentrações de acordo com o VMP da água Classe 1. Foi encontrado o valor máximo de 0,028 mg/L e, a partir deste resultado a água estaria enquadrada na Classe 2 de acordo com a resolução, mas mesmo essa concentração

máxima é cerca de 20 vezes menor que a encontrada no rio Poxim em que ocorre despejo de efluentes doméstico (VASCO et al., 2011).

Tabela 14 - Avaliação dos parâmetros segundo VMP das Classes de Qualidade da CONAMA 357.

Parâmetro	Medida (mg/L, n=11)			Classe de Qualidade ¹	VMP (mg/L)	
	Mín.	Mediana	Máx.		Classe 1	Classe 2
<i>Cloreto</i>	9,5	12,7	15,4	Classe 1	250	250
<i>DBO</i>	< 2	< 2	< 2	Classe 1	3	5
<i>Fluoreto</i>	< 0,25	< 0,25	< 0,25	Classe 1	1,4	1,4
<i>Nitrato</i>	0,16	0,9	1,58	Classe 1	10	10
<i>Nitrito</i>	<0,08	<0,08	<0,08	Classe 1	1,0	1,0
<i>SDT</i>	32	56	75	Classe 1	500	500
<i>Sulfato</i>	< 2,5	< 2,5	< 2,5	Classe 1	250	250
<i>Turbidez</i>	0,9	1,4	4,7	Classe 1	40uT	100uT
<i>Fósforo Total</i>	<0,025	<0,025	0,028	Classe 2	0,025	0,03
<i>OD</i>	4,5	7,0	11,2	Classe 3	> 6	>5
<i>pH</i>	5,5	6,6	7,1	Sem Classe	6 a 9	6 a 9

Nota: ¹Utilizou-se o valor máximo (mínimo no caso do OD e mínimo e máximo no caso do pH) como referência para a definição da Classe de Qualidade.

Tabela 15 - Avaliação para fins de balneabilidade e demais usos para águas Classe 1.

Mês (Período de coleta)	Maior concentração até o percentil 80 (NMP/100mL)	Concentração no mês (NMP/100mL)	Avaliação para fins de balneabilidade (CONAMA 274) e outros usos da Classe 1
<i>Maio (janeiro-maio)</i>	49	2	Própria (Excelente)
<i>Junho (fevereiro-junho)</i>	10	0	Própria (Excelente)
<i>Julho (março -julho)</i>	10	3	Própria (Excelente)
<i>Setembro (abril - setembro)</i>	4	4	Própria (Excelente)
<i>Outubro 1 (maio-outubro 1)</i>	4	7	Própria (Excelente)
<i>Outubro 2 (junho-outubro 2)</i>	7	8	Própria (Excelente)
<i>Novembro (julho-novembro)</i>	8	36	Própria (Excelente)
<i>Janeiro-Novembro</i>	36	-	Própria para os demais usos

O parâmetro OD obteve um valor mínimo de 4,5 mg/L somente na coleta de abril, o que está de acordo apenas com águas enquadradas na Classe 3. Este valor mais baixo pode estar relacionado com as chuvas ocorridas nos dias anteriores à coleta. Deve-se levar em consideração que em 82% das amostras as concentrações de OD estiveram acima de 6 mg/L que é o valor mínimo exigido para águas Classe 1.

A CONAMA 357 determina que todas as Classe de Qualidade de Água Doce tenham como padrão o intervalo de 6 a 9 para o pH. Desta forma, tendo em vista que nas coletas de março e abril o manancial esteve com pH 5,5 e 5,7, respectivamente, neste período a água do manancial não estava em nenhuma Classe de Qualidade conforme essa norma. Em que

se pese esses valores mais ácidos, as demais concentrações estiveram entre 6 e 7,4, dentro do exigido para águas Classe 1.

Em substituição ao parâmetro Coliformes Termotolerantes foi utilizada a *E. coli* que atendeu, em todos os conjuntos de concentrações avaliadas (Tabela 15), ao VMP da água para Classe 1 para fins de balneabilidade (período de maio a novembro) e demais usos previstos, como irrigação e navegação (o ano todo). Ocorreu o valor máximo na amostra de janeiro (959 NMP/100mL) e o mínimo na de junho (0 NMP/100mL).

A boa qualidade natural da água do manancial não significa que seu consumo direto, sem que haja tratamento, seja recomendado. A avaliação da água bruta deve servir como orientação para escolha do tipo de tecnologia que seria adequada e viável para torna-la potável. Conforme exigência legal, a água de mananciais superficiais deve passar por processo de filtração seguido de desinfecção. Isto porque, em geral, mesmo a água de rios em áreas preservadas pode possuir microrganismos de origem fecal e, assim, conter patógenos. Destaca-se que o manancial do CADIM, mesmo nos meses de valores altos de IQA, esteve com presença de *E. coli*.

6.2 QUALIDADE DA ÁGUA PARA POTABILIDADE

6.2.1 *Escherichia coli*

Como pode ser visto na Tabela 16, a mediana das concentrações totais de *E. coli* foi de 7,4 NMP/100mL e a média de 27,0 NMP/100mL. A média diferiu significativamente da mediana tendo em vista o comportamento não paramétrico da variável, muito influenciada pelos valores extremos. O desvio padrão (DP) foi de 93,6 NMP/100mL e o coeficiente de variação (CV) 361%. Foi o parâmetro com maior CV, possivelmente por estar relacionado com a fauna que possui uma dinâmica de movimentação complexa e intensa de movimentação no território da Ilha.

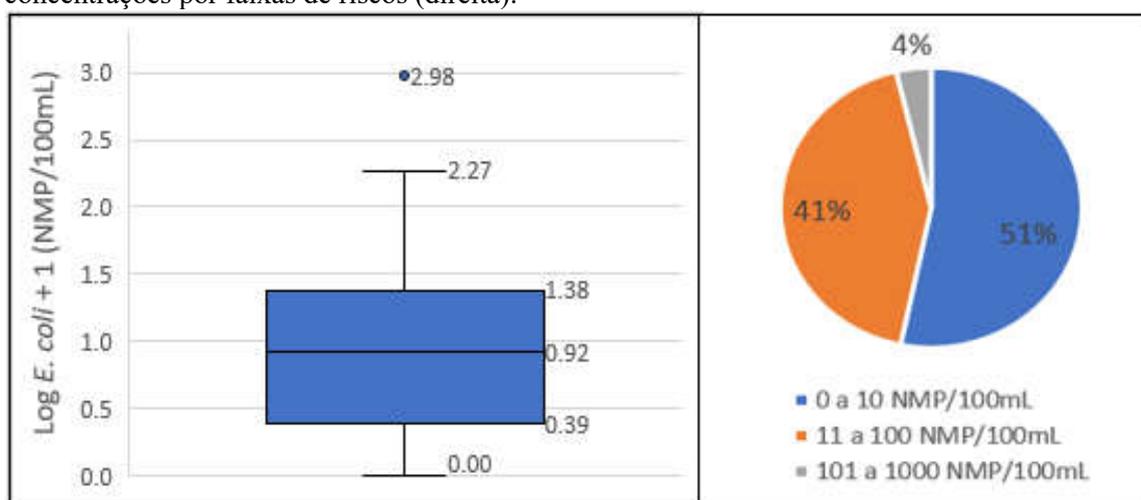
O valor máximo da concentração de *E. coli* foi de 959 NMP/100mL, tendo ocorrido no manancial (P1) no mês de janeiro. Ocorreu ausência de *E. coli* somente em 18% das amostras, estando dentro do limite estabelecido pela PRT C5. A torneira da padaria (P8) foi o único ponto em que em nenhum momento ocorreu ausência do indicador.

Tabela 16 - Estatística descritiva da concentração de *E. coli* (NMP/100mL).

Medida	Valor (NMP/100mL)	VMP PRT C5	Nível de Risco ¹ (NMP/100mL)	
<i>n</i>	107	Ausência	0	Muito baixo
<i>Média</i>	27			
<i>DP</i>	95,6		0-10	Baixo
<i>CV</i>	355%			
<i>Mínimo</i>	0		10-100	Intermediário
<i>1º Quartil</i>	1,5			
<i>Mediana</i>	7,4		100-1000	Alto
<i>3º Quartil</i>	23,0			
<i>Máximo</i>	959		>1000	Muito alto
<i>% AP²</i>	18%			

Notas: ¹Segundo WHO (1997); ²Percentual de atendimento ao padrão de potabilidade.

No Gráfico 4 pode ser visualizada a distribuição das concentrações de *E. coli*, onde metade das amostras teve sua concentração entre o valor 1,5 (log+1 = 0,39) e 23 (log+1 = 1,38) NMP/100mL. Também se nota que o valor máximo foi bastante discrepante em relação às demais concentrações, sendo quase 50 vezes maior que o percentil 75. Este gráfico também enfatiza os intervalos que são indicativos do risco que determinada concentração microbiológica cause uma infecção segundo WHO (1997), indicando que predominaram concentrações de risco baixo e intermediário, onde 96% das concentrações foram menores que 100 NMP/100mL e 51% menores ou iguais a 10 NMP/100mL.

Gráfico 4 - Boxplot da concentração de *E. coli* da água do CADIM (esquerda) e percentual das concentrações por faixas de riscos (direita).

Mananciais superficiais em áreas tropicais preservadas com grande diversidade de fauna estão sujeitos a ter naturalmente *E. coli* em suas águas, porque os animais espalham suas fezes diretamente na água ou nos arredores do corpo d'água. Nas águas do Parque

Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO), Terra, Moura e Araújo (2008) encontraram concentração média de *E. coli* igual a 22 NMP/100mL, com mínimo igual a zero e máximo de 140 NMP/100mL que são valores similares ao da água do CADIM. No rio dos Sinos, no trecho não poluído próximo à nascente, a concentração média de *E. coli*, entre 2000 e 2008, foi de cerca de 38 NMP/100mL, a máxima foi igual 480 NMP/100mL e mínima de 1,6 NMP/100mL que são valores também similares ao da água do CADIM (KONZEN; FIGUEIREDO; QUEVEDO, 2015). Já no trecho do rio dos Sinos que atravessa área urbana, a concentração média de *E. coli* foi de 131.979 NMP/100mL, a máxima de mais de um milhão e a mínima de quase mil.

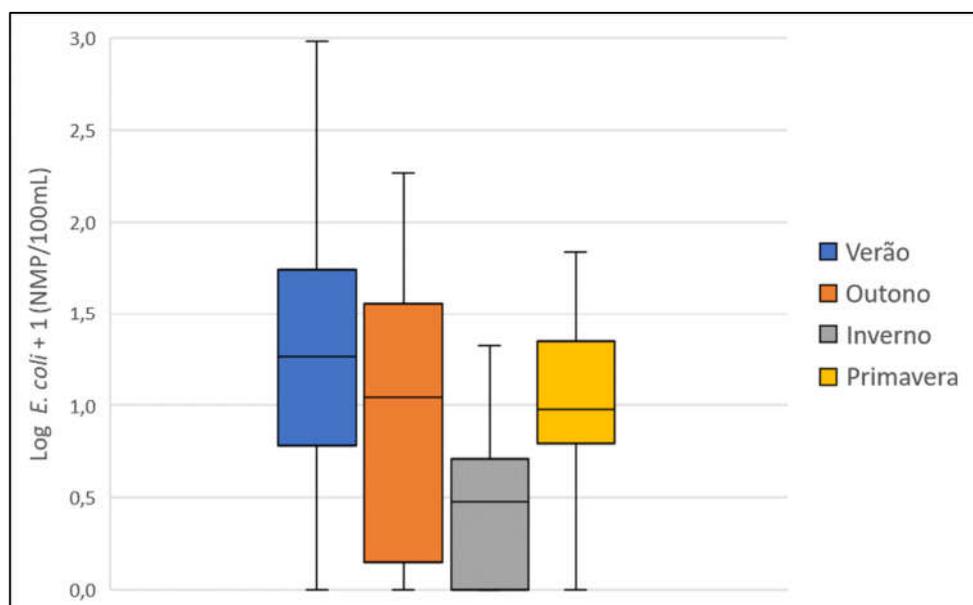
Embora a presença de *E. coli* seja por causas naturais e em pequenas concentrações, não se deve ignorar o fato que ela indica que a água entrou em contato com fezes que, mesmo que sejam de animais, podem conter patógenos. Desta forma o consumo da água do CADIM pode levar as pessoas a adoecerem, sobretudo crianças, idosos e pessoas com o sistema imune debilitado.

As concentrações de *E. coli* verificadas na água do CADIM permitem a aplicação de filtração lenta para tratamento, mas com um pré-filtro, segundo limites definidos em Pádua (2016). A filtração lenta possui uma operação simplificada sendo viável em lugares remotos.

6.2.1.1 Variabilidade temporal

As maiores concentrações de *E. coli* foram no verão, tendo diminuído progressivamente no outono e inverno e voltando a subir na primavera como pode ser visto no Gráfico 5.

Gráfico 5 - Boxplot do Log + 1 das concentrações de *E. coli* por estações do ano.



Quanto aos valores extremos, nas quatro estações ocorreu ausência de *E. coli* e os valores máximos foram 959, 185, 20 e 68 (NMP/100mL) no verão, outono, inverno e primavera, respectivamente como mostra a Tabela 17. Os máximos no outono e primavera ocorreram nas coletas de abril e novembro nas quais ocorreu chuva nos dias anteriores. No verão e inverno a concentração máxima ocorreu em janeiro e junho, coletas em que não houve registro de chuva. Nota-se que no verão e outono os máximos foram muito divergentes de suas respectivas medianas sendo quase 50 e 20 vezes maior em cada uma destas estações.

Tabela 17 - Estatística descritiva das concentrações de *E. coli* por estações do ano.

Medida	Concentração de <i>E. coli</i> (NMP/100mL)			
	Verão	Outono	Inverno	Primavera
<i>n</i>	19 ³	28	29	30
<i>Média</i>	75,6	25,9	3,4	15,6
<i>DP</i>	210,2	44,2	4,5	15,3
<i>CV</i>	278%	170%	132%	98%
<i>Mínimo</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>1ºQuartil</i>	7,5	1,0	0,0	5,2
<i>Mediana</i>	20,0	10,0	2,0	10,2
<i>3ºQuartil</i>	54,8	36,7	4,1	21,3
<i>Máximo</i>	959,0	185,0	20,0	67,7
<i>% AP</i>	25%	23%	28%	3%

Embora as diferentes estações tenham divergido na maioria das medidas estatísticas, o percentual de atendimento ao padrão de potabilidade foi similar entre elas (cerca de 25%) com exceção da primavera, que obteve apenas 3% de ausência de *E. coli*. Acredita-se que não tenha ocorrido diferença percentual na ausência de *E. coli* entre a maioria das estações devido a presença constante de restos vegetais na água.

No Gráfico 5 também pode-se observar que no verão e outono ocorreu uma maior variabilidade nas concentrações de *E. coli* em comparação ao inverno e primavera. O verão destaca-se pela grande diferença entre seus extremos de concentrações. Pode-se observar ainda que o outono e a primavera possuem concentrações medianas similares, mas o outono é a estação com maior dispersão de concentrações e a primavera a menor (Gráfico 5).

³ As amostras do verão foram em menor quantidade porque a campanha de dezembro, que estava inicialmente prevista, não pode ser realizada devido indisponibilidade de vagas no alojamento nas datas em que a equipe de coleta havia programado.

A dinâmica temporal da concentração de *E. coli* da água que abastece o CADIM apresentou uma variação estatisticamente significativa entre as estações do ano (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$). As seguintes estações apresentaram diferenças significativas entre as medianas: inverno menor que outono (Dunn, $p = 0,03$), primavera (Dunn, $p < 0,01$) e verão (Dunn, $p < 0,01$); outono menor que verão (Dunn, $p < 0,01$) e; primavera menor que verão (Dunn, $p = 0,03$). Não ocorreu diferença significativa entre as medianas do outono e primavera (Dunn, $p = 1$).

Estudo no Parque Natural Chicaque, localizado na Colômbia, constatou ausência de *E. coli* na água no período seco nos onze pontos estudados, mas no período chuvoso em 54% das amostras a *E. coli* esteve presente com uma concentração média de 15 NMP/100mL (NAVIA; TORRES, 2013). A água do CADIM também apresentou menor presença e concentração de *E. coli* no inverno que foi o período com menor precipitação.

