



JONAS FARIA DIONÍSIO DE OLIVEIRA

**PRODUÇÃO E QUALIDADE DE ÁGUA EM MICROBACIAS E
NASCENTES DE REGIÃO HIDROMINERAL DE
MINAS GERAIS**

LAVRAS - MG

2019

JONAS FARIA DIONÍSIO DE OLIVEIRA

**PRODUÇÃO E QUALIDADE DE ÁGUA EM MICROBACIAS E NASCENTES DE
REGIÃO HIDROMINERAL DE MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Gilberto Coelho
Orientador

**LAVRAS - MG
2019**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Oliveira, Jonas Faria Dionísio de.

Produção e qualidade de água em microbacias e nascentes de
região hidromineral de Minas Gerais / Jonas Faria Dionísio de
Oliveira. - 2019.

74 p.

Orientador(a): Gilberto Coelho.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Índice de qualidade de água. 2. Índice de estado trófico. 3.
Recursos hídricos. I. Coelho, Gilberto. II. Título.

JONAS FARIA DIONÍSIO DE OLIVEIRA

**PRODUÇÃO E QUALIDADE DE ÁGUA EM MICROBACIAS E NASCENTES DE
REGIÃO HIDROMINERAL DE MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos para a obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 01 de Agosto de 2019.

Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira – UFLA

Dra. Josina Aparecida de Carvalho – ARPA Rio Grande

Prof. Dr. Gilberto Coelho

Orientador

**LAVRAS – MG
2019**

À minha namorada, Jeniffer

À minha avó, Maria

Aos meus pais, Ignácio e Nair

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsas.

À Agência Regional de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Grande (ARPA Rio Grande), à Universidade Federal de Lavras (UFLA), ao Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento (DRS) e ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas (PPGRHSA), pelo apoio.

À ENAGRI JR e aos membros que participaram diretamente deste projeto, pelo apoio durante a execução das atividades de campo.

Ao professor Gilberto Coelho, pela confiança e pelas experiências compartilhadas.

Aos companheiros do dia-a-dia, colegas de laboratório e professores, os quais não citarei nomes pois são muitos, por compartilharem momentos de descontração e aprendizado.

Aos meus pais, Ignácio e Nair, e aos meus irmãos, Natália, Jefferson, Naira e Yara, pelo apoio.

À minha namorada Jeniffer, pelo apoio nas horas mais difíceis, pela paciência, compreensão e pelos bons conselhos.

E finalmente, agradeço a Deus por mais uma etapa concluída.

RESUMO

As atividades antrópicas realizadas em uma bacia hidrográfica, especialmente, aquelas que promovam alterações na superfície do solo, exercem grande influência na qualidade de suas águas. Dessa forma, objetivou-se, neste trabalho, avaliar a qualidade de água por meio da aplicação do Índices de Qualidade de Água (IQA) e de Estado Trófico (IET), bem como comparar as variáveis analisadas com os padrões estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01/2008, para a classe 2. Neste estudo, foram monitoradas quatro nascentes e três cursos d'água, localizados na zona rural do município de Jacutinga-MG, onde foram coletadas amostras de água para análise no período de Outubro de 2018 e Julho de 2019. Foram analisadas as seguintes variáveis: pH, condutividade elétrica (CE), temperatura, turbidez, Fósforo total, Nitrato, Cloretos, Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de Oxigênio (DBO), coliformes termotolerantes (CT) e sólidos totais (ST), suspensos (SS) e dissolvidos (SD). O IQA foi calculado seguindo a metodologia proposta pelo IGAM (2018b), enquanto o IET seguiu metodologia proposta por Lamparelli (2004). Para verificar o efeito da sazonalidade, os valores de IQA e IET foram submetidos ao teste de Mann-Whitney. Comparando com a classe 2 da deliberação normativa, os valores de pH e OD foram inferiores ao padrão no ponto amostral 1. Os valores médios de Fósforo total foram inferiores ao valor máximo permitido nos pontos 3 e 4. A concentração de CT foi superior ao padrão em todas campanhas nos pontos 1, 2, 6 e 7, e em duas campanhas no ponto 3. Nos pontos 4 e 5, a concentração de CT esteve dentro da faixa permitida. Com relação ao IQA médio, os pontos 1, 2, 6 e 7 apresentaram água de qualidade média, enquanto nos pontos 3, 4 e 5 a água foi classificada como boa. Os valores médios do IET indicaram um estado supereutrófico, para o ponto 1, eutrófico para os pontos 2 e 5, e “ultraoligotrófico” para os pontos 3 e 4. No ponto 6 foi verificado o estado supereutrófico no período chuvoso, e eutrófico no período seco, enquanto no ponto 7 foram observados os estados ultraoligotrófico e eutrófico, para os respectivos períodos. O IET não apresentou variação sazonal, enquanto que o IQA apresentou variação sazonal no ponto 2. Com base nos resultados, conclui-se que as principais causas da deterioração da qualidade de água estão ligadas a presença de CT, Nitrato e Fósforo, que podem estar relacionadas diretamente com as atividades agropecuárias praticadas nas áreas monitoradas.