6.2.1.2 Variabilidade espacial

A partir da comparação entre os pontos que representam a captação, os reservatórios de distribuição, a rede de distribuição e os pontos de uso, verifica-se que a maior concentração mediana de *E. coli* foi a do P6 (caixa d'água) com o valor de 10 NMP/100mL e a menor foi do P2 (antigo "filtro") com o valor de 1 NMP/100mL como mostra a Tabela 18. O maior percentual de atendimento ao padrão de potabilidade foi de 36% no P2. A máxima concentração (959 NMP/100mL) ocorreu no P1 (manancial).

Tabela 18 - Estatística descritiva das concentrações de *E. coli* nas diferentes partes do sistema de abastecimento.

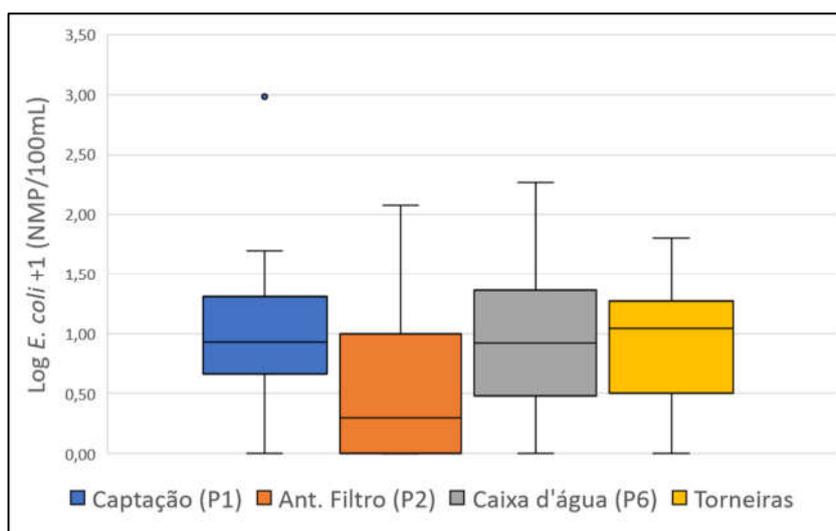
Medida	Captação (P1)	Ant. Filtro (P2)	Caixa d'água (P6)	Torneiras
<i>n</i>	11	11	11	74
<i>Média</i>	98,9	16,7	14,9	22,0
<i>Desvio Padrão</i>	285,7	35,9	19,0	31,7
<i>Coefficiente de variação</i>	289%	215%	128%	144%
<i>Mínimo</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>1º Quartil</i>	3,6	0,0	2,6	2,0
<i>Mediana</i>	7,5	1,0	10,0	9,1
<i>2º Quartil</i>	23,2	11,4	19,0	23,0
<i>Máximo</i>	959,0	119,0	63,0	185,0
<i>%AP</i>	9%	36%	18%	16%

No Gráfico 6 pode ser observado que as variabilidades das concentrações de *E. coli* no P1, P2, P6 e PC foram parecidas e as amplitudes elevadas, variando de 0 a quase 1.000

NMP/100mL (log+1 próximo de 3) na captação, e de 0 até aproximadamente 100 NMP/100mL (log+1 próximo de 2) nos demais trechos. A mediana do P2 (1 NMP/100mL) destaca-se como menor que a das demais, contudo este ponto apresenta alta variabilidade e, provavelmente devido a isto, não foi observado diferença estatisticamente significativa entre os trechos do sistema de abastecimento do CADIM (Kruskal-Wallis, $p = 0,39$).

Como o padrão microbiológico está frequentemente associado ao risco de transmissão de doenças infecciosas, foi realizada uma descrição aprofundada dos pontos de consumo mostrada na Tabela 19. O P8 (padaria) encontrou-se com a maior concentração mediana de *E. coli*, com o valor de 16 NMP/100mL (Tabela 19), e no P5 (escola) e P7 (cozinha do rancho) foram as menores concentrações (4,1 NMP/100mL). O P5 e P8 destacaram-se dos demais, pois em nenhuma coleta a *E. coli* esteve ausente neles. O P9 (Praça d'Armas) teve o maior percentual de atendimento ao padrão de potabilidade (36%) entre os pontos de consumo.

Gráfico 6 - Boxplot das concentrações de *E. coli* entre os trechos do sistema de abastecimento.



Medida	P3	P4	P5	P7	P8	P9	P10
<i>n</i>	11	1	9	11	10	11	11
<i>Média</i>	30,8	16,5	13,5	15,6	33,3	12,4	15,0
<i>Desvio padrão</i>	54,2	19,2	21,3	20,7	48,7	16,8	18,6
<i>Coefficiente de variação</i>	176%	116%	158%	133%	146%	135%	124%
<i>Mínimo</i>	0,0	2,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0
<i>1º Quartil</i>	1,5	5,2	1,0	1,6	6,4	0,0	2,0
<i>Mediana</i>	9,7	10,0	4,1	4,1	16,1	6,3	10,0
<i>3º Quartil</i>	35,5	16,4	10,0	23,3	28,3	16,6	20,7
<i>Máximo</i>	185,0	63,0	59,8	52,9	160,7	45,7	63,0

% AP	18%	0%	22%	27%	0%	36%	9%
------	-----	----	-----	-----	----	-----	----

Tabela 19 - Estatística descritiva das concentrações de *E. coli* nas torneiras.

Os resultados indicam não haver aumento das concentrações *E. coli* no caminho da água, da captação aos pontos de consumo. Sendo assim é pouco provável que haja entrada de efluentes na rede de distribuição e nas instalações hidráulicas ao longo de seu percurso.

6.2.2 Coliformes totais

Como pode ser visto na Tabela 20, a mediana e a média das concentrações de CT foram cerca de 1.400 e 1.800 NMP/100mL, respectivamente. Existiu uma diferença considerável entre a mediana e a média, que é muito influenciada pelos valores extremos. O desvio padrão foi de 1.696 NMP/100mL, o coeficiente de variação 91% e a amplitude cerca de 10 vezes maior que a mediana, indicando uma grande variabilidade, que tem relação com a natureza discreta da variável. Embora a variabilidade tenha sido alta, foi bem menor que a das concentrações de *E. coli* (CV = 361%) indicando que a carga no manancial de CT foi mais estável. A presença perene de restos vegetais no manancial pode gerar essa variabilidade menor.

Tabela 20 - Estatística descritiva das concentrações de coliformes totais (NMP/100mL)

Medida	Valor (NMP/100mL)	Ponto	Coleta	VMP PRT C5
<i>n</i>	107	-	-	Ausência
<i>Média</i>	1858	-	-	
<i>DP</i>	1696	-	-	
<i>CV</i>	91%	-	-	
<i>Mínimo</i>	214	P5 (escola)	Março	
<i>1º Quartil</i>	973	-	-	
<i>Mediana</i>	1414	-	-	
<i>3º Quartil</i>	2014	-	-	
<i>Máximo</i>	10462	P1 (manancial)	Janeiro	
% AP	0%	-	-	

O valor máximo das concentrações de CT foi de aproximadamente 10.000 NMP/100mL, tendo ocorrido no manancial (P1) no mês de janeiro. Não ocorreu ausência de CT em nenhum momento ou ponto de amostragem. Cerca de 30% das concentrações estiveram abaixo de 1.000 NMP/100mL e 75% menores que 2.000 NMP/100mL como mostram os Gráficos 7 e 8. Destaca-se a presença de muitos valores discrepantes (*outliers*), que pode ser consequência dos períodos de maiores precipitações e ventos que carregam solo, folhas e outros materiais dos arredores para o manancial.

Gráfico 7 - Percentagem das concentrações de coliformes totais na água do CADIM por intervalos.

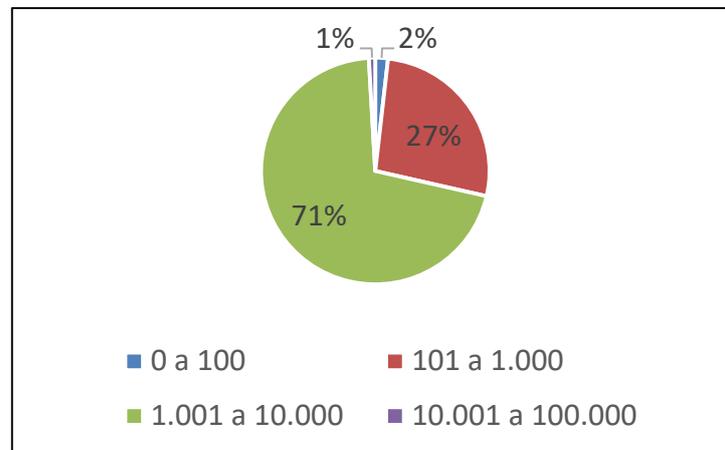
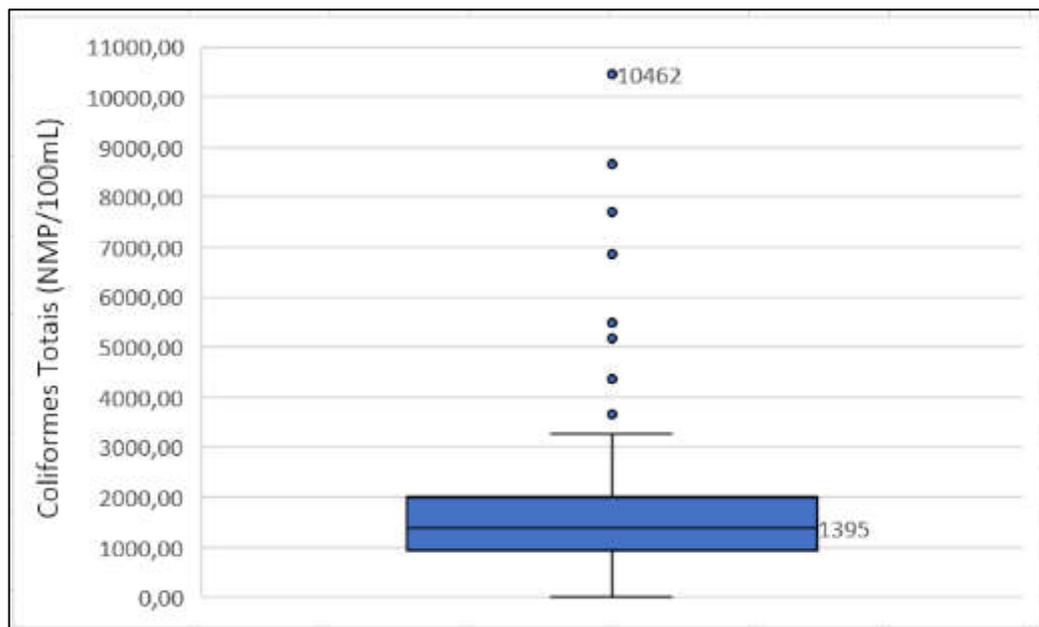


Gráfico 8 - Boxplot das concentrações de coliformes totais na água do CADIM.



A presença frequente de CT em águas superficiais é comum, mesmo em áreas sem interferência antrópica. Fellipe (2009) e Silva et al. (2017), que estudaram águas de parques naturais, encontram CT em 79 e 100% das fontes, respectivamente. As concentrações de CT da água do CADIM foram semelhantes as encontradas por Fellipe (2009), que tinham uma média de 1.146 NMP/100mL e CV de 180%. Mas as concentrações de CT da água do CADIM foram consideravelmente maiores que as encontradas por Terra et al. (2008) no PARNASO, que tiveram média de 203 NMP/100mL, mínimo de zero e máximo de 2.400

NMP/100mL. Contudo a temperatura da água do PARNASO esteve sempre menor que 15°C que é consideravelmente menor que a da água do CADIM.

As concentrações de CT em esgotos bruto são maiores que 10^6 org/100mL (VON SPERLING, 2014) de forma que águas contaminadas por efluentes domésticos normalmente possuem concentrações muito elevadas deste grupo de microrganismos. A média das concentrações no CADIM foi consideravelmente menor que a encontrada por Gonçalves et al. (2005), na microbacia do Arroio Lino em ponto com lançamento de efluentes domésticos, que foi de $7,1 \times 10^5$ NMP/100mL e que as encontradas por Handam et al. (2018), em rios que atravessam a comunidade de Manguinhos, que foi de 102.060 NMP/100mL.

A proporção das concentrações de *E. coli* em relação às de CT (média de *E. coli* / média de CT) na água do CADIM foi de apenas 1,4%, já a encontrada por Handam et al (2018) foi de 74% em rio sensivelmente poluído. Como aponta Von Sperling (2018), corpos d'água poluídos por esgoto possuem alta proporção das concentrações de *E. coli* em relação às de CT, portanto a proporção encontrada indica que os microrganismos na água do CADIM têm origem natural (galhos, folhas, animais e etc.).

As concentrações de CT verificadas na água do CADIM podem ser removidas pela aplicação da técnica de filtração lenta para tratamento, mas com um pré-filtro, segundo limites definidos em Pádua (2016).

6.2.2.1 Variabilidade Temporal

A concentração mediana de CT no verão foi de 1.408 NMP/100mL, tendo diminuído para seu menor valor (958 NMP/100mL) no outono, ficando estável entre outono e inverno e aumentando até o seu pico (1.986 NMP/100mL) na primavera, como pode ser visto na tabela 21. A concentração mediana da primavera foi cerca de duas vezes maior que a do inverno e outono.

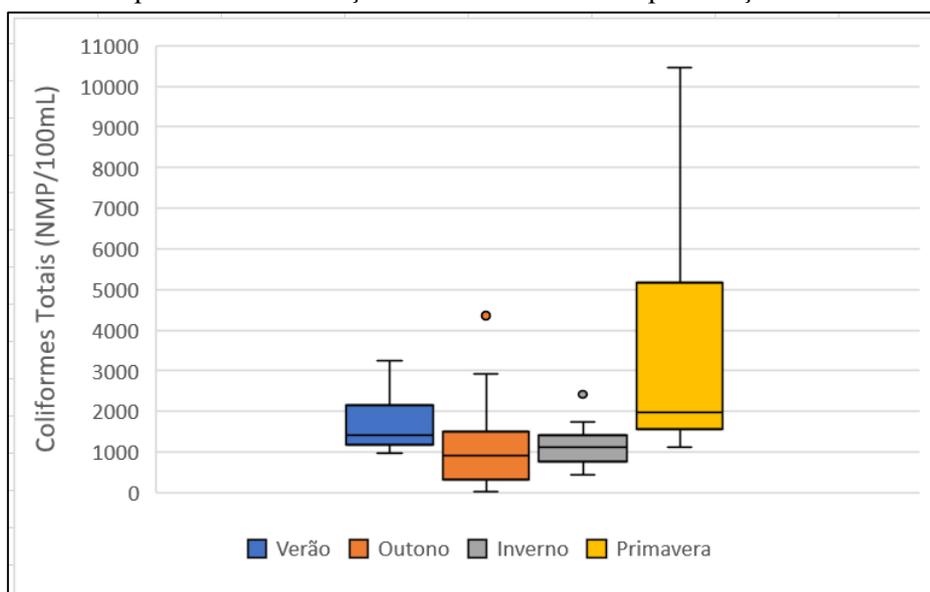
A estação com a mínima concentração foi outono (958 NMP/100mL) e a com a máxima a primavera (10.462 NMP/100mL). O outono teve o maior CV, de 86%, devido a um valor discrepante como mostra o Gráfico 9, contudo a primavera apresentou uma maior dispersão em termos de intervalo interquartil e amplitude, variando de um mínimo de 1.120 a quase 10.000 NMP/100mL. O inverno se destacou pela pequena variabilidade e simetria, em que se pese o valor discrepante de 2.420 NMP/100mL nesta estação (Gráfico 9).

Tabela 21 - Estatística descritiva das concentrações de coliformes totais por estações do ano.

Medida	Concentração de coliformes totais (NMP/100mL)			
	Verão	Outono	Inverno	Primavera
<i>N</i>	20	29	28	30
<i>Média</i>	1781	1159	1165	3234
<i>DP</i>	722	991	412	2479
<i>CV</i>	41%	86%	35%	77%
<i>Mínimo</i>	959	214	579	1120
<i>1º Quartil</i>	1185	361	835	1565
<i>Mediana</i>	1408	958	1120	1986
<i>3º Quartil</i>	2093	1497	1414	4793
<i>Máximo</i>	3255	4352	2420	10462
<i>% AP</i>	0 %	0 %	0 %	0 %

Houve diferença sazonal estatisticamente significativa (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$). Sendo a mediana da primavera maior que a do inverno (Dunn, $p < 0,01$) e do outono (Dunn, $p < 0,01$). A concentração de CT do verão foi maior que no outono (Dunn, $p = 0,01$). As concentrações no inverno foram iguais a do outono e as do verão, assim como as do verão não apresentaram diferença significativa em relação à primavera.

Gráfico 9 - Boxplot das concentrações de coliformes totais por estações do ano.



O fato de ter ocorrido chuva, em dias imediatamente anteriores, em todas as coletas da primavera deve ter favorecido a ocorrência de maiores concentrações de CT nesta estação do ano, assim como ocorreu na pesquisa realizada por Grott et al. (2018) que encontraram aumento muito significativo da estação seca para chuvosa. Na coleta de novembro notou-se acúmulo de folhas no fundo do reservatório em maior quantidade que nas demais coletas, o

que também pode ter contribuído para maior carga de CT nesta estação como mostra a Figura 11. Navia e Torres (2013) verificaram correlação negativa entre concentrações de CT e chuva em uma unidade de conservação colombiana. Eles observaram que a média na época seca foi igual a 2.116 NMP/100mL e na chuvosa igual a 120 NMP/100mL.4

Figura 11 – Foto tirada em novembro de 2019 mostrando o fundo do reservatório de captação coberto por folhas.



6.2.2.2 Variabilidade espacial

Entre os diferentes setores da solução de abastecimento, a maior concentração mediana de CT foi a do P6 (caixa d'água) com o valor de 1.733 NMP/100mL e a menor foi do P2 (antigo “filtro”) com o valor de 1.376 NMP/100mL (Tabela 22). Em nenhum dos setores ocorreu atendimento ao padrão de potabilidade. A máxima concentração, de 10.462 NMP/100mL, ocorreu no P1(manancial) (Gráfico 10).

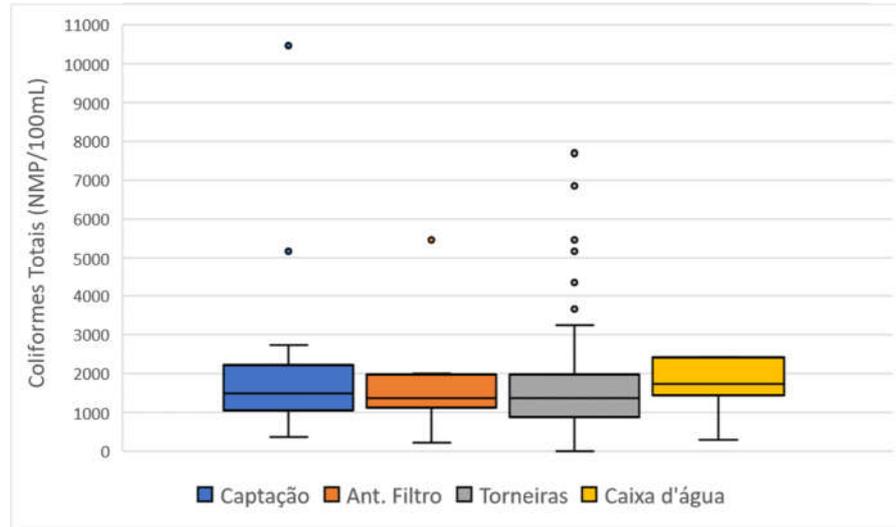
Tabela 22 - Estatística descritiva das concentrações de coliformes totais nas diferentes partes do sistema de abastecimento.

Medida	Captação	Ant. Filtro	Caixa d'água	Torneiras
<i>n</i>	11	11	11	74
<i>Média</i>	2528	1725	1763	1793
<i>Desvio Padrão</i>	2930	1357	676	1601
<i>Coefficiente de variação</i>	116%	79%	38%	89%
<i>Mínimo</i>	365	219	285	214
<i>1º Quartil</i>	1039	1115	1444	921
<i>Mediana</i>	1497	1376	1733	1395
<i>3º Quartil</i>	2228	1986	2420	1986
<i>Máximo</i>	10462	5475	2420	8664

Quanto a variabilidade, o alto coeficiente de variação da captação (116%) destacou-se dos demais, devido ao valor discrepante de 10.462 NMP/100mL. Já os intervalos

interquartis foram similares entre os setores, ficando o 1º e o 3º quartil entre aproximadamente 1.000 e 2.000 NMP/100mL, como pode ser visto na Gráfico 10. As torneiras (P3, P4, P5, P7, P8, P9e P10) apresentaram uma grande quantidade de valores discrepantes.

Gráfico 10 - Boxplot das concentrações de coliformes totais dos setores da solução de abastecimento.



Não foram verificadas diferenças significativas entre as medianas dos setores (Kruskal-Wallis, $p = 0,44$), considerando as coletas de janeiro a novembro. A ausência de aumento das concentrações da captação para a rede de distribuição sugere não ocorrer contaminação ao longo do caminho da água.

6.2.3 Cor aparente

Como detalhado na Tabela 23, a mediana da cor aparente na água que abastece o CADIM, de 13uH, esteve abaixo do VMP da PRT C5, contudo a sua média de 16uH esteve levemente acima. Mais de 60% das amostras coletadas estiveram abaixo de 15uH que é o limite da PRT C5.

O desvio padrão foi de 10,4uH, equivalente a um CV de 70%, mostrando a variabilidade relativamente alta. Embora o intervalo interquartil tenha sido de 8uH, a amplitude das medidas foi quase dez vezes este valor, tendo em vista o valor mínimo próximo de 6uH e máximo de 83uH. O maior valor de cor aparente foi observado em fevereiro, que apresentou maior precipitação acumulada nos dois dias anteriores à coleta, e o menor foi encontrado no período mais seco.

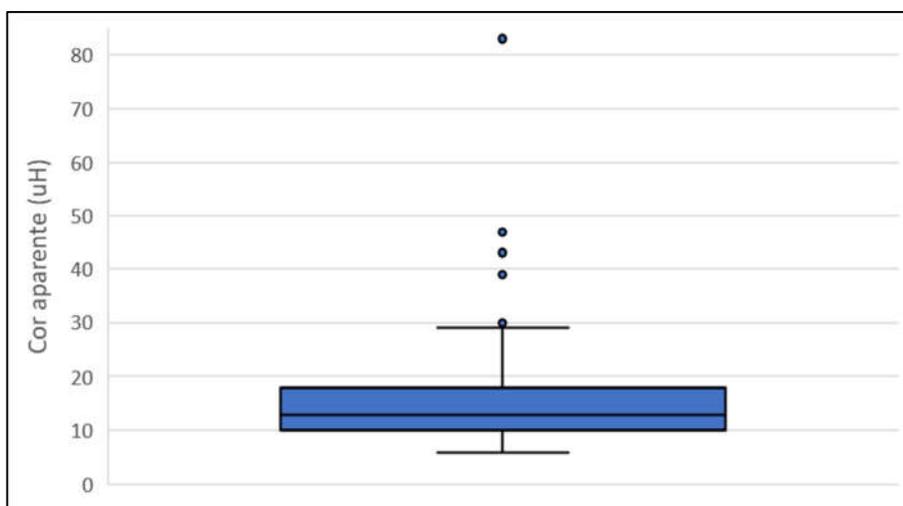
Tabela 23 - Estatística descritiva das medidas de cor aparente.

Medida	Valor (uH)							
	Geral	Ponto	Coleta	Verão	Outono	Inverno	Primavera	VMP
<i>n</i>	107	-	-	20	29	28	30	15uH
<i>Média</i>	15,6	-	-	26,7	15,7	11,1	12,3	
<i>DP</i>	10,4	-	-	14,1	8,3	7,1	5,9	
<i>CV</i>	67%	-	-	53%	53%	64%	48%	
<i>Mínimo</i>	5,8	P1	Junho	16,0	10,0	5,8	6,5	
<i>1° Q</i>	10,0	-	-	19,0	11,0	7,2	8,7	
<i>Mediana</i>	12,9	-	-	25,0	13,0	9,3	11,1	
<i>3° Q</i>	17,9	-	-	28,6	16,8	12,3	13,9	
<i>Máximo</i>	83,0	P9	Fevereiro	83,0	47,0	43,2	39,0	
<i>% AP</i>	65%	-	-	0%	69%	86%	87%	

O Gráfico 11 apresenta uma assimetria em relação aos maiores valores, apresentando cinco valores discrepantes (30, 39, 43, 47 e 83uH) maiores que o 3° quartil.

Considerando que a água do CADIM não passa por processo de tratamento, os valores encontrados são, em geral, relativamente baixos quando comparados com a água bruta de captações superficiais, como indica as pesquisas de Bonnet, Ferreira e Lobo (2008) e Silva et al (2016). Os primeiros autores, ao pesquisarem águas de 174 captações em Goiás, encontraram média de 80uH para cor aparente (5 vezes maior que a do CADIM), máximo de 438uH e CV de 100%. Silva et al (2016) analisaram trinta amostras de água *in natura* de córrego em área rural e encontraram média de 230uH no período chuvoso e 88uH no período seco, ambas consideravelmente maiores que a média de 15,6uH da água do CADIM.

Gráfico 11 - Boxplot das medidas de cor aparente na água do CADIM.



Embora as medidas de cor aparente encontradas não indiquem riscos diretos à saúde, a cor indica a provável presença de substâncias orgânicas (ácidos húmicos e fúlvicos) que em contato com o cloro podem formar subprodutos tóxicos.

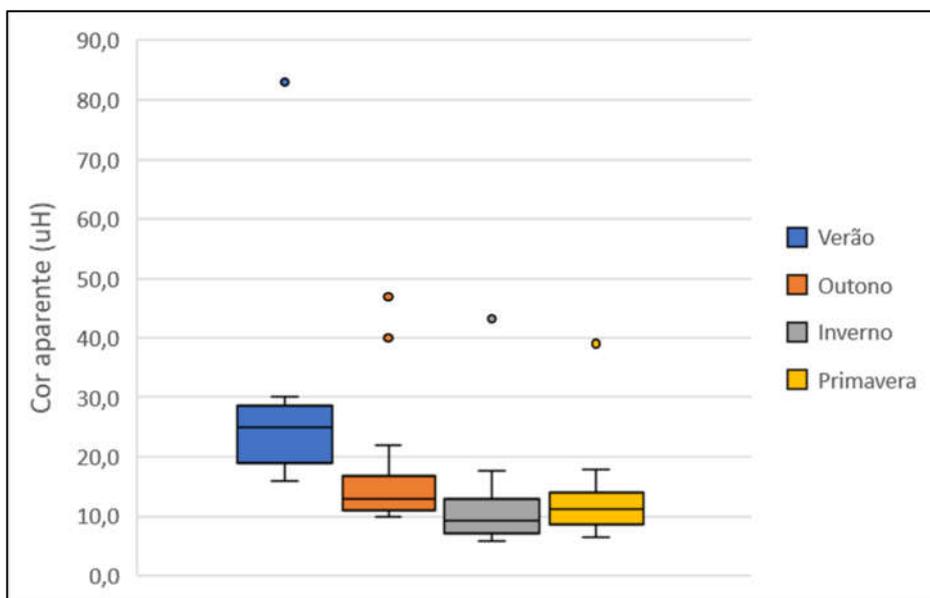
6.2.3.1 Variabilidade temporal

O Gráfico 12 mostra que a mediana da cor aparente no verão foi maior e caiu acentuadamente em relação as demais estações, que tiveram mediana em torno de 10uH.

Na Tabela 23 pode ser observado que, embora no outono, inverno e primavera o percentual de atendimento ao VMP tenha sido elevado, no verão todas as amostras estiveram maiores que 15uH (limite para potabilidade). O verão possuiu medidas de cor aparente destacadas das demais, tanto pelos maiores valores quanto pela maior dispersão em torno da mediana (Gráfico 12). O valor máximo de 83uH ocorreu no verão e o mínimo de 5,8uH no inverno.

A diferença sazonal foi estatisticamente significativa (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$). Sendo a mediana do verão maior que a do inverno (Dunn, $p < 0,01$), do outono (Dunn, $p < 0,01$) e da primavera (Dunn, $p < 0,01$). A mediana do outono foi maior que a do inverno (Dunn, $p < 0,01$). As medidas de cor do inverno e outono não foram diferentes significativamente das medidas da primavera.

Gráfico 12 - Boxplot da medida de cor aparente por estações do ano.



A variação sazonal na cor aparente também foi percebida por Bonnet, Ferreira e Lobo (2008), com maiores valores de janeiro a abril (período chuvoso) e menores de junho a setembro (período seco).

O P1 teve o maior percentual de atendimento ao VMP para potabilidade (82%) e as torneiras o menor (65%). A maior intensidade de cor (83uH) foi verificada nas torneiras, o que pode ter acontecido devido ao acúmulo de sedimentos nas caixas d'água dos prédios que não recebem limpeza periódica.

Não foi observada diferença estatisticamente significativa entre as medianas dos setores (Kruskal-Wallis, $p = 0,11$).

6.2.4 Turbidez

Como detalhado na Tabela 24, a turbidez mediana na água que abastece o CADIM foi de 1,3UNT que está abaixo do VMP da PRT C5 referente ao padrão organoléptico e muito próximo do VMP exigido para águas superficiais que passam por filtração lenta, que é 1UNT. O VMP organoléptico foi atendido em 98% das medidas e 20% atenderam o VMP de turbidez para filtração lenta.

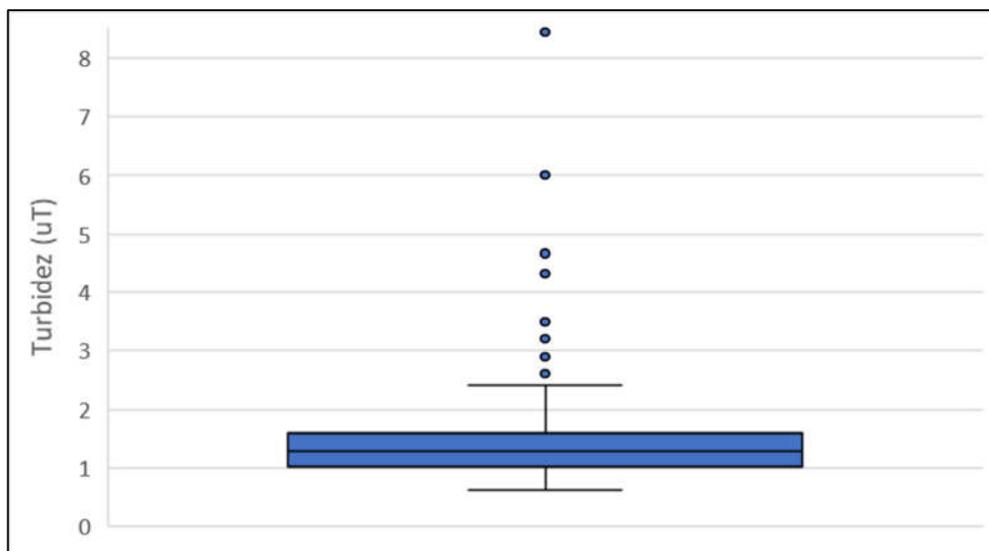
Tabela 24 - Estatística descritiva das medidas de turbidez.

Medida	Valor (UNT)							VMP
	Geral	Ponto	Coleta	Verão	Outono	Inverno	Primavera	
<i>n</i>	107	-	-	20	29	28	33	5uH ³ e 1uH ⁴
<i>Média</i>	1,5	-	-	1,8	1,8	1,3	1,1	
<i>DP</i>	1,0	-	-	0,5	1,6	0,9	0,7	
<i>CV</i>	68%	-	-	27%	85%	68%	64%	
<i>Mínimo</i>	0,6	P3	Out. 2	1,0	1,0	0,7	0,6	
<i>1° Q</i>	1,1	-	-	1,4	1,2	0,9	0,9	
<i>Mediana</i>	1,3	-	-	1,7	1,4	1,1	1,1	
<i>3° Q</i>	1,6	-	-	2,1	1,6	1,2	1,3	
<i>Máximo</i>	8,4	P6	Abril	2,9	8,4	4,7	4,3	
<i>% APO¹</i>	98%	-	-	100%	93%	100%	100%	
<i>% APT²</i>	20%	-	-	0%	7%	31%	37%	

Notas: ¹Percentual de atendimento ao padrão organoléptico de potabilidade; ²Percentual de atendimento ao padrão de turbidez de potabilidade; ³VMP do padrão organoléptico; ⁴VMP do padrão de turbidez.

Nota-se no Gráfico 13 que as medidas de turbidez têm o formato “achatado”, tendo em vista que do 1° ao 3° quartil houve um aumento de apenas 0,6UNT. Contudo o CV de quase 70% é relativamente alto, pois foi influenciado pelos valores discrepantes, que também se destacam no boxplot. O menor valor foi de 0,6 e o maior de 8,4UNT.