Palavras-chave: Índice de qualidade de água; Índice de estado trófico; Recursos hídricos.

ABSTRACT

The anthropic activities carried out in a river basin, especially those that promote changes in the soil surface, influence the quality of water resources. That way, the objective of this study was to evaluate the water quality using Water Quality Index (WQI) and Trophic State Index (TSI), as well as to compare the analyzed water quality parameters with the standards of Normative Deliberation COPAM/CERH n°01/2008, for class 2. This study comprised monitoring of four water springs and three watercourse located in the Jacutinga town, from which water samples were collected between October 2018 and July 2019 for analysis. The following water quality indicators were analyzed: pH, electrical conductivity, temperature, turbidity, total phosphorus, nitrate, chloride, dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), thermotolerant coliform (TC), total solids(TS), total suspended solids (TSS) and total dissolved solids (TDS). The WQI was calculated following the methodology proposed by the IGAM (2018b), while the TSI followed the methodology proposed by Lamparelli (2004). To verify the seasonality effect, the WQI and TSI data were submitted to the Mann-Whitney test. Comparing with class 2 of normative deliberation, pH and DO values were lower than the standard the point 1. The mean values of total phosphorus were lower than the maximum allowed value in points 3 and 4. The TC concentration was higher than the standard in all water samples in points 1, 2, 6 and 7, and in two water samples in point 3. At the points 4 and 5, the TC concentration was within the allowed range. Regarding the mean WQI, the points 1, 2, 6 and 7 presented water of Moderate quality, while in points 3, 4 and 5 the water was classified as Good. The average values of STI indicated a Super-eutrophic state, in point 1, an eutrophic state for points 2 and 5, and an Ultra-oligotrophic state for points 3 and 4. In the point 6, the Super-eutrophic state was verified in the rainy period, and the Eutrophic state in the dry period, while at point 7 the Ultra-oligotrophic and Eutrophic states were observed for the respective periods. The STI did not present seasonal variation, whereas the WQI presented seasonal variation in point 2. Based on the results, it is concluded that the main causes of deterioration of water quality are related to the TC, nitrate and phosphorus, which may be directly related to the agriculture and animal farming activities practiced in the monitoring areas.