Gráfico 13 - Boxplot das medidas de turbidez da água do CADIM.



Os valores de turbidez encontrados para água que abastece o CADIM foram baixos quando comparados aos dos rios das bacias hidrográficas que abastecem às metrópoles brasileiras. Os rios da bacia hidrográfica do rio Guandu tiveram valores medianos variando de 12 a 35 UNT em relação ao período de 2000 a 2010, sendo que mesmo em rio em área preservada o menor valor foi de 4 UNT (WEINBERG, 2013). Em rios utilizados para abastecimento de cidades goianas pela Companhia de Saneamento de Goiás (SANEAGO) o valor médio de turbidez foi de aproximadamente 29 UNT entre os anos de 2002 e 2004 (BONNET; FERREIRA; LOBO, 2008).

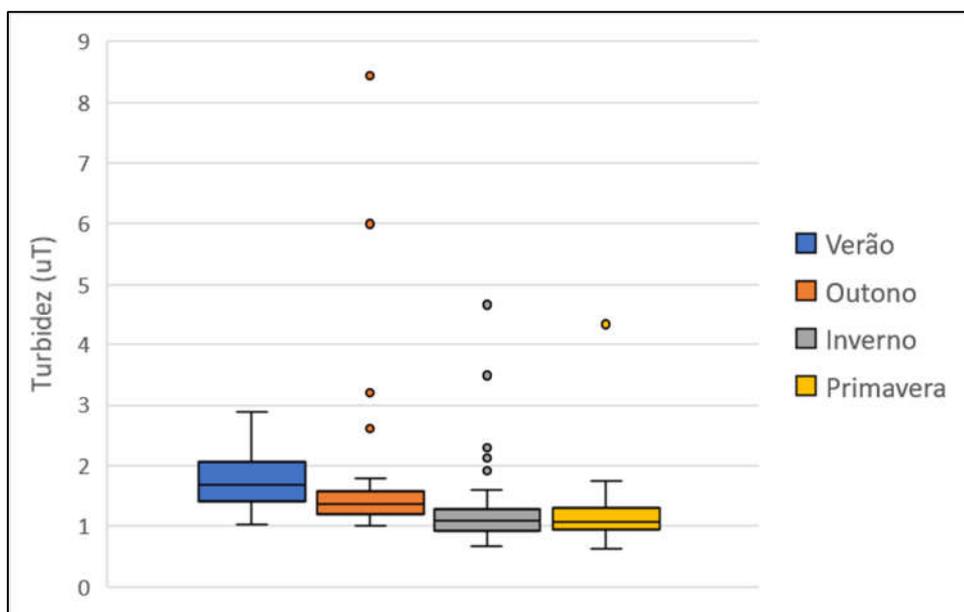
Os valores de turbidez encontrados na água do CADIM podem ser removidos pela aplicação da técnica de filtração lenta para tratamento, mas com um pré-filtro, segundo limites definidos em Pádua (2016).

6.2.4.1 Variabilidade temporal

A mediana da turbidez teve seu maior valor no verão (1,7 UNT), diminuiu no outono (1,4 UNT), diminuiu novamente no inverno (1,1 UNT) e manteve-se estável na passagem para a primavera como mostra a Tabela 24. O maior valor ocorreu no outono (8,3 UNT) e o menor na primavera (0,6 UNT). Embora a maior mediana não tenha ocorrido no outono, nesta estação ocorreu a maior amplitude dos valores e, conseqüentemente, o maior CV (85%) como mostra o Gráfico 14. A primavera destacou-se por ter atingido os maiores percentuais

de atendimento ao VMP da PRT C5, 100% e 37% em relação ao padrão organoléptico e de turbidez, respectivamente.

Gráfico 14 - Boxplot das medidas de turbidez por estações de ano.



No Gráfico 14 pode-se observar que o verão apresentou uma distribuição de valores mais elevada e com maior dispersão em torno da mediana, mas sem apresentar valores discrepantes. Nas outras estações ocorreu maior concentração dos dados em torno da mediana, contudo, apresentaram dados discrepantes. O valor máximo do outono foi seis vezes maior que sua mediana e o valor máximo do inverno e primavera foi cerca de quatro vezes maior que as suas respectivas medianas.

Ocorreu diferença estatisticamente significativa nos valores de turbidez nas diferentes estações do ano (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$), sendo a mediana do verão maior que a do inverno (Dunn, $p < 0,01$) e da primavera (Dunn, $p < 0,01$). A mediana do outono maior que a do inverno (Dunn, $p = 0,048$) e da primavera (Dunn, $p = 0,01$). Não ocorreu diferença significativa entre as distribuições do verão e outono (Dunn, $p = 0,34$) e entre as do inverno e primavera (Dunn, $p = 1$).

Souza e Nunes (2008), estudando manancial superficial de microbacia em Mato Grosso, também verificaram efeito da sazonalidade nos valores de turbidez que tiveram acentuado aumento no mês de fevereiro, mês em que ocorreu grande precipitação mensal. No ponto de amostragem próximo à nascente, os valores aumentaram de 2 UNT em novembro de 2006 para cerca de cerca de 12 UNT em fevereiro de 2007.

Não ocorreu diferença espacial significativa entre as medidas de turbidez (Kruskal-Wallis, $p = 0,69$).

6.2.5 pH

O pH da água que abastece o CADIM esteve ligeiramente ácido na maior parte das amostras. Cerca de um quinto das amostras estiveram menores que 6 e o restante neutro como mostra o Gráfico 15. O pH mediano foi de 6,5, o valor máximo foi de 7,4 e mínimo de 5,3 apresentado na Tabela 25. Ocorreu pequena variabilidade entre os valores, o CV foi de 7% e pouca dispersão em torno da mediana. Alguns valores foram discrepantes com uma acidez mais acentuada. O percentual de atendimento ao intervalo recomendado pela PRT C5 foi maior que 80%.

Gráfico 15 - Proporção dos valores de pH por intervalos (esquerda) e Boxplot das medidas de pH da água que abastece o CADIM (direita).

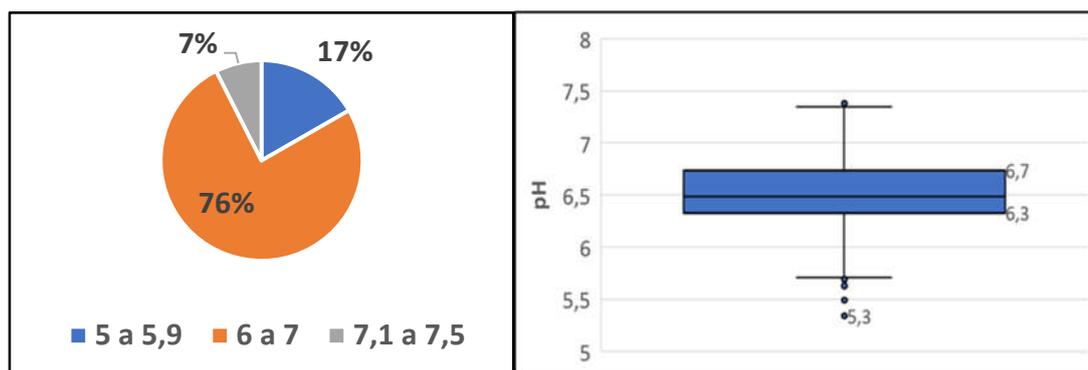


Tabela 25 - Estatística descritiva das medidas de pH.

Medida	Valor							IR ¹ PRT C5
	Geral	Ponto	Coleta	Verão	Outono	Inverno	Primavera	
<i>n</i>	107	-	-	20	30	28	30	6 a 9,5
<i>Média</i>	6,5	-	-	6,5	6,0	6,8	6,6	
<i>DP</i>	0,4	-	-	0,3	0,5	0,2	0,2	
<i>CV</i>	7%	-	-	4%	8%	3%	4%	
<i>Mínimo</i>	5,3	P3	Março	6,3	5,3	6,6	6,3	
<i>1º Quartil</i>	6,3	-	-	6,3	5,7	6,7	6,4	
<i>Mediana</i>	6,5	-	-	6,4	5,9	6,8	6,5	
<i>3º Quartil</i>	6,7	-	-	6,6	6,4	6,9	6,7	
<i>Máximo</i>	7,4	P8	Maio	7,3	7,4	7,2	7,4	
<i>% AP</i>	84%	-	-	100%	40%	100%	100%	

Nota: ¹Intervalo recomendado.

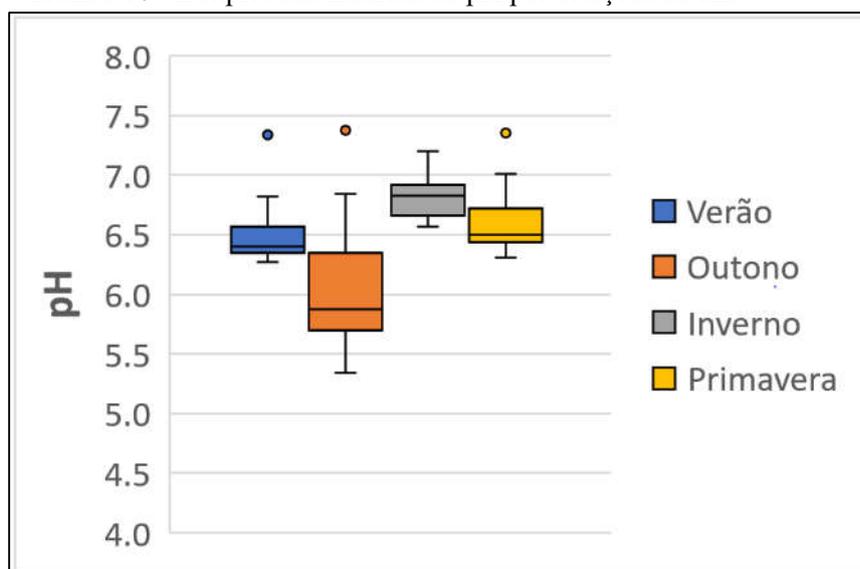
Águas naturais com pH ácido são relativamente comuns no Brasil, porque as condições climáticas brasileiras geram um intemperismo intenso, o que proporciona solubilização de íons na água e aumento da concentração de H^+ . Além disso, nas águas superficiais, sobretudo em áreas de floresta, há a presença permanente de restos vegetais, que ao se decompor liberam substâncias ácidas. Felipe (2009) e Ramos (2017) analisaram mananciais em área de floresta nativa e constataram o caráter ácido da água, com valores semelhantes ao da água do CADIM.

Embora os valores encontrados não indiquem risco sanitário direto, o pH ácido da água pode favorecer a corrosão no trecho da adutora que é de tubulação metálica (Figura 9). Uma possível solução para amenizar esse problema seria a adição de substâncias químicas alcalinas como a cal que provocaria um aumento no pH.

6.2.5.1 Variabilidade temporal

A diferença sazonal foi estatisticamente significativa (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$). A mediana do pH do outono foi menor que a do inverno (Dunn, $p < 0,01$) e primavera (Dunn, $p < 0,01$), a mediana do inverno foi maior que a do verão (Dunn, $p < 0,01$), primavera (Dunn, $p < 0,01$) e outono. A mediana de pH do verão não se diferenciou significativamente em relação a do outono (Dunn, $p = 0,06$) e a da primavera (Dunn, $p = 0,45$).

Gráfico 16 - Boxplot das medidas de pH por estações do ano.



O comportamento do pH no outono foi diferenciado em relação as demais estações. No outono ocorreram a mediana mais ácida (5,9), o valor mínimo de pH, o maior CV e o maior intervalo interquartil também ocorreram nesta estação (Tabela 25, Gráfico 16). O outono foi a única estação em que não houve atendimento ao VMP da PRT C5 (6 a 9) em 100% de suas amostras, tendo atendido em apenas 40%, devido a predominância de valores abaixo de 6. Pode ter ocorrido uma maior queda de folhas e galhos nesta estação, pois a decomposição deste material no manancial favoreceria a acidificação da água. A chuva é outro fator pode ter influenciado o pH no outono, pois pode conter acidez que interfira na qualidade da água, como observado no Parque Nacional de Itatiaia onde a chuva possuía pH médio de 4,9 (RODRIGUES; MELLO; SOUZA, 2007). Desta forma existe a possibilidade de ter ocorrido uma maior concentração de ácido carbônico no ar atmosférico e na chuva o que também favoreceria a diminuição do pH da água no outono (BUENO; GALBIATTI; BORGES, 2005).

Não foi verificada diferença estatisticamente significativa entre os setores (Kruskal-Wallis, $p=0,93$).

6.2.6 Cloro residual livre

O CRL foi detectado em concentrações muito baixas, não obedecendo ao intervalo permitido pela PRT C5. Apenas 7% das análises de CRL determinaram concentrações dentro do intervalo definido na portaria de potabilidade, o que era esperado por não haver cloração da água como mostra a Tabela 26. Seria importante que houvesse um residual de cloro ao longo do sistema, pois preveniria possíveis contaminações na rede ou nas próprias instalações hidráulicas dos edifícios.

A diferença sazonal foi estatisticamente significativa (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$). Sendo a mediana do verão maior que a do inverno e da primavera (Dunn, $p < 0,01$), a do outono maior que a do inverno (Dunn, $p = 0,02$) e a da primavera (Dunn, $p < 0,01$). As concentrações de CRL do verão e outono não se diferenciaram significativamente (Dunn = 0,43).

A presença do cloro na água pode ter sido causada pelo transporte de sais minerais do mar através do vento (maresia), tendo em vista a proximidade da fonte de captação do litoral.

Tabela 26 - Estatística descritiva do cloro residual livre.

Medida	Valor (mg/L)							VMP PRT C5
	Geral	Ponto	Coleta	Verão	Outono	Inverno	Primavera	
n	107	-	-	20	29	28	30	0,2 a 2 mg/L
Média	0,07	-	-	0,15	0,08	0,05	0,02	
DP	0,06	-	-	0,08	0,03	0,05	0,01	
CV	95%	-	-	51%	40%	102%	87%	
Mínimo	0,00	P4	Julho	0,05	0,00	0,00	0,00	
1° Q	0,02	-	-	0,08	0,06	0,02	0,01	
Mediana	0,05	-	-	0,15	0,08	0,02	0,01	
3° Q	0,09	-	-	0,22	0,11	0,08	0,02	
Máximo	0,30	P8	Maior	0,30	0,13	0,19	0,07	
% AP	7%	-	-	40%	0%	0%	0%	

Nota: %AP – Percentual de atendimento ao padrão de potabilidade.

6.2.7 Parâmetros que atenderam a legislação de potabilidade

Os SDT, nitrato e cloreto foram detectados na água que abastece ao CADIM e estiveram sempre com concentrações muito abaixo do VMP pela PRT C5 como pode ser observado na Tabela 27. Em nenhum dos três parâmetros foi verificada variabilidade espacial. Ocorreu variação temporal significativa nas concentrações de nitrato e cloreto (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$), mas não nas dos SDT (Kruskal-Wallis, $p = 0,20$). Como as concentrações de SDT foram pequenas e não variaram os fenômenos naturais que acontecem ao longo das estações do ano não causaram erosão significativa no corpo d'água, indicando a proteção das margens pela floresta nativa. Diferentemente do observado por Fonseca e Salvador (2005) na Bacia do rio Bonito que tem erosão causada por atividades agropecuárias e obteve maiores concentrações de SDT no período chuvoso.

Tabela 27 - Estatística descritiva dos parâmetros que atenderam a legislação de potabilidade.

Medida	Valor (mg/L)					VMP PRT C5 (mg/L)
	SDT	Nitrato	Cloreto	Condutividade *	Temperatura **	
n	107	107	107	22	22	STD = 1.000 Nitrato = 10 Cloreto = 250
Média	52	0,8	12,7	60,2	22,0	
DP	14	0,5	0,9	67,0	1,7	
CV	28%	54%	7%	111%	8%	
Mínimo	22	0,2	9,5	11,4	19,3	
1° Q.	42	0,3	12,3	21,4	20,6	
Mediana	53	0,9	12,7	36,8	21,4	
3° Q.	61	1,1	13,3	72,5	23,3	
Máximo	91	2,1	15,4	296,3	25,1	

Nota: * $\mu\text{S}/\text{cm}$; ** $^{\circ}\text{C}$

A concentração mediana do nitrato no verão de 0,2 mg/L foi significativamente menor que a das demais estações (Dunn, $p=0,02$ – inverno x verão; $p < 0,01$ – outono x verão e outono x primavera). A concentração mediana do cloreto no inverno de 13,6 mg/L foi significativamente maior que a do outono e primavera (Dunn, $p < 0,01$). Essas variações indicam que as maiores vazões do rio ocorridas nas estações chuvosas acabaram aumentando a diluição destes íons. Grott et al (2018) também constataram menores concentrações de nitrato na água em período chuvoso.

Os valores encontrados para os SDT e nitrato foram similares aos de Souza e Gastaldini (2014) que verificaram concentração média de 49,5 e 0,5 mg/L para SDT e nitrato, respectivamente, em diferentes bacias hidrográficas com mata nativa. Já no rio Queimados, onde ocorre despejo de esgoto, a concentração mediana de SDT foi de 226 mg/L (WEINBERG, 2013). A concentração de cloreto da água do CADIM esteve próxima da média mundial de 7,8 mg/L (ESTEVEZ, 2011 apud AGUILAR PIRATOBA et al., 2017).

A temperatura e a condutividade também foram monitoradas no P1 e P2. Embora não haja um VMP definido para estes parâmetros, eles podem indicar o lançamento de efluente no corpo hídrico.

A temperatura média ao longo das coletas foi de 22°C , a amplitude de cerca de 6°C , no verão ocorreu a maior média ($24,3^{\circ}\text{C}$) e a menor no inverno ($20,1^{\circ}\text{C}$). Ocorreu diferença estatisticamente significativa entre as médias das estações (ANOVA, $p < 0,01$). Sendo a média do inverno menor que a do verão e do outono (Teste t, $p < 0,01$), e a média da primavera menor que a do verão (Teste t, $p < 0,01$). Não ocorreu diferença significativa entre os pares inverno-primavera (Teste t, $p = 0,22$) e outono-verão (Teste t, $p = 0,18$), assim como não ocorreu diferença espacial significativa (ANOVA, $p = 0,34$). As oscilações da temperatura seguiram a sazonalidade natural, não indicando poluição térmica por descarga de efluentes.

A condutividade elétrica teve mediana de $36,8\mu\text{S}/\text{cm}$. Ocorreu uma grande variabilidade da condutividade que foi de um mínimo de 11 até um máximo de quase $300\mu\text{S}/\text{cm}$. A mediana do P2 foi cerca de duas vezes maior que a do P1 e a diferença foi estatisticamente significativa (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$). Não ocorreu diferença significativa entre as estações.

Valores de condutividade acima de $100\mu\text{S}/\text{cm}$ podem indicar contaminação por efluentes. Em termos medianos, a água do CADIM esteve abaixo deste referencial, mas três amostras do P2 estiveram acima. Marmotel e Rodrigues (2015) identificaram nascente com condutividade média de $145\mu\text{S}/\text{cm}$ em área relativamente preservada e Soares et al (2016)

encontraram condutividade média de 124 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em água sem *E. coli*. Já Abreu et al (2017) encontraram mediana de 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em rio com despejo de esgoto, indicando que a análise isolada da condutividade não é conclusiva para contaminação. Tendo em vista que os outros parâmetros estiveram dentro do esperado para ambientes naturais, acredita-se que os valores mais elevados de condutividade não são devido a contaminação por efluentes. Contudo, como ocorreu um aumento significativo do P1 para o P2 e a água do P2 foi coletada nas proximidades dos reservatórios de distribuição, a deterioração da estrutura de concreto destes reservatórios pode ter contribuído para o aumento da condutividade.

Os parâmetros amônia, fluoreto, nitrito e sulfato estiveram quase sempre abaixo dos seus limites de detecção como mostra a Tabela 28, sendo virtualmente ausentes na água que abastece o CADIM. A amônia e o nitrito só foram detectados em uma única amostra, com concentração de 0,93 e 0,08 mg/L (como N), respectivamente. O sulfato foi detectado em três amostras, de um total de 107, com concentrações de cerca de 2,6mg/L. O fluoreto não foi detectado em nenhuma amostra.

Tabela 28 - Limites de detecção da amônia, nitrito, fluoreto e sulfato.

Parâmetro	Limite de detecção (mg/L)	N	% de detecção	VMP PRT C5
Amônia	0,4	107	1%	1,5 mg/L
Nitrito	0,08	107	1%	1 mg/L (como N)
Sulfato	2,5	107	2%	250 mg/L
Fluoreto	0,25	107	0%	1,5 mg/L

6.2.8 Correlação entre os parâmetros microbiológicos e os físico-químicos

A correlação de Spearman foi calculada para compreender a associação da *E. coli* e CT com os parâmetros físico-químicos, microbiológicos e ambientais.

Os resultados mostram que ocorreu correlação estatisticamente significativa entre as concentrações de *E. coli* com as dos CT, cor aparente e pH como detalhado na Tabela 29. As correlações da concentração de *E. coli* foram positivas com as concentrações de CT ($\rho = 0,53$), temperatura ($\rho = 0,47$) e cor aparente ($\rho = 0,34$) e negativa com o pH ($\rho = -0,25$).

As correlações de *E. coli*, associadas com as suas concentrações relativamente baixas e sem variabilidade espacial, indicam que a sua entrada na água do CADIM pode ter acontecido a partir de elementos naturais no manancial, como folhas, galhos e solo com fezes animais. A decomposição da matéria orgânica desses elementos geralmente está associada ao aumento de parâmetros como CT e cor aparente e diminuição do pH. Como os animais

podem defecar diretamente no manancial e nem sempre as fezes animais estão aderidas aos restos vegetais, esta correlação não foi alta.

Tabela 29 - Correlação de Spearman dos parâmetros microbiológicos com o parâmetros físico-químicos e ambientais

Parâmetro	n	Coeficiente de Correlação (ρ)		Nível de significância (p -valor)	
		<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>	CT
<i>Coliformes totais</i>	107	0,53*	-	<0,001	-
<i>E. coli</i>	107	-	0,53*	-	<0,001
<i>Cor Aparente</i>	107	0,34*	0,2*	<0,001	0,04
<i>pH</i>	107	-0,25*	-0,55*	0,008	0,008
<i>CRL</i>	107	0,14	-0,29*	0,17	0,002
<i>SDT</i>	107	0,12	0,22*	0,2	0,02
<i>Chuva (2 dias anteriores)</i>	11	0,22	0,76*	0,51	0,006
<i>Temperatura</i>	22	0,47*	0,07	0,03	0,75
<i>Condutividade</i>	22	0,11	0,14	0,59	0,53
<i>Turbidez</i>	107	0,10	-0,03	0,31	0,73
<i>Cloreto</i>	107	0,05	-0,1	0,63	0,28

Nota: *Correlação significativa a um p-valor menor que 0,05.

Na Tabela 29 também se observa que CT teve correlações estatisticamente significativas positiva com a chuva ($\rho = 0,59$), com a cor aparente ($\rho = 0,20$) e com SDT ($\rho = 0,22$) e negativa com o pH ($\rho = -0,55$) e com o CRL ($\rho = -0,29$).

A correlação com a chuva era esperada, porque sedimentos e restos vegetais, que são ricos em coliformes, são carregados para corpo d'água pela precipitação e vento das tempestades. Com o maior aporte de matéria orgânica e sua subsequente decomposição, o pH tende a diminuir e a cor e os CT a aumentar, o que deve estar relacionado à correlação negativa da concentração de CT com o pH e positiva com a cor aparente. Oliveira e Cunha (2014) também encontraram correlação positiva (0,54) entre precipitação e CT na água do rio Jari (Amapá) e correlação negativa (-0,36) entre CT e pH foi verificada na água do rio Cáscavel (Paraná) (MOURA; ASSUMPÇÃO; BISCHOFF, 2003).

A temperatura teve correlação positiva com a concentração de *E. coli*, mas não foi significativa com os CT. Isto pode ter ocorrido porque a *E. coli* é um coliforme termotolerante tendo maior resistência a altas temperaturas que a maioria dos gêneros que formam os CT. A não existência de correlação da concentração de *E. coli* e CT com a turbidez pode indicar que a erosão ao longo das margens do manancial não foi significativa.

6.3 CASOS DE DIARREIA

Durante os onze meses de coletas foram registrados um total de dez atendimentos por motivo de diarreia no Posto de Saúde do CADIM, sendo oito pacientes militares e dois civis como mostra a Tabela 30. Foram registradas as idades de somente cinco desses casos (17, 18, 41, 42, 67 anos), não havendo uma faixa etária predominante. O mês com mais casos foi março (3 casos).

Tabela 30 - Casos de diarreia.

Mês	Casos de diarreia	
	Militar	Civil
<i>Janeiro</i>	0	0
<i>Fevereiro</i>	0	0
<i>Março</i>	2	1
<i>Abril</i>	0	1
<i>Maió</i>	0	0
<i>Junho</i>	0	0
<i>Julho</i>	0	0
<i>Setembro</i>	2	0
<i>Outubro</i>	2	0
<i>Novembro</i>	2	0
<i>Total</i>	8	2
	10	

Não ocorreu correlação entre os casos de diarreia e as concentrações de *E. coli* ($p = 0,09$, $p = 0,79$) nem com as concentrações de coliformes totais (0,28, $p=0,39$).

O percentual da população local acometido por diarreia entre janeiro e novembro foi de 2,5%, similar ao percentual de casos de Doença Diarreica Aguda (DDA) na população brasileira em 2018 (BRASIL, 2018). O percentual de atendimentos por diarreia no Brasil tende a ser maior, pois a DDA são casos mais graves e de notificação compulsória apenas em unidades sentinelas. O percentual encontrado foi menor que o verificado por Cesario e Tavares-Neto (2006), que encontraram uma prevalência de diarreia de 14% nos últimos 15 dias em população da cidade de Rio Branco – AC.

Os casos de diarreia podem ser significativamente maiores que os registrados, porque as pessoas geralmente tratam-se em casa, só procurando auxílio médico em casos graves. Contudo não se pode atribuir os casos diretamente a qualidade da água, porque a diarreia tem múltiplas causas, como o consumo de alimentos mal conservados.

Ocorreram mais casos de diarreia nos militares que nos civis que moram na IM, isto pode ser devido à qualidade da água do CADIM ser diferente das fontes das outras praias da

ilha. No entanto, esses casos podem ter relação com as condições sanitárias de transporte, conservação e preparação dos alimentos servidos aos militares.

Vale destacar que não existe um sistema padronizado e nem informatizado de prontuários no Posto de Saúde do CADIM o que dificulta a avaliação epidemiológica e de reincidência de casos de diarreia e outras doenças de veiculação hídrica.

6.4 INSPEÇÃO SANITÁRIA

As características avaliadas nos diferentes setores da solução de abastecimento estão detalhadas na Tabela 31 em que se observa que, de um total de vinte e oito, doze foram avaliadas negativamente, tendo sido 4,3 a nota determinada pela Equação 2. Todos os setores tiveram alguma não conformidade. A partir desta checagem pode-se observar que 57% do sistema atende aos requisitos técnicos mínimos de captação, armazenamento, distribuição e consumo seguro da água.

Como destaque positivo, a *captação* teve a maior parte das suas características bem avaliadas devido ao manancial estar em bacia hidrográfica com as condições naturais preservadas e sem ocupação à montante como mostra a Figura 12. Contudo a adutora está em precárias condições de preservação (Figura 12 (B)) e está exposta rente a trilha de acesso à represa (Figura 12 (C) e (D)).

Não foi identificado qualquer processo de tratamento de água o que está em desacordo com a regulamentação brasileira. De acordo com a CONAMA 357, mesmo a água captada de um manancial Classe 1 deveria passar por processo de filtração e desinfecção para servir ao abastecimento humano. A PRT C5 também exige que a água de mananciais superficiais tenha que ser filtrada, desinfetada e contenha um residual de desinfetante.

Em que pese à alta capacidade de armazenamento dos *reservatórios de distribuição*, eles apresentam suas estruturas danificadas permitindo vazamentos e infiltrações como mostra a Figura 13. Foi observado que a *rede de distribuição* atravessa um canal com despejo de esgoto mostrado na Figura 14(A). Isto representa uma vulnerabilidade no sistema que pode gerar contaminação cruzada da água em caso de chuva de grande intensidade no CADIM.

As *instalações hidráulicas prediais* estiveram em boas condições de preservação, sem apresentar vazamentos ou outro tipo de dano, mas a dificuldade de acesso às caixas d'água nos prédios e o acúmulo de sedimentos no P6 (Figura 14 – C) indicam que não seja realizada limpeza periódica nos reservatórios prediais. Um ponto positivo foi à existência de filtros nos pontos de consumo de água com etiquetas indicativas de troca periódica (Figura 14 - B).

Tabela 31 - Avaliação da lista de checagem da inspeção sanitária

Setor	Característica a ser avaliada		Avaliação	Pontuação
<i>Captação</i>	1	Existe proteção contra enchentes?	Não	1
	2	Existe proteção contra entrada de pessoas e animais?	Não	1
	3	É realizada limpeza e manutenção na represa?	Sim	0
	4	Há existência de válvula de descarga?	Sim	0
	5	As margens do corpo d'água estão preservadas, a montante do ponto de captação?	Sim	0
	6	Há cobertura vegetal na margem do rio até o ponto de captação?	Sim	0
	7	A montante da captação, o corpo d'água está livre de animais pastando nas margens?	Sim	0
	8	A montante da captação, o corpo d'água está livre de pontos de armazenamento de resíduos sólidos?	Sim	0
	9	A montante da captação, o corpo d'água está livre do despejo de efluentes domésticos ou industriais?	Sim	0
	10	A integridade física da adutora está mantida?	Não	1
	11	A adutora está protegida em áreas de circulação de pessoas ou animais?	Não	1
	12	A represa está limpa, sem acúmulo de folhas, galhos ou resíduos sólidos?	Não	1
<i>Tratamento</i>	13	Há filtração da água?	Não	1
	14	Há desinfecção da água?	Não	1
<i>Reservatórios de distribuição</i>	15	O volume de reservação é suficiente?	Sim	0
	16	A integridade física dos reservatórios está mantida?	Não	1
	17	Existe vedação dos reservatórios?	Sim	0
	18	Há acesso facilitado aos reservatórios?	Sim	0
	19	São realizadas limpezas e manutenções?	Não	1
<i>Rede de distribuição</i>	20	Existem dispositivos de descarga na rede?	Sim	0
	21	A integridade física da rede está mantida?	Sim	0
	22	A rede de distribuição de água está livre de pontos de cruzamento com a rede de esgoto?	Não	1
	23	As ligações na rede são todas autorizadas?	Sim	0
<i>Instalações hidráulicas prediais</i>	24	Existe registro em banco de dados de controle da qualidade da água?	Não	1
	25	São realizadas limpezas e manutenções periódicas?	Não	1
	26	A integridade física das instalações hidráulicas prediais está mantida?	Sim	0
	27	Há filtro nos pontos de consumo de água?	Sim	0
	28	É feita manutenção/troca dos filtros periodicamente?	Sim	0
Total				12

Figura 12 – Fotografias mostrando algumas não conformidades observadas na captação. Em (A) Acúmulo de folhas no fundo da represa; (B) Adutora com vazamento e com material inapropriado para manutenção; (C) Adutora exposta na trilha de acesso à represa; (D) Adutora exposta em poça d'água.