Keywords: Water Quality Index; Trophic State Index; Water Resources.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização do município de Jacutinga e dos pontos de monitoramento.	27
Figura 2 – Áreas de drenagem a montante dos pontos de monitoramento.	29
Figura 3 – Uso e ocupação do solo nas áreas à montante dos pontos de monitoramento.	31
Figura 4 – Declividade nas áreas à montante dos pontos de monitoramento.	33
Figura 5 – Pontos de monitoramento.	36
Figura 6 – Precipitação total mensal durante o período de monitoramento.	41
Figura 7 – Variação temporal da vazão nos pontos monitorados.	43
Figura 8 – Variação temporal do rendimento específico.	44
Figura 9 – Variação temporal do pH.	47
Figura 10 – Variação temporal da temperatura.	48
Figura 11 – Variação temporal da turbidez.	48
Figura 12 – Variação temporal da condutividade elétrica.	49
Figura 13 – Variação temporal da concentração de Cloretos.	50
Figura 14 – Variação temporal da concentração de Nitrogênio na forma de Nitrato.	51
Figura 15 – Variação temporal da concentração de Fósforo.	52
Figura 16 – Variação temporal da concentração de Oxigênio dissolvido.	53
Figura 17 – Variação temporal da DBO.	54
Figura 18 – Variação temporal da concentração de sólidos dissolvidos.	55
Figura 19 – Variação temporal da concentração de sólidos suspensos.	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classes de estado trófico e principais características.	25
Tabela 2 – Pontos de amostragem e suas respectivas coordenadas.....	28
Tabela 3 – Área de drenagem à montante dos pontos de monitoramento e perímetro.....	29
Tabela 4 – Uso e ocupação do solo das áreas monitoradas.	30
Tabela 5 – Altitude mínima, máxima e média das áreas de drenagem.	32
Tabela 6 – Declividade mínima, máxima e média das áreas de drenagem.	32
Tabela 7 – Distribuição das classes de declividade nas áreas de drenagem.....	34
Tabela 8 – Variáveis físico-químicas e biológicas e métodos de análise.....	37
Tabela 9 – Variáveis necessárias para o cálculo do IQA e suas respectivas unidades e pesos.....	37
Tabela 10 – Classificação da água de acordo com o valor do IQA.....	38
Tabela 11 – Classificação de acordo com o valor do IET.	39
Tabela 12 – Valores médios, mínimo, máximo, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis de qualidade de água (Continua).	45
Tabela 13 – Concentração de coliformes termotolerantes em NMP/100 mL.	56
Tabela 14 – Índice de qualidade de água dos pontos monitorados, média geral e médias do período chuvoso e seco.	58
Tabela 15 – Índice de estado trófico dos pontos monitorados, média geral e médias do período chuvoso e seco.....	60
Tabela 16 – Resultados das análises de qualidade de água (Continua).....	71

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
ARPA Rio Grande	Agência Regional de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Grande
BCWQI	British Columbia Water Quality Index
CE	Condutividade Elétrica
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
CT	Coliformes Termotolerantes
CV	Coeficiente de Variação
CWQI	Canadian Water Quality Index
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	Desvio Padrão
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Eutr.	Eutrófico
FWQI	Florida Stream Water Quality Index
Hiper.	Hipereutrófico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IQA	Índice de Qualidade de Água
Máx.	Máximo
MDE	Modelo Digital de Elevação
Méd.	Média
Meso	Mesotrófico
MG	Minas Gerais
Mín.	Mínimo
NMP	Número Mais Provável
NSF	National Sanitation Foundation

NSFWQI	National Sanitation Foundation Water Quality Index
OD	Oxigênio Dissolvido
Oligo.	Oligotrófico
OWQI	Oregon Water Quality Index
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNQA	Programa Nacional de Avaliação da Qualidade da Água
RE	Rendimento Específico
RNQA	Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais
SD	Sólidos Dissolvidos
SS	Sólidos Suspensos
ST	Sólidos Totais
Super.	Supereutrófico
Temp.	Temperatura
Turb.	Turbidez
Ultraolig.	Ultraoligotrófico
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UPGRH	Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1	Monitoramento dos recursos hídricos	16
2.2	Variáveis de qualidade de água	17
2.2.1	Variáveis físicas.....	17
2.2.2	Variáveis químicas.....	19
2.2.3	Variáveis biológicas	21
2.3	Índice de qualidade da água	22
2.4	Índice de estado trófico (IET).....	24
3	MATERIAL E MÉTODOS	27
3.1	Localização e caracterização geral da região de estudo.....	27
3.1.1	O Município de Jacutinga	27
3.1.2	Pontos de monitoramento	28
3.2	Caracterização fisiográfica das áreas de drenagem	28
3.2.1	Delimitação das áreas de drenagem.....	28
3.2.2	Uso e ocupação do solo	30
3.2.3	Relevo.....	32
3.3	Monitoramento das águas superficiais	35
3.3.1	Monitoramento quantitativo.....	35
3.3.2	Monitoramento qualitativo	35
3.3.3	Amostragem e preservação das amostras.....	35
3.3.4	Variáveis de qualidade de água analisadas	36
3.3.5	Rendimento específico	39
3.4	Monitoramento da precipitação	39
3.5	Análise dos dados.....	40
4	RESULTADOS	41
4.1	Precipitação pluvial	41
4.2	Monitoramento quantitativo.....	42
4.3	Monitoramento qualitativo	45
4.3.1	Variáveis de qualidade de água	45
4.3.2	Índice de qualidade de água.....	58
4.3.3	Índice de estado trófico	60

5	CONCLUSÕES.....	63
	REFERÊNCIAS.....	64
	APÊNDICE A – Resultados das análises de qualidade de água.....	71

1 INTRODUÇÃO

O processo de ocupação do território brasileiro é marcado pela intensa exploração dos recursos naturais, caracterizada pela alteração da cobertura do solo visando o desenvolvimento das atividades agropecuárias e do processo de urbanização.