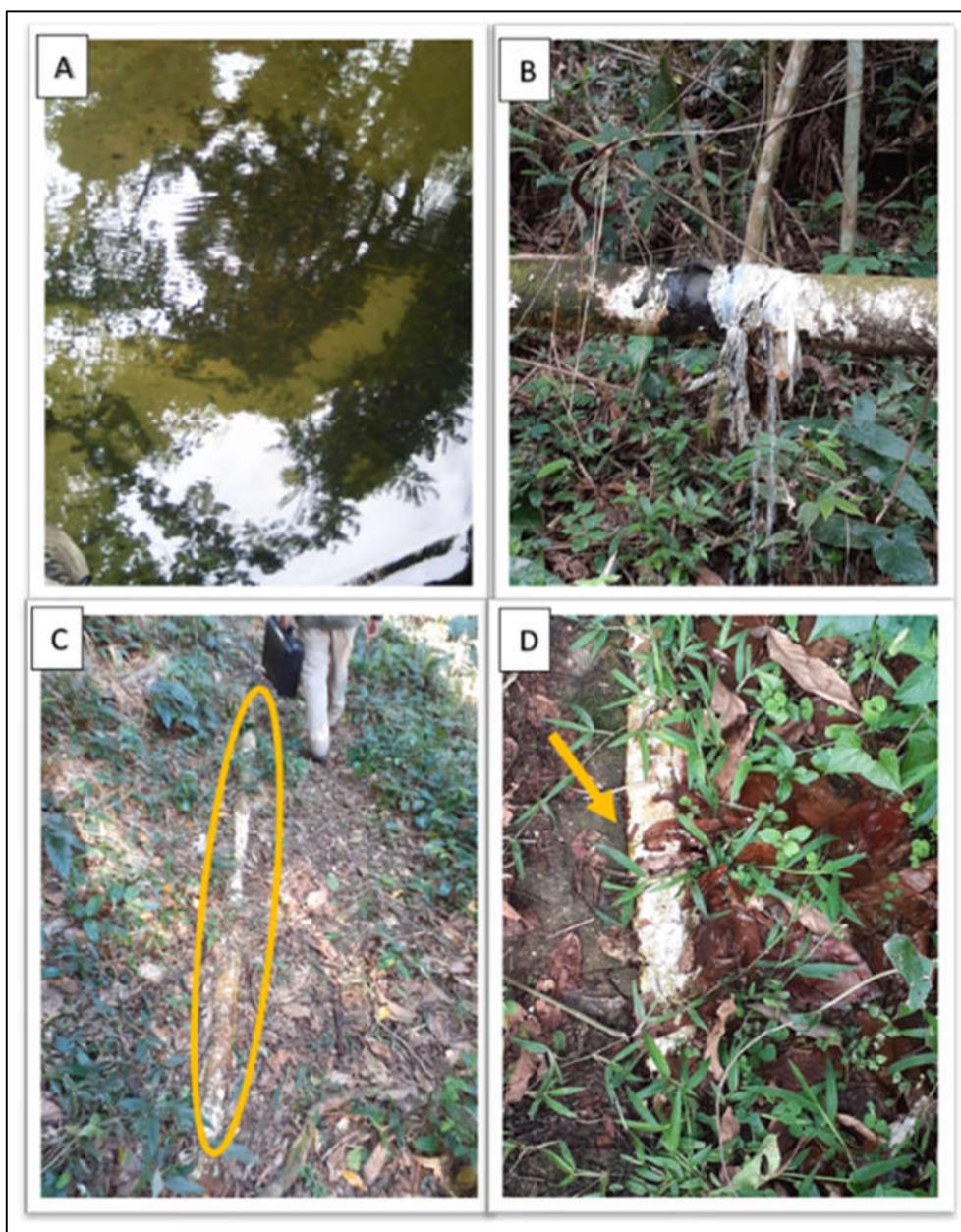
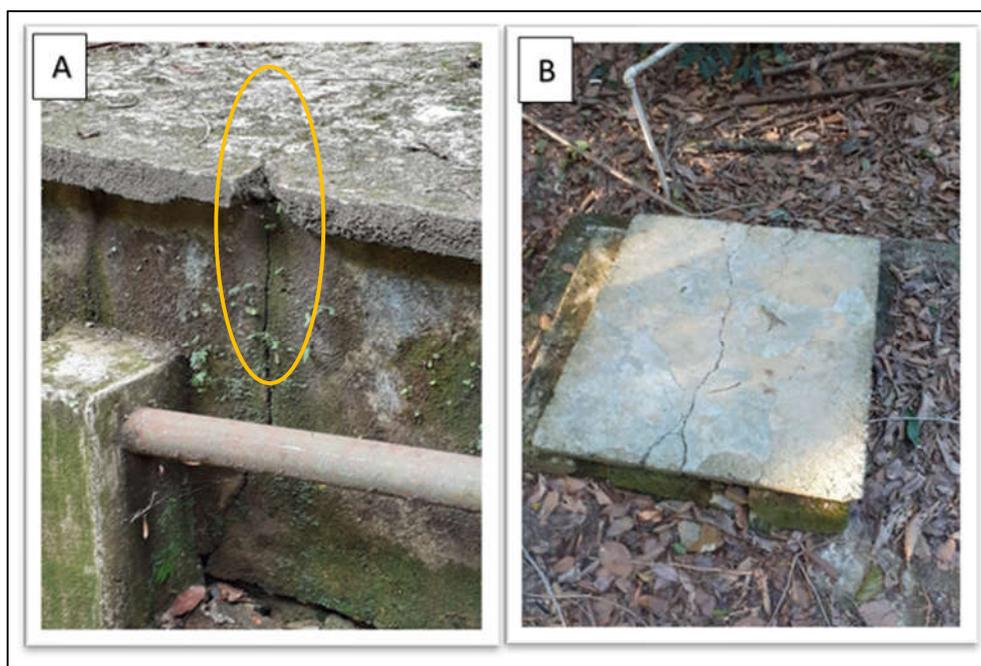


Figura 13 - Reservatórios de distribuição danificados. Em (A) Rachadura e lodo na parede de um dos reservatórios e; (B) Tampa de acesso ao reservatório com rachadura.



As vulnerabilidades observadas na infraestrutura e gestão da solução de abastecimento do CADIM aumentam a probabilidade de piora da qualidade da água e, conseqüentemente, maior o risco de ocorrência de doença de veiculação hídrica.

Embora tenha ocorrido maior percentual de pontos avaliados positivamente, deve-se levar em consideração que existem aspectos que tem maior impacto potencial na alteração da qualidade da água. A existência de processo de tratamento traria grande melhoria na qualidade da água e preveniria contaminação ao longo do sistema de distribuição, assim reduziria muito o risco de um surto de doenças infecciosas. Outras não conformidades como as rachaduras nos reservatórios de distribuição e cruzamento da rede de água com o canal são portas de entrada permanentes para contaminação e, mesmo não impactando a água momentaneamente, possibilitariam uma deterioração repentina da qualidade da água em caso de alguma atividade humana poluidora e/ou evento climático extremo.

Figura 14 - Cruzamento da rede de distribuição com canal, filtros dos bebedouros e sedimentos no fundo da caixa d'água. Em (A) O cruzamento da rede distribuição com canal poluído; (B) Filtros usados nos bebedouros do Rancho e; (C) Caixa d'água do rancho com acúmulo de sedimentos no fundo.



6.5 MATRIZ DE RISCO

Na aplicação da matriz de risco para definição da probabilidade de agravo à saúde associado ao consumo da água do CADIM, foi utilizado o percentil 80 das concentrações de *E. coli* e a pontuação da inspeção sanitária. Como o percentil 80 foi de 31 NMP/100mL e a nota de avaliação da inspeção sanitária foi 4,3, a solução de abastecimento do CADIM foi classificada como tendo risco alto e alta prioridade de ação afim de corrigir as deficiências encontradas como mostra a Figura 15.

Embora não tenha sido observado nenhum surto de diarreia ou doenças de veiculação hídrica e a água esteja com boa qualidade natural e proporcionando o funcionamento do CADIM, é importante que seja efetuado melhorias nas estruturas de abastecimento a fim de tornar mínimo o risco à saúde das pessoas. Em situações climáticas extremas, como ocorrência de tempestades, existe um risco de deterioração brusca da qualidade da água, haja vista que foi observada a piora de alguns parâmetros nos períodos mais chuvosos e, nestes casos, os usuários, sobretudo pessoas com baixa imunidade ou comorbidades, podem vir a adoecer gravemente.

Figura 15 - Matriz de risco aplicada a solução de abastecimento do CADIM.

		Nível de risco verificado na inspeção sanitária (susceptibilidade do abastecimento à contaminação por fezes humanas ou animais)			
		0 a 2	3 a 5	6 a 8	9 a 10
Classificação da <i>E. Coli</i> (NMP/100mL)	< 1				
	1-10				
	11-100				
	>100				

Risco pequeno: não requer ação	Risco Intermediário: prioridade pequena de ação	Risco alto: alta prioridade de ação	Risco muito alto: requer ação urgente
--------------------------------	---	-------------------------------------	---------------------------------------

Algumas medidas podem ser executadas com poucos recursos e em um curto prazo como monitorar a qualidade da água do manancial, a manutenção dos reservatórios de distribuição, manutenção da adutora e limpeza das instalações hidráulicas prediais. Já a construção das instalações de tratamento de água necessita de maior tempo e recursos, mas é importante que sejam construídas, pois, além de ser exigência legal, é o que permitirá que a água seja considerada potável.

Os riscos apurados pela análise desta matriz corroboram com a qualidade da água monitorada onde somente 18% das amostras atenderam a legislação de potabilidade em termos de *E. coli*.

7 CONCLUSÃO

O manancial que abastece o CADIM possui água bruta com boa qualidade para fins de abastecimento público e balneabilidade. O IQA médio foi de 84, predominando a classificação ‘boa’, ocorrendo uma variação sazonal em que o inverno foi a estação com melhores índices de qualidade. Os parâmetros monitorados da água bruta estiveram majoritariamente de acordo com os limites definidos pela CONAMA 357 para águas Classe 1. Os níveis de *E. coli* estiveram condizentes com o determinado pela CONAMA 274 para que a água seja considerada ‘excelente’ para uso recreativo.

Ressalta-se que a boa qualidade ambiental do manancial não é suficiente para tornar seguro o seu consumo sem tratamento prévio, devendo-se, necessariamente, ocorrer tratamento da água que será distribuída. Pelo nível de qualidade da água bruta do manancial, um tratamento simplificado seria suficiente para manter a água distribuída de acordo com o padrão de potabilidade definido na PRT C5.

Entretanto, a água distribuída para consumo no CADIM não pode ser considerada potável, tendo em vista que todas as amostras estiveram em desacordo com o padrão microbiológico de potabilidade, sem os níveis mínimos de CRL e algumas em desacordo com o padrão organoléptico de potabilidade. Por exemplo, do ponto de vista da avaliação microbiológica (*E. coli*), somente 19% das amostras atenderam ao padrão de potabilidade.

A maioria dos parâmetros variou temporalmente, possuindo medidas significativamente piores nas estações mais chuvosas e quentes. A variação espacial das medidas não foi significativa, com exceção da condutividade. As medianas dos parâmetros físico-químicos atenderam aos VMP do padrão de potabilidade, contudo o comportamento foi não paramétrico, o que implicou na ocorrência de valores extremos nos parâmetros cor aparente, turbidez e pH. Embora estas medidas discrepantes tenham ultrapassado as consideradas seguras para consumo d’água, foram muito menores que às encontradas em rios poluídos por efluentes domésticos, industriais ou agrícolas. Portanto, a qualidade da água distribuída é função de fatores naturais que sofrem alterações ao longo do ano e podem se intensificar no contexto das mudanças climáticas.

A influência predominante dos fatores naturais na variação da qualidade da água também foi indicada pela correlação entre os parâmetros microbiológicos e os físico-químicos ou ambientais. As concentrações de CT e *E. coli* tiveram correlação positiva com a cor aparente e negativa com o pH. A concentração de CT também teve correlação moderada positiva com a chuva assim como a de *E. coli* com a temperatura.

Não se observou correlação entre os casos de diarreia e a qualidade microbiológica da água. A prevalência de casos foi similar à ocorrida na população geral, devido, sobretudo, à baixa frequência de casos registrados no posto de saúde do CADIM.

As condições sanitárias da solução de abastecimento mostraram como ponto positivo a preservação ambiental da bacia hidrográfica do manancial e a inexistência de atividade humana poluidora a montante, portanto atualmente é baixo o risco de deterioração da água do manancial. No entanto, a deterioração das estruturas da rede de distribuição e armazenamento, bem como a inexistência de um processo de tratamento e/ou desinfecção da água são vulnerabilidades da solução de abastecimento do CADIM. Em caso de fenômenos naturais intensos, há um aumento do risco de contaminação da água distribuída.

A matriz de risco, através do cruzamento da avaliação sanitária com a intensidade da presença de indicador de contaminação fecal, indicou que há um risco alto de impacto negativo na saúde da população associado à solução de abastecimento e que é prioritária a execução de melhorias estruturais e de gestão, a fim de garantir a segurança da água.

8 RECOMENDAÇÕES

Afim de que a água distribuída no CADIM atenda ao padrão de potabilidade definido no Anexo XX da PRT C5, que não haja alterações bruscas da qualidade que possam gerar riscos à saúde da população, este estudo propõe as seguintes recomendações:

- Indicar e/ou nomear um responsável técnico habilitado para operação e manutenção da solução alternativa coletiva de abastecimento de água (SAC) do CADIM conforme previsto no Art. 14 do Anexo XX da PRT C5;
- Construir instalações para o tratamento da água captada pela SAC através de, no mínimo, processo de filtração e desinfecção;
- Realizar o monitoramento periódico da qualidade da água nos diferentes setores da SAC a partir de um plano de amostragem conforme o detalhamento do Anexo XX da PRT C5;
- Estabelecer uma equipe capacitada que garanta a operação e a manutenção das instalações da SAC em conformidade com as normas técnicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e/ou outras normas pertinentes;
- Reparar os vazamentos na adutora e demais tubulações através de conexões hidráulicas apropriadas;
- Aterrar a adutora nos trechos em que há exposição ao longo do caminho de acesso do manancial;
- Executar a limpeza dos reservatórios e da represa, estabelecendo um cronograma periódico;
- Reparar as rachaduras e vazamentos bem como executar a impermeabilização nos reservatórios de água;
- Elevar a tubulação no trecho da rede de água que cruza o canal (Figura 15 (A)) nas proximidades do Posto de Saúde;
- Instalar equipamentos para a medição do volume de água utilizado pelo CADIM;
- Manter um registro da manutenção e operação da SAC, bem como da qualidade da água distribuída.

REFERÊNCIAS

ABREU, C. H. M. de et al. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 45–56, fev. 2017.

AGUILAR PIRATOBA, A. R. et al. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, n. 3, p. 435, 2 maio 2017.

ALONSO, R. DOS S. **Leishmaniose visceral: estudo de reservatório canino na Ilha da Marambaia, município de Mangaratiba, Rio de Janeiro, Brasil**. Tese (doutorado em Saúde Pública) —Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, 2014.

AMARAL, L. A. et al. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Revista de Saúde Pública**, v. 37, n. 4, p. 510–514, ago. 2003.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington: APHA, 2012.

ARAÚJO, D. R.; MENDONÇA, A. S. F.; REIS, J. A. T. DOS. Análise de variação e comparação de índices de estado trófico: reservatórios dos aproveitamentos hidrelétricos de Rio Bonito e Suíça. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 55–62, fev. 2018.

BASTOS, R. K. X. **Revisão da Portaria MS nº 2914/201**. Viçosa: 2018. Disponível em: http://abes-dn.org.br/ctabes/ctsaudeambiental/wp-content/uploads/sites/14/2018/09/Linhas-norteadoras_revisao-2914_rkxb_09.2018.pdf. Acesso em: 01/03/2019.

BEAUDEAU, P. et al. Natural and technical factors in faecal contamination incidents of drinking water in small distribution networks, France, 2003–2004: a geographical study. **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 1, p. 20–34, 1 mar. 2010.

BEZERRA, N. R.; DUTRA, P. M. **OPAS/OMS Brasil - Processo de Revisão do Padrão de Potabilidade de Água para Consumo Humano | OPAS/OMS**. Disponível em: https://www.paho.org/bra/index.php?option=com_content&view=article&id=1403:processo-de-revisao-do-padrao-de-potabilidade-de-agua-para-consumo-humano&Itemid=685. Acesso em: 9 fev. 2020.

BOLLMANN, H. A.; EDWIGES, T. Avaliação da qualidade das águas do Rio Belém, Curitiba-PR, com o emprego de indicadores quantitativos e perceptivos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 4, p. 443–452, dez. 2008.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **R. Árvore**, v. 32, n. 2, p. 311–322, 2008.

BRASIL Ministério da Saúde. Portaria no 36/MS/GM, de 19 de janeiro de 1990. Aprova normas e o padrão de potabilidade da água para consumo humano em todo o território nacional. Diário Oficial da União, 23. jan. 1990, Seção I, p. 1651-1654.

BRASIL. Portaria no 1469, de 29 de dezembro de 2000. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, 10/1/2001, Seção 1, pág. 26. 2000 a.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 274**, de 29 de novembro de 2000. 2000 b, p. 70–71.

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 357**, DE 17 DE MARÇO DE 2005. 2005, Sec. 1, p. 58–62.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Inspeção sanitária em abastecimento de água**. 1ª ed. Brasília, DF: Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, 2006a.

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

BRASIL. Portaria no 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 14 dez. 2011. Seção 1, p. 39.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. **Plano de segurança da água: garantindo a qualidade e promovendo a saúde: um olhar do SUS**. Brasília: Ministério da Saúde, 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação Nº 5, de 03 de outubro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 3 out. 2017.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Ministério da Saúde - Portal da Saúde - Dados de doenças diarreicas agudas (DDA) - sistema de informação de vigilância epidemiológica das DDA (SIVEP_DDA)**. Disponível em: <<https://www.saude.gov.br/component/content/article/932-saude-de-a-a-z/doenca-diarreica-aguda-dda/43216-dados>>. Acesso em: 15 fev. 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Boletim Epidemiológico 13**. Volume 51. Março, 2020. Brasília: Ministério da Saúde, 2020.

BROWN, R. M. et al. A water quality index - do we dare? **Water & Sewage Works**, v. 117, n. 10, out. 1970.

BUCKLEY, R. et al. Coliform bacteria in streambed sediments in a subtropical rainforest conservation reserve. **Water Research**, v. 32, n. 6, p. 1852–1856, 1 jun. 1998.

BUENO, L. F.; GALBIATTI, J. A.; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde - Conchal - SP. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 742–748, dez. 2005.

CALDAS, L. V. L. Salubridade ambiental da água e do solo peridomiciliar da região sul da Ilha da Marambaia/RJ. 110 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca.

CÂMARA, H. F. **A tragédia da hemodiálise 12 anos depois: poderia ela ser evitada?** 2011. 171f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Centro de Pesquisas Ageu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2011.

CARVALHO, W. B. C. et al. Análise das condições de potabilidade das águas de surgências em Ubá, MG. **Rev. Ambiente e Água**, v. 10, p. 614–622, 2015.

CAVALARI, L. G. P. **Verificação da formação de trihalometanos decorrentes da pré-oxidação com cloro e dióxido de cloro em ensaios de ciclo completo com água contendo substâncias húmicas aquáticas.** Mestrado em Química Analítica—São Carlos: Universidade de São Paulo, 2008.

CEMADEN - CENTRO NACIONAL DE DESASTRES NATURAIS. **Dados da Rede de Monitoramento de Desastres Naturais do Centro Nacional de Desastres Naturais**, 2019. Disponível em: <<http://www.cemaden.gov.br/mapainterativo/>>. Acesso em: 01/02/2020.

CESARIO, R. R.; TAVARES-NETO, J. Prevalência de diarreia na população do Distrito Docente-Assistencial do Tucumã, Rio Branco, Estado do Acre, Brasil, em 2003. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 15, n. 3, p. 19–28, set. 2006.

CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2017**. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorio>>. Acesso em: 01/06/2019.

CHOUBISA, S. L. Fluoride Distribution in Drinking Groundwater in Rajasthan, India. **Current Science**, v. 114, n. 09, p. 1851-1857–1857, 10 maio 2018.

CRAUN, G. F.; CALDERON, R. L. Waterborne disease Outbreaks Caused by Distribution System Deficiencies. **Journal - AWWA**, v. 93, n. 9, p. 64–75, 2001.

CRONIN, A. A. et al. Monitoring source and domestic water quality in parallel with sanitary risk identification in Northern Mozambique to prioritise protection interventions. **Journal of Water and Health**, v. 4, n. 3, p. 333–345, 1 set. 2006.

DAVIS, M. L.; MASTEN, S. J. **Princípios de engenharia ambiental**. 3. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

DOKOVSKA, N. et al. **Developing a water & sanitation safety plan in a rural community background information for developing WSSP: compendium - part B**. Alemanha: WECF, 2014. Disponível em: <https://edocs.tib.eu/files/e01fn17/876126387.pdf>. Acesso em: 01/03/2020.

EDBERG, S. C. et al. Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection. **Symposium Series (Society for Applied Microbiology)**, n. 29, p. 106S-116S, 2000.

EDUARDO, M. B. P. et al. Primeiro surto de *Cyclospora cayetanensis* investigado no Brasil, ocorrido em 2000, no município de General Salgado (SP), e medidas de controle. **Boletim Epidemiológico Paulista**, v. 5, n. 49, p. 11, jan. 2018.

ESREY, S. A. et al. Effects of improved water supply and sanitation on ascariasis, diarrhoea, dracunculiasis, hookworm infection, schistosomiasis, and trachoma. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 69, n. 5, p. 609–621, 1991.

FELLIPPE, M. F. **Caracterização e tipologia de nascentes em unidades de conservação de Belo Horizonte-MG com base em variáveis geomorfológicas, hidrológicas e ambientais**. 2009. 277f. Dissertação (Mestrado em Geografia e Análise Ambiental) - Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

FERREIRA, A. P.; WERMELINGER, E. D. Dioxins and polychlorinated biphenyls concentrations in *Larus dominicanus*. Case study: Marambaia island, Sepetiba bay, Rio de Janeiro State, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 35, n. 3, p. 372–380, 2013.

FEWTRELL, L. et al. Water, sanitation, and hygiene interventions to reduce diarrhoea in less developed countries: a systematic review and meta-analysis. **The Lancet Infectious Diseases**, v. 5, n. 1, p. 42–52, jan. 2005.

FEWTRELL, L. Water Quality: Guidelines, Standards and Health: Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease. **Water Intelligence Online**, v. 12, set. 2013.

FEWTRELL, L.; BARTRAM, J. **Water quality: guidelines, standards and health: assessment of risk and risk management for water-related infectious diseases / edited by Lorna Fewtrell and Jamie Bartram**. Londres: World Health Organization, 2001.

FONSECA, H. S.; SALVADOR, N. N. B. Estudo integrado da qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Bonito em Descalvado - SP. **Revista do Instituto Adolfo Lutz (Impresso)**, v. 64, n. 2, p. 179–185, 2005.

FREITAS, M. B.; BRILHANTE, O. M.; ALMEIDA, L. M. Importância da água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 17, p. 651–660, 2001.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE - FUNASA. Impactos na saúde e no sistema único de saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2010.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE - FUNASA. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Brasília: Funasa, 2014. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualcont_quali_agua_tecnicos_trab_emetas.pdf>. Acesso em: 13 maio. 2019.

GIL, A. C. **Como Elaborar Projetos de Pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002.

GIRARDI, V. et al. ‘Don’t put your head under water’: enteric viruses in Brazilian recreational waters. **New Microbes and New Infections**, v. 29, p. 100519, 1 maio 2019.

GOBBO, C. G. R. **Avaliação da potabilidade das águas e dos impactos ambientais macroscópicos das nascentes em Uberaba, Minas Gerais**. Dissertação (mestrado profissional em educação tecnológica) —Uberaba: Universidade Federal do Triângulo Mineiro, 2014.

GÓIAS (ESTADO). Secretaria de Saúde. **Roteiro para inspeção em sistemas de abastecimento de água e soluções alternativas coletivas providas de rede de distribuição**, 2019. Disponível em: <<http://www.sgc.goias.gov.br/upload/arquivos/2014-09/roteiro-agua.doch>>. Acesso em: 4 out. 2019

GONÇALVES, C. S. et al. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 391–399, set. 2005.

GROTT, S. L. et al. Variação espaço-sazonal de parâmetros da qualidade da água subterrânea usada em consumo humano em Macapá, Amapá, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 4, p. 645–654, ago. 2018.

HANDAM, N. B. et al. Sanitary quality of the rivers in the Communities of Manguinhos’ Territory, Rio de Janeiro, RJ. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 1, 2018.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. DE (Org.). **Abastecimento de água para consumo humano**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016. 2 v.

SOUZA, H. M. L.; NUNES, J. R. S. Avaliação dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do Córrego Figueira pertencente à microbacia do Queima-Pé de Tangará da Serra/MT. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, Vol. 5, n 2, 2008, 20 ago. 2008.

HOWARD, G. **Water supply surveillance: a reference manual**. Loughborough: WEDC, Loughborough University, 2002.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílios Contínua – Características dos domicílios e dos moradores - 2017**. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/media/com_media/ibge/arquivos/86c0dd01f1cf800ec59fff4e059cdbc.pdf>. Acesso em: 15 out. 2018.

INEA – INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. **Plano de Manejo (Fase 1) - Área de Proteção Ambiental Estadual de Mangaratiba**. Rio de Janeiro: INEA, 2015.

INEA – INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. **Boletim consolidado de qualidade das águas das regiões hidrográficas do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: INEA, 2016. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2018/12/Boletim-Consolidado-de-Qualidade-das-%C3%81guas-por-Regi%C3%A3o-Hidrogr%C3%A1fica-2016.pdf>. Acesso em: 15 maio de 2020.

ISHII, S.; SADOWSKY, M. J. Escherichia coli in the Environment: Implications for Water Quality and Human Health. **Microbes and Environments**, v. 23, n. 2, p. 101–108, 2008.

JOHNSON, S. **O mapa fantasma: como a luta de dois homens contra cólera mudou o destino de nossas metrópoles**. Rio de Janeiro: Jorge Zahar, 2008.

KONZEN, G.; FIGUEIREDO, J.; QUEVEDO, D. History of water quality parameters – a study on the Sinos River/Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2 suppl, p. 1–10, maio 2015.

LEITE, C. N. M. **Avaliação de Planos Municipais de Saneamento com base na intermuni-
tência no abastecimento de água**. Trabalho de Conclusão de Curso—Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2017.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Editora Átomo, 2010.

LIMA, I. F. P. et al. Prevalência de fluorose dental em regiões abastecidas com água sem suplementação de flúor no território brasileiro: Uma revisão sistemática e metanálise. **Ciência e Saúde Coletiva [periódico na internet]**, nov. 2017.

LIMA, J. R. O.; SANTOS, E. L. N.; MEDEIROS, J. P. Saneamento e saúde pública: análise das relações entre indicadores no estado do Rio Grande do Norte. **Revista Metropolitana de Sustentabilidade**, v. 7, n. 2, p. 134–151, 2017.

MARA, D. D.; FEACHEM, R. G. A. Water- and Excreta-Related Diseases: Unitary Environmental Classification. **Journal of Environmental Engineering**, v. 125, n. 4, p. 334–339, abr. 1999.

MARINHA DO BRASIL. Centro de Avaliação da Ilha da Marambaia. **Centro de Avaliação da Ilha da Marambaia: Histórico**. Rio de Janeiro, RJ, 2018.1 Folder.

MARMONTEL, C. V. F.; RODRIGUES, V. A. Parâmetros Indicativos para Qualidade da Água em Nascentes com Diferentes Coberturas de Terra e Conservação da Vegetação Ciliar. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 171–181, 12 maio 2015.

MARRINHA DO BRASIL. **TAC da Marambaia: MB realiza entrega de Titulação Coletiva à ARQIMAR**. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/cgcfm/?q=tac_da_marambaia>. Acesso em: 16 out. 2018.

MENEZES, J. P. C. DE et al. Correlação entre uso da terra e qualidade da água subterrânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 2, p. 173–186, jun. 2014.

MITTELSTAEDT, S.; CARVALHO, V. M. Escherichia Coli enterohemorrágica (EHEC) 0157:H7 - revisão. **Rev Inst Ciênc Saúde**, p. 175–182, 2006.

MORAES, D. P. Y. **Marambaia – História, Memória e Direito na luta pela titulação de um território quilombola no Rio de Janeiro (c. 1850 – tempo presente)**. Tese (Doutorado em História) —Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2014.

MORMUL, R.; KWIATKOWSKI, A.; ZERBINI, L. N. Avaliação da qualidade da água em nascentes da favela São Francisco de Campo Mourão / PR. **SaBios: Rev. Saúde e Biologia**, v. 1, 2006.

MOURA, A. C.; ASSUMPÇÃO, R. A. B.; BISCHOFF, J. MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO E MICROBIOLÓGICO DA ÁGUA DO RIO CASCAVEL DURANTE O PERÍODO DE 2003 A 2006. **São Paulo**, p. 6, 2003.

NAVIA, S. L.; TORRES, S. M. E. Sanitary water quality from Chicaque Natural Park. **Nova**, v. 11, n. 20, p. 39–44, jul. 2013.

NUNES, B. C. N. **Parasitoses intestinais na Ilha da Marambaia, Mangaratiba-RJ e intervenção educativa**. Dissertação (Mestrado em Microbiologia e Parasitologia Aplicadas) —Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2012.

O'CONNOR, D. R. **Report of the Walkerton Inquiry**. Ontario: Ontario Ministry of the Attorney General, 2002.

OLIVEIRA, B. S. S. DE; CUNHA, A. C. DA. Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, n. 2, p. 261–275, jun. 2014.

OLIVEIRA, K. A. **Qualidade da água para consumo humano em solução alternativa de abastecimento no município do Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco**. Especialização—Recife: Fundação Oswaldo Cruz - Centro de Pesquisa Aggeu Magalhães, 2011.

PÁDUA, V. L. DE. Introdução ao tratamento de Água. In: PÁDUA, V. L. DE; HELLER, L. (Org.). **Abastecimento de Água para Consumo Humano**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016. v. 2, cap. 12, p. 531-577.

PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. F. T.; SCHULTZ, N. Aporte e decomposição da serapiheira na floresta atlântica, Ilha da marambaia, Mangaratiba, RJ. **Ciência Florestal, Santa Maria**, v. 18, n. 4, p. 443-454, out.-dez., 2008.

PERES, B. M. **Bactérias indicadoras e patogênicas em biofilmes de sistemas de tratamento de água, sistemas contaminados e esgotos**. Dissertação—São Paulo: Universidade de São Paulo, 2011.

PIEPER, K. J. et al. Evaluating Water Lead Levels During the Flint Water Crisis. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 15, p. 8124–8132, 7 ago. 2018.

PINTO, F. DE A. et al. Interações simbióticas entre *Escherichia coli* e seres humanos: a instabilidade de uma relação. **Clinical & Biomedical Research**, v. 31, n. 4, p. 451–455, jan. 2011.

RAMOS, S. T. B. **Percepção de saúde e qualidade da água de consumo doméstico na área rural do planalto catarinense**. Dissertação (Mestrado em ambiente e saúde) —Lages - SC: Universidade do Planalto Catarinense, 2017.

RIO DE JANEIRO (Estado). **Decreto nº9.802 de 12 de março de 1987**. Cria a Área de Proteção Ambiental de Mangaratiba e dá outras providências. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Decretos/1987/dec_9802_1987_apamangaratiba_rj.pdf. Acesso em: 01/03/2020.

ROBERTI, H. M.; GOMES, E. R.; BITTENCOURT, A. H. C. Estado de conservação das nascentes no perímetro urbano da cidade de Muriaé - MG. **Revista científica da FAMINAS**, v. 4, p. 1–24, 2008.

RODRIGUES, G. DE A. **Influência da altitude na estrutura da floresta de encosta na Ilha da Marambaia – RJ**. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) —Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2010.

RODRIGUES, R. DE A. R.; MELLO, W. Z. DE; SOUZA, P. A. DE. Aporte atmosférico de amônio, nitrato e sulfato em área de floresta ombrófila densa montana na Serra dos Órgãos, RJ. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 1842–1848, 2007.

SELVAKUMAR, A.; BORST, M. Variation of microorganism concentrations in urban stormwater runoff with land use and seasons. **Journal of Water and Health**, v. 4, n. 1, p. 109–124, mar. 2006.

SILVA, C. A. DA et al. Monitoramento microbiológico da água de bicas em parques públicos de Curitiba (PR). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 271–275, abr. 2017.

SILVA, L. J. DA et al. Qualidade da água de abastecimento público do município de Jaboticabal, SP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 615–622, set. 2016.

SILVA, P. C. D. **Análise da qualidade da água no sistema de abastecimento de Itaipava/RJ, visando a implantação do Plano de Segurança da Água**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2013.

SOARES, P. N. **Abastecimento e consumo de água por soluções individuais em Viçosa - MG: identificação de perigos e percepção da população consumidora. c**

SOARES, S. S. et al. Avaliação de métodos para determinação de cloro residual livre em águas de abastecimento público. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 37, n. 1, p. 119, 16 mar. 2016.

SORLINI, S. et al. Is drinking water from ‘improved sources’ really safe? A case study in the Logone valley (Chad-Cameroon). **Journal of Water and Health**, v. 11, n. 4, p. 748–761, dez. 2013.

SOUZA, C. M. N. et al. **Saneamento: promoção da saúde, qualidade de vida e sustentabilidade ambiental**. Rio de Janeiro, RJ: Editora FIOCRUZ, 2015.

SOUZA, M. M. DE; GASTALDINI, M. DO C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 263–274, set. 2014.

TAUIL, M. DE C. et al. Hepatite A outbreak in an urban area of Luziânia, State of Goiás, Brazil, 2009. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 43, n. 6, p. 740–742, dez. 2010.