As mudanças na cobertura do solo, sobretudo as que promovam a retirada da vegetação nativa para a prática de atividades agropecuárias, alteram não só a paisagem, mas a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos. A degradação dos recursos hídricos resulta na redução da disponibilidade hídrica, o que torna necessário a realização de estudos que auxiliem na gestão de bacias hidrográficas.

Nas últimas décadas, tem se observado a realização de diversos estudos relacionados ao monitoramento da qualidade da água, como por exemplo, os trabalhos elaborados por Donadio, Galbiatti e Paula (2005); Queiroz et al. (2010); Fia et al. (2015) e Andrietti et al (2016).

O monitoramento da qualidade de água de nascentes e cursos d'água é indispensável, uma vez que as informações obtidas são utilizadas para fundamentar ações de proteção e recuperação ambiental nas bacias hidrográficas. A manutenção da qualidade da água é de grande importância tanto para o equilíbrio e funcionamento dos ecossistemas quanto para a saúde pública.

As variáveis que caracterizam a qualidade da água, sejam físicas, químicas ou biológicas, são resultados dos processos que ocorrem na área de drenagem, e podem ser utilizadas como indicadores de alterações no uso do solo e realização de atividades antrópicas, que também podem estar associadas as diversas formas de utilização deste recurso.

A aplicação de índices, como o de Qualidade de Água (IQA) e o de Estado Trófico (IET), é uma das alternativas que permitem acompanhar as variações na qualidade da água e, conseqüentemente, identificar alterações na bacia hidrográfica.

No município de Jacutinga - MG, que está localizado em uma estância hidromineral, grande parte da população que reside na zona rural utiliza a água proveniente das nascentes e, na maioria das vezes, nenhum controle de qualidade é realizado. O município participa do projeto PROVERÁGUAS, realizado pela Agência Regional de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Grande (ARPA Rio Grande), que tem como objetivo promover a restauração de áreas de preservação permanente em nascentes e cursos d'água, da bacia hidrográfica do rio MogiGuaçu.

Assim sendo, objetivou-se neste trabalho, mediante uma parceria realizada entre a ARPA Rio Grande e a ENAGRI JR, sob o Termo de Parceria nº 06/2018, realizar o monitoramento quantitativo e qualitativo em quatro nascentes e três cursos d'água, localizados na zona rural do município de Jacutinga - MG, por meio da aplicação dos Índice de Qualidade de Água (IQA) e de Estado Trófico (IET), bem como verificar se as variáveis analisadas atendiam aos limites estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM/CERH 01/2008, para a classe 2. Foi verificado também se houve a ocorrência da sazonalidade nos valores de IQA e IET, e realizado uma análise comparativa da produção de água nas áreas monitoradas pelo emprego do rendimento específico.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Monitoramento dos recursos hídricos

A disponibilidade de água está diretamente relacionada à dinâmica hídrica e socioeconômica das bacias hidrográficas, além das condições de qualidade da água (ANA, 2017). As atividades que promovam alterações nos diferentes componentes do ambiente, como o relevo e uso e ocupação do solo são exemplos de fatores que podem resultar no comprometimento da qualidade da água e na alteração do seu estado de equilíbrio dinâmico (BARROS; GUIMARÃES; SANTANA, 2018).

Para o conhecimento da oferta de água, é necessário o monitoramento tanto da quantidade, quanto da qualidade da água da bacia hidrográfica, para que seja possível obter informações ao longo do tempo (ANA, 2017). A manutenção da qualidade da água é indispensável para o equilíbrio e o funcionamento dos ecossistemas e possui grande impacto na saúde pública (MORAES; CABONGO; POLETO, 2018).

De acordo com a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2005), o monitoramento pode ser definido como a medição ou verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água, que pode ser contínua ou periódica, utilizada para acompanhamento da condição e controle da qualidade do corpo de água (BRASIL, 2005).