TERRA, E.; MOURA, L. R. DE; ARAUJO, F. V. DE. Avaliação microbiológica das Águas da travessia Petrópolis - Teresópolis (Parque Nacional da Serra Dos Órgãos, RJ). **Revista Espaço e Geografia**, v. 11, n. 1, 2008.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. **Health risks from microbial growth and biofilms in drinking water distribution systems**. United States Environment Protection Agency, 2002.

VASCO, A. N. DO et al. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 1, p. 118–130, 30 abr. 2011.

VIEIRA, J. M. P.; MORAIS, C. **Planos de Segurança em sistemas públicos de abastecimento de água para consumo humano**. Braga: Universidade do Minho, 2005.

VILELA, P. R. et al. Verificação da qualidade da água de soluções alternativas coletivas (SAC's) utilizadas pela população divinopolitana. **Biochemistry and Biotechnology Reports**, v. 2, p. 166–169, 2013.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. v. 7

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / Universidade Federal de Minas Gerais, 2018.

WEINBERG, Á. **Uso de Índices de Qualidade de Água para a Caracterização da Bacia Hidrográfica do rio Guandu**. Trabalho de Conclusão de Curso—Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2013.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Surveillance and control of community supplies**. 2. ed. Genebra: WHO, 1997.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Water Safety Plans. World Health Organization, 2005. Disponível em: <https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/wsp170805.pdf>. Acesso em: 28 fev. 2019.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**. 4. ed. Genebra: World Health Organization, 2011.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Developing drinking-water quality regulations and standards: general guidance with a special focus on countries with limited resources**. World Health Organization, 2018.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Water safety planning for small community water supplies: step-by-step risk management guidance for drinking-water supplies in small communities.** Geneva: World Health Organization, 2012.

YUKA, M. **Canções para depois do ódio.** Rio de Janeiro: Sony Music, 2017. CD.

ANEXO A

DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

1 Íons - cromatografia de íons

Condições cromatográficas:

- Coluna: Metrosep A Supp 5 – 150 ou álcool polivinílico com grupos quaternários de amônio com partículas de 5µm;
- Tempo de corrida: 10 minutos;
- Volume de injeção: 20 µL;
- Fluxo (mL/min): 0,70;
- Pressão máxima (Mpa): 11,0;
- Pressão mínima (Mpa): 0,0.

Coleta, armazenamento e preservação das amostras:

- As amostras são coletadas em frascos de vidro ou polietileno, sem nenhum tipo de preservação. O prazo máximo de estocagem será de 28 dias;
- Quando as amostras estiverem muito concentradas, é realizada diluição, pois pode ocorrer saturação da coluna, danificando-a;
- Efetuada a calibração conforme descrito no Procedimento de uso de equipamento do Cromatógrafo de Íons Metrohm modelo 790 Personal IC;
- A amostra é injetada conforme descrito no Procedimento de uso de equipamento do Cromatógrafo de Íons Metrohm modelo 790 Personal IC.

2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Processamento da amostra:

- Realiza-se ensaios de DQO nas amostras para obtenção do volume das diluições. Utiliza-se o volume tabelado correspondente à faixa de DQO e os volumes imediatamente superior e inferior ao inicialmente encontrado.

Preparo da amostra e sua incubação:

- Identifica-se os frascos de DBO para cada diluição, inclusive os frascos para o branco;
- Adiciona-se nos frascos de DBO o volume da amostra com micropipeta;

- Transfere-se para os frascos de DBO, por sifonação, a água de diluição de maneira que não forme bolhas de ar (aguardar 15 min antes de realizar a leitura);
- Determina-se a quantidade de oxigênio dissolvido inicial e a temperatura em cada frasco com o oxímetro (utilizar agitador magnético e o adaptador para agitação);
- Tapa-se o frasco firmemente de modo que fique um selo de água na parte superior do frasco. Incuba-se a 20°C durante 5 dias em ambiente escuro;
- Após 5 dias, realiza-se a determinação do OD final.

Cálculo da DBO

$$DBO = (OD_i - OD_5) \cdot d$$

Onde:

OD_i = oxigênio dissolvido inicial em mg/L, determinado antes da incubação;

OD_5 = oxigênio dissolvido inicial em mg/L, determinado após 5 dias de incubação a 20°C.

$$d = \frac{\text{volume do frasco de DBO em mL}}{\text{volume da amostra utilizada, em mL}}$$

3 Sólidos Dissolvidos Totais – Método Gravimétrico

Tara da Cápsula:

- Lava-se a cápsula com água Tipo 1 e seca-se em estufa (180°C) por uma hora, até constância de peso;
- Transfere-se para dessecador para esfriar-se até temperatura ambiente;
- Em seguida, pesa-se a cápsula em g (P1).

Filtração e Secagem

- Coloca-se a membrana de vidro com a parte rugosa para baixo e filtra-se pequena porção de água destilada até aderência da membrana no cadinho;
- Em um béquer homogeneiza-se a amostra com uma bagueta e retira-se um volume que pode variar de acordo com a natureza da amostra, filtra-se com auxílio de um sistema à vácuo, lavando o cadinho com pelo menos 3 porções de 10 mL de água deionizada;
- Transfere-se o volume total do filtrado (com as lavagens) para cápsula;

- Seca-se a cápsula em banho-maria em seguida transferindo-a para estufa (180°C) por uma hora;
- Resfria-se em dessecador até temperatura ambiente e efetua-se a pesagem (P2).

Cálculos:

$$\text{Sólidos dissolvidos totais} = \frac{P2 - P1 \times 1000}{\text{Volume da amostra}}$$

Expressão dos resultados em mg/L.

4 Amônia – Método Potenciométrico

Condições de análise:

- *Curva-padrão* – transfere-se 100 mL de cada solução-padrão para béqueres de 150 mL. Mergulha-se o eletrodo no padrão de mais baixa concentração e agita-se lentamente (para minimizar perdas de NH₃) com um agitador magnético. Adiciona-se aproximadamente 2 mL da solução de ajuste de pH para elevar o pH acima de 11. Imediatamente realiza-se a medição, em milivolts. Repete-se o procedimento para todas as soluções padrão, aguardando-se a estabilização das leituras. Constrói-se a curva *concentração de amônia x potencial* em escala semi-logaritmica.

- *Amostra* – transfere-se 100 mL da amostra de água para um béquer de 150mL e adiciona-se 2mL da solução de ajuste do pH. Caso seja necessário, adiciona-se solução até atingir pH 11. Procede-se a leitura como na curva-padrão. A partir da leitura obtida para a amostra, interpola-se a concentração de NH₃, na curva-padrão previamente construída.

Coleta, armazenamento e preservação das amostras

As amostras são estocadas a 4°C e analisadas no prazo de 24h. Caso não seja possível, acidificar com ácido sulfúrico concentrado com pH ≤ 2 e estocar com prazo máximo de 28 dias.

5 Íons (Nitrato, nitrito, cloreto e sulfato) – Cromatografia de íons

Condições cromatográficas:

- Coluna: Metrosep A Supp 5 – 150 ou álcool polivinílico com grupos quaternários de amônio com partículas de 5µm;
- Tempo de corrida: 15 minutos;
- Volume de injeção: 20 µL;
- Fluxo (mL/min): 0,20;
- Pressão máxima (Mpa): 11,0;
- Pressão mínima (Mpa): 0,0.

Coleta, armazenamento e preservação das amostras:

- As amostras são coletadas em frascos de vidro ou polietileno. Deve-se analisa-las o mais rápido possível ou refrigeradas. O prazo máximo de estocagem é de 48h para amostras não cloradas e de 28 dias para amostras cloradas;

- Quando as amostras estiverem muito concentradas, é realizada diluição, pois pode ocorrer saturação da coluna, danificando-a;

- Efetua-se a calibração conforme descrito no Procedimento de uso de equipamento do Cromatógrafo de Íons Metrohm modelo 790 Personal IC.

- A amostra é injetada conforme descrito no Procedimento de uso de equipamento do Cromatógrafo de Íons Metrohm modelo 790 Personal IC.

6 Turbidez – método Nefelométrico

Leitura das Amostras:

Enche-se uma cubeta até a linha de indicação com a amostra, limpa-se com lenço de papel, insere-se a cubeta no compartimento e pressiona-se a tecla READ, repete-se a até que seja apresentada a menor leitura. Usa-se sempre a mesma cubeta para maior exatidão.

7 Coliformes totais e Escherichia coli – Método substrato cromogênico

Preparação das amostras (águas oriundas do sistema de abastecimento público, outras fontes utilizadas para o consumo humano ou sempre que não se julgue necessário diluir a amostra):

- Homogeneiza-se a amostra vigorosamente por 25 vezes;
- Em uma proveta previamente esterilizada, mede-se 100mL da amostra e transfere-se para um frasco de diluição estéril;

Mistura do substrato:

- Identifica-se, na cabine de segurança, as cartelas plásticas de incubação de acordo com as amostras a serem analisadas;
- Adiciona-se todo o conteúdo do bastonete com o substrato cromogênico ao frasco contendo a amostra e agita-se vigorosamente;
- Transfere-se cuidadosamente todo o conteúdo do frasco para a cartela Colilert, previamente identificada com o número da amostra e imediatamente passa-se a cartela pela seladora para lacrar o material;
- Coloca-se a cartela na incubadora a 35°C, por 24 horas.

Avaliação dos resultados

- Após decorrido o tempo de incubação, retira-se as cartelas da incubadora e faz-se as leituras;
- Para coliformes totais, faz-se a contagem do número de poços grandes e pequenos da cartela que mudaram de coloração, passando para amarelo. Consulta-se na tabela do fornecedor do substrato o NMP (número mais provável) correspondente ao número de poços positivos encontrados;
- Para *E. coli*, fazer a contagem do número de poços grandes e pequenos da cartela que mudaram de coloração, passando para amarelo, e que também apresentem fluorescência quando irradiados pela luz U.V.

ANEXO B

RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS

<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)										
Mês	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Jan	959	119	41	63	0	63	52	10	41	63
Fev	10	0	30	10	0	0	0	31	10	10
Mar	10	0	0	10	10	10	10	-	0	20
Abr	48,7	38,4	185	42	59,8	31,7	52,9	160,7	45,7	29,2
Mai	2	1	1	3,1	1	1	0	5,2	0	0
Jun	0	0	0	10	-	0	0	20	0	10
Jul	3,1	0	2	2	-	12	3,1	2	0	1
Set	4,1	1	2	5,2	1	4,1	4,1	4,1	3,1	1
Out 1	7,4	2	17,3	5,2	6,3	5,2	12,1	12,2	7,4	3
Out 2	7,5	4,1	9,7	8,5	4,1	10,7	3,1	19,9	6,3	6,3
Nov	36,4	18,7	50,4	22,8	39,3	25,9	34,5	67,7	23,1	21,3

Coliformes totais (NMP/100mL)										
Mês	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Jan	2723	1376	1187	1081	987	1178	1178	959	1439	1376
Fev	1336	2014	2178	3255	1337	2014	2064	2909	2987	2035
Mar	882	839	754	1076	1016	1334	816	-	958	1017
Abr	1497	1553	4352	1553,1	2595	2419,6	2419,6	2924	1413,6	1413,6
Mai	365,4	218,7	218,7	313	214,2	285,1	365,4	360,9	214,2	218,7
Jun	959	1110	754	857	-	1616	723	908	691	884
Jul	1119,9	1119,9	579,4	1203,3	--	1553,1	1046,2	648,8	770,1	770,1
Set	1732,9	1299,7	1413,6	1299,7	1413,6	2419,6	1413,6	1203,3	1553,1	1553,1
Out 1	5172	1986,3	1533,1	2419,6	2909	2419,6	1553,1	1597	1203,3	1986,3
Out 2	1553,8	1986,3	1413,6	1986,3	1299,7	1732,9	1732,9	1986,3	1553,1	1119,9
Nov	10462	5475	5172	3654	7701	2419,6	6867	8664	5475	1986

Cor aparente (uH)										
Mês	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Jan	25,0	30,1	23,0	29,0	30,0	28,0	27,0	30,0	20,0	28,4
Fev	16,0	19,0	19,0	20,0	17,0	27,0	18,0	25,0	83,0	19,0
Mar	11,0	13,0	16,0	18,0	13,0	11,0	14,0	-	13,0	13,0
Abr	12,0	17,0	12,0	40,0	18,0	47,0	13,0	15,0	11,0	10,0
Mai	10,0	11,0	21,0	12,0	11,0	11,0	11,0	22,0	12,0	21,0
Jun	5,8	7,2	6,5	7,2	-	7,5	6,8	7,2	6,3	17,3
Jul	7,0	8,2	7,0	43,2	-	8,2	9,1	11,0	7,9	9,6
Set	11,2	10,3	10,3	14,3	11,2	11,9	15,7	13,3	13,3	17,6
Out 1	6,8	9,6	10,8	7,7	14,0	39,0	14,8	17,8	13,6	14,8
Out 2	8,2	8,9	7,9	8,6	6,5	10,3	11,5	10,5	8,6	8,2
Nov	10,0	11,5	14,3	13,6	12,9	12,9	15,7	16,6	12,2	10,8

Turbidez (UNT)										
Mês	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Jan	1,4	1,7	2,1	2,0	2,9	2,6	2,1	1,9	1,0	2,4
Fev	1,4	1,5	1,4	1,5	1,4	2,3	1,4	1,6	1,7	1,7
Mar	1,4	1,2	1,3	1,7	1,1	1,0	1,1	-	1,2	1,1
Abr	1,5	1,6	1,4	6,0	2,6	8,4	1,4	1,4	1,5	1,2
Mai	1,2	1,3	1,8	1,5	1,2	1,3	1,4	1,4	1,6	3,2
Jun	1,0	1,1	1,0	0,9	-	1,1	1,1	0,9	1,0	2,1
Jul	4,7	3,5	2,3	1,1	-	0,7	0,7	0,7	0,7	0,8
Set	1,2	1,6	0,9	1,5	1,2	1,2	1,2	1,0	1,2	1,9
Out 1	1,3	1,1	1,1	1,1	1,0	4,3	1,7	1,0	1,5	1,1
Out 2	1,4	1,0	0,6	1,1	0,7	1,6	1,4	1,1	1,7	1,2
Nov	0,9	1,3	0,7	1,0	1,3	1,0	0,9	0,9	1,0	0,9

pH										
Mês	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Jan	6,31	6,27	6,56	6,61	6,40	6,37	6,40	6,74	6,33	6,43
Fev	6,35	6,59	6,40	6,82	6,36	6,49	6,38	7,34	6,27	6,28
Mar	5,53	5,71	5,34	5,81	5,49	5,49	5,90	-	5,63	5,77
Abr	5,69	6,05	5,75	5,70	5,90	5,83	5,97	6,39	5,38	5,85
Mai	6,84	6,50	6,30	6,45	6,36	6,36	6,38	7,38	6,25	6,32
Jun	6,94	6,59	6,65	6,69	-	6,77	6,72	7,20	6,67	6,66
Jul	7,11	7,05	6,99	6,93	-	6,92	6,91	6,90	6,89	6,88
Set	6,82	6,73	6,63	6,58	6,59	6,64	6,83	7,17	6,57	6,86
Out 1	6,59	7,01	6,73	6,77	6,74	6,84	6,68	7,35	6,69	6,61
Out 2	6,57	6,54	6,41	6,51	6,48	6,41	6,48	6,99	6,47	6,46
Nov	6,49	6,48	6,40	6,43	6,44	6,31	6,45	6,87	6,41	6,38

Cloreto (mg/L)										
Mês	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Jan	13,33	13,37	13,29	13,10	13,38	13,33	13,16	12,94	13,31	13,31
Fev	12,70	12,77	12,68	12,18	12,69	12,58	12,87	12,12	12,58	12,78
Mar	12,89	12,73	11,79	12,46	12,79	13,01	12,80	-	13,00	12,83
Abr	12,74	12,76	12,87	12,73	12,79	12,83	12,38	12,49	12,73	12,70
Mai	15,42	11,45	9,45	11,45	11,36	11,47	11,04	9,86	11,46	11,44
Jun	13,71	13,78	13,60	13,64	-	13,74	13,70	13,67	13,79	13,79
Jul	13,79	13,71	13,84	13,72	-	13,7	13,61	13,62	13,63	13,64
Set	12,27	12,17	12,44	12,49	12,54	12,43	12,47	12,24	12,47	12,44
Out 1	12,08	12,01	11,53	12,14	11,97	12,15	12,35	11,61	12,50	12,56
Out 2	14,04	13,95	13,91	13,95	13,95	11,97	11,99	12,14	11,90	11,63
Nov	12,74	12,78	12,37	12,61	12,71	12,82	12,63	12,45	12,74	12,71