Segundo Queiroz et al. (2010), o monitoramento de bacias hidrográficas visa caracterizar aspectos relevantes que permitam diagnosticar mudanças que ocorrem no uso e ocupação do solo, o que torna possível avaliar os efeitos das atividades antrópicas sobre os ecossistemas.

De acordo com Passig et al. (2015) e Ramos et al. (2016), por meio da realização de estudos hidrológicos é possível demonstrar as influências das atividades antrópicas sobre os recursos hídricos e a caracterização dos recursos hídricos em aspectos quantitativos e qualitativos pode levar a identificação de impactos relacionados ao uso e ocupação do solo.

A partir do monitoramento hidrológico são obtidas informações que podem ser utilizadas na formulação e implantação de políticas públicas; na identificação de áreas prioritárias para o controle da poluição; subsidiar o diagnóstico e o controle da qualidade das águas utilizadas para abastecimento; contribuir com a gestão sustentável dos recursos hídricos e disponibilizar a sociedade informações sobre a quantidade e qualidade de água (ANA, 2014; CETESB, 2018a; ZANINI et al., 2010).

Fia et al. (2015) ressaltam que independentemente do tamanho da bacia hidrográfica, o monitoramento das águas superficiais destaca-se como um instrumento de gestão capaz de auxiliar na tomada de decisões por parte de órgão ambientais.

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2012), as primeiras redes de monitoramento de água foram implantadas nos anos 1970, pelas unidades de federação, ainda assim, devido à grande extensão territorial, a distribuição dos pontos de monitoramento ocorreu de forma desigual, concentrada em algumas regiões.

Diante da necessidade de ampliar e integrar o monitoramento da qualidade de água no país, em 2010 foi lançado o Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA), que visa eliminar lacunas geográficas e temporais, aumentar a confiabilidade das informações sobre qualidade de água, e padronizar os dados e informações sobre qualidade de água (ANA, 2012). Em 2013, como parte do PNQA, por meio da Resolução nº 903, de 22 de julho de 2013, da Agência Nacional de Águas, foi criada a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais (ANA, 2013).

No estado de Minas Gerais o monitoramento da qualidade das águas é realizado pelo Projeto Águas de Minas, desenvolvido pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), que é responsável pelo monitoramento da qualidade das águas superficiais e subterrâneas do estado desde 1997 (IGAM, 2014; 2019a; 2019b).

2.2 Variáveis de qualidade de água

A qualidade da água pode ser representada por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos, que traduzem as suas principais características. Os parâmetros de qualidade de água são utilizados para caracterizar as águas residuárias e de abastecimento, mananciais e corpos receptores (VON SPERLING, 2014).

2.2.1 Variáveis físicas

Dentre as características físicas da água importantes no monitoramento da qualidade da água, pode-se citar a temperatura, turbidez, condutividade elétrica e sólidos. As variações na temperatura são parte do regime climático normal, sendo possível verificar variações sazonais e diurnas em corpos d'água, assim como a ocorrência de estratificação vertical (CETESB, 2018c). As variações na temperatura podem influenciar diretamente na velocidade

das reações químicas, na solubilidade de gases, como oxigênio, e no metabolismo dos organismos presentes no ambiente (LIBÂNIO, 2010; VON SPERLING, 2014).

As alterações na temperatura estão relacionadas, principalmente, com as características climáticas e geográficas da região, mas também podem ser provocadas por atividades antrópicas, como o lançamento de efluentes industriais (CETESB, 2018c; LIBÂNIO, 2010). As variações de origem natural são provocadas pelos processos de transferência de calor por radiação, condução e convecção (VON SPERLING, 2014).

A turbidez de uma amostra de água pode ser entendida como uma medida do grau de interferência que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido a presença de sólidos em suspensão (CETESB, 2018c; MATOS, 2012; VON SPERLING, 2014). Em águas naturais, fragmentos de argila, silte, plâncton, microrganismos e matéria orgânica são os principais fatores relacionados à turbidez (APHA, 2017; LIBÂNIO, 2010).

De acordo com Matos (2012) e Libânio (2010), no Brasil grande parte dos corpos hídricos são naturalmente turvos, devido as características geológicas das áreas de drenagem, aos elevados índices pluviométricos e utilização de práticas agrícolas inadequadas. O aumento da turbidez nos períodos chuvosos está relacionado a fatores como a movimentação de sedimento em locais de pequena profundidade, erosão das margens dos cursos d'água pela ausência das matas ciliares e arraste de material sedimentar pela ação do escoamento superficial que atinge as calhas da rede de drenagem (BUZELLI; SANTINO, 2013).

A condutividade elétrica, ou condutância, expressa a capacidade da água de transmitir a corrente elétrica (LIBÂNIO, 2010). A condutividade elétrica é proporcional a concentração de íons no meio (por exemplo, íons de Fe, Mn, K, Cl, Na, Ca e Mg), sendo possível a estimativa da salinidade e concentração de sólidos dissolvidos por meio de seu valor (LIBÂNIO, 2010; LUCAS; FOLEGATTI; DUARTE, 2010; MATOS, 2012). Alguns fatores como a temperatura, concentração de íons e valência influenciam nos valores de condutividade elétrica (APHA, 2017), sendo importante a identificação dos elementos presentes na água para a análise de sua qualidade.

Os sais dissolvidos são encontrados em condições naturais, e sua concentração dependente de fatores como o material geológico do local, todavia, as atividades antrópicas podem alterar a salinidade das águas superficiais, e conseqüentemente, a sua condutividade elétrica (LIBÂNIO, 2010; MATOS, 2012). De acordo com a CETESB (2018c), valores da condutividade elétrica superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ sugerem ambientes impactados na maioria dos casos.

Os sólidos presentes na água, dissolvidos ou em suspensão, correspondem a toda matéria que permanece como resíduo após evaporação da água, secagem ou calcinação de uma amostra a uma temperatura pré-estabelecida (CETESB, 2018c; MATOS, 2012). Os sólidos podem ser divididos quanto à sua natureza, em fixos e voláteis, e com relação ao seu tamanho, em sedimentáveis, suspensos e dissolvidos (APHA, 2017; MATOS, 2012).

A presença de sólidos pode estar relacionada a processos erosivos ou lançamento de efluentes (MATOS, 2012). O excesso de sólidos na água pode alterar as condições de luminosidade e interferir no metabolismo de organismos autotróficos, e conseqüentemente, prejudicar os demais organismos heterotróficos dependentes do Oxigênio Dissolvido (OD) produzido na fotossíntese (BUZELLI; SANTINO, 2013). A sedimentação de sólidos no leito dos rios também pode afetar os organismos que fornecem alimento e danificar leitões de desova dos peixes, por exemplo (CETESB, 2018c).

2.2.2 Variáveis químicas

O potencial hidrogeniônico (pH) consiste na concentração de íons H^+ nas águas, representando a intensidade das condições ácidas ou alcalinas do ambiente aquático. Os valores de pH variam de 0 a 14, sendo o pH igual a 7 correspondente a condições de neutralidade, os valores inferiores correspondentes a águas ácidas e os superiores a águas alcalinas (LIBÂNIO, 2012; VON SPERLING, 2014).

De acordo com Esteves (2011), o pH pode ser considerado uma das variáveis abióticas de maior importância nos ambientes aquáticos e também uma das mais difíceis de ser interpretada, devido ao grande número de fatores que podem influenciá-la. Valores de pH afastados da neutralidade podem ser prejudiciais ao meio aquático, e afetar o metabolismo e a taxa de crescimento de microrganismos (NAIME; NASCIMENTO, 2009).

Alguns fatores que podem influenciar no valor do pH são a temperatura, a presença de íons, como Sulfetos e Carbonatos, e moléculas orgânicas, como ácidos orgânicos e substâncias húmicas resultantes dos processos de decomposição da matéria orgânica (ESTEVES, 2011; PINTO; MELLO; ÁVILA, 2013).

Segundo Libânio (2010) e Von Sperling (2014), as alterações no pH podem ser decorrentes da atividade de algas, da dissolução de rochas, pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais e pela ocorrência de chuva ácida, em algumas regiões.

Os Cloretos estão presentes em todas as águas naturais, em maior ou menor escala, resultantes da dissolução de minerais como o Cloreto de Sódio (VON SPERLING, 2014).

Além da origem natural, por meio da dissolução de minerais, os Cloretos podem estar associados a intrusão de águas salinas e a atividades antrópicas, como o despejo de efluentes e utilização de fertilizantes e defensivos agrícolas na agricultura (VON SPERLING, 2014). O carreamento de fezes e urina de animais até os cursos d'água também podem estar associados a presença de Cloretos na água (FERNANDES et al., 2011).

Nas águas superficiais e águas residuária o Nitrogênio pode ser encontrado em quatro formas principais, sendo estas: Nitrato, Nitrito, Amônia e associado a compostos orgânicos (APHA, 2017). O Nitrato consiste na forma mais oxidada do Nitrogênio, que é essencial ao crescimento de algas, cianobactérias e plantas aquáticas, no entanto, pode ser tóxico acima de determinadas concentrações, sendo responsável pela doença do bebê azul (metahemoglobinemia infantil), que é letal para crianças (CETESB, 2018c; LIBÂNIO, 2010; VON SPERLING, 2014).

Os compostos nitrogenados estão presentes nas proteínas e vários outros compostos biológicos, e podem ser de origem natural ou antrópica (VON SPERLING, 2014). As principais fontes de Nitrogênio para o meio aquático são a chuva, a fixação, a utilização de fertilizantes, materiais carreados do solo pela ação do escoamento superficial e o lançamento de efluentes (COSTA; KEMPKA; SKORONSKI, 2017; ESTEVES, 2011; FERNANDES et al., 2011; FIA et al., 2015).

O Nitrogênio, na forma de Nitrato, apresenta elevada mobilidade no solo, e pode atingir facilmente as águas subterrâneas (LELIS NETO et al., 2017). Tal comportamento foi observado em estudo realizado por Silva et al. (2017), em que avaliou a mobilidade dos íons Nitrato e Amônio em áreas agrícolas.

O Fósforo pode ser encontrado em corpos hídricos sob as formas de Fosfatos orgânicos, Ortofosfatos e Polifosfatos, sendo a última de menor importância nos estudos de controle da qualidade das águas (CETESB, 2018c). Assim como o Nitrogênio, o Fósforo é essencial para o crescimento de alguns organismos aquáticos, como as algas e macrófitas, sendo o principal fator limitante ao desenvolvimento destes organismos por apresentar menor disponibilidade (BUZELLI; SANTINO, 2013; LIBÂNIO, 2010; MATOS, 2012).

Segundo Esteves (2011), algumas das fontes de Fósforo de origem natural são o intemperismo de rochas presentes na bacia, sendo quantidade de Fósforo liberada dependente do material de origem da rocha, a precipitação atmosférica e a deposição de material particulado. Dentre as fontes artificiais, os principais contribuintes são o lançamento de esgotos domésticos e industriais, o material particulado de origem industrial contido na

atmosfera e excrementos de animais (ESTEVES, 2011; MATOS, 2012; VON SPERLING, 2014).

A concentração de Oxigênio dissolvido (OD) na água pode ser expressa como a porcentagem de sua saturação potencial. Para o cálculo da concentração de saturação de Oxigênio, são levados em conta fatores como a temperatura da água, concentração de Cloretos e altitude (LIBÂNIO, 2010; MATOS, 2012). Os valores de porcentagem de saturação próximos a 100% indicam boa qualidade da água, porém, é possível obter valores superiores a 100% em rios de grande velocidade ou com presença de quedas d'água (MATOS, 2012). Segundo Von Sperling (2014), valores de OD superiores à concentração de saturação podem indicar a presença de algas na água e realização de fotossíntese.

De acordo com Schneider et al. (2011), a presença de OD é imprescindível para a manutenção da vida aquática, de modo que para um ambiente em equilíbrio espera-se que haja altos valores de OD. O consumo total do OD resulta em condições anaeróbias, com geração de maus odores e mortandade de peixes (NAIME; NASCIMENTO, 2009).

Segundo Esteves (2011), as principais fontes de Oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese, enquanto que a oxidação da matéria orgânica por microrganismos, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos são fatores que contribuem com a redução da concentração de Oxigênio na água.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) expressa a presença de matéria orgânica biodegradável de uma amostra de água, sendo determinada com base na diferença da concentração de OD no período de 5 dias e temperatura de 20 °C (LIBÂNIO, 2010).

De acordo com Von Sperling (2014), em ambientes naturais, não poluídos, a concentração de DBO deve ser baixa, enquanto que em corpos d'água que recebem algum tipo de poluição orgânica os valores de DBO pode ser bem mais elevados. A presença de elevados teores de matéria orgânica pode levar ao consumo total do OD na água, fato que pode levar ao desaparecimento de peixes e outras formas aquáticas (CETESB, 2018c).

2.2.3 Variáveis biológicas

Os coliformes termotolerantes (CT) são indicadores de contaminação por fezes de humanos e animais de sangue quente, sendo utilizados devido à dificuldade em identificar organismos patogênicos que geralmente apresentam baixa concentração em ambientes aquáticos (MATOS, 2012; VON SPERLING, 2014).

De acordo com Libânio (2010), a maioria das doenças de veiculação hídrica são transmitidas por organismos patogênicos eliminados junto com as fezes que atingem o meio aquático, podendo assim contaminar pessoas que se abasteçam ou tenham contato com a água.

2.3 Índice de qualidade da água

O Índice de Qualidade de Água (IQA) consiste em um número que expressa a qualidade da água, baseado na combinação de variáveis físicas, químicas e biológicas (LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011; POONAM; TANUSHREE; SUKALYAN, 2013; TYAGI et al., 2013). Os valores dos índices variam de 0 a 100, sendo os maiores valores relacionados às águas de melhor qualidade e os menores às águas de pior qualidade (LUMB et al., 2011; LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011).

O primeiro índice de qualidade de água foi desenvolvido por Horton et al. (1965), que posteriormente foi melhorado por Brown et al. (1970), com o apoio da National Sanitation Foundation (NSF), nos Estados Unidos (LUMB; SHARMA, BIBEAULT, 2011; SING et al., 2013). O índice desenvolvido por Brown et al. (1970) ficou conhecido como National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI) e foi elaborado por meio da aplicação de questionários e pesquisas de opinião a pesquisadores e especialistas em qualidade de água, sendo as variáveis do índice e seus respectivos pesos definidos com base nos resultados da pesquisa (LUMB et al., 2011; LUMB; SHARMA, BIBEAULT, 2011; PINTO et al., 2009; POONAM; TANUSHREE; SUKALYAN, 2013).

Os índices de qualidade de água são uma das ferramentas mais eficazes para expressar a qualidade de um corpo d'água, pois permitem reduzir uma grande quantidade de variáveis em uma única expressão mais simples, que retorna um único valor e facilita a interpretação dos dados e a comparação entre diferentes mananciais (ANDRIETTI et al., 2016; DEBELS et al., 2005; RAMAMOCHAN et al., 2016; REZA; SINGH, 2010; SINGH et al., 2013).

Estes índices resumem uma grande quantidade de informações em termos simples (por exemplo: excelente, bom, médio, ruim e muito ruim), tornando mais fácil a divulgação e o entendimento do público (KRISHAN et al., 2016; LUMB et al., 2011; LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011; RNJBAR JAFARABADI et al., 2016; SINGH et al., 2013), no entanto, a utilização dos índices de qualidade de água apresenta algumas desvantagens, como a perda de informações das variáveis individuais, assim como a

análise da interação entre elas (ANA, 2012) e a restrição de uso quando o monitoramento não contempla todos os parâmetros utilizados no cálculo (ANA, 2017).

Várias formulações e modelos para a avaliação da qualidade da água foram desenvolvidos ao longo dos anos, com adaptações a região de aplicação do índice e ao uso pretendido para a água (LUMB; SHARMA; BIBEAULT, 2011; MISAGHI et al., 2017), Segundo Misaghi et al., (2017), dentre os diversos índices desenvolvidos, os mais conhecidos são o Unites States National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI), Florida Stream Water Quality Index (FWQI), British Columbia Water Quality Index (BCWQI), Canadian Water Quality Index (CWQI) e o Oregon Water Quality Index (OWQI).

No Brasil, dentre os órgãos públicos, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) foi pioneira no uso do índice de qualidade de água, utilizando uma adaptação do índice desenvolvido pela NSF, desde 1975, para avaliar a qualidade das águas do estado de São Paulo (ANA, 2012; CETESB, 2018b). Nas décadas seguintes outros estados passaram a utilizar os índices de qualidade de água (ANA, 2019). No estado de Minas Gerais, o IGAM adotou o índice de qualidade de água desenvolvido pela NSF para o monitoramento das águas do estado (IGAM, 2014).

Como exemplo de trabalhos que utilizaram índices de qualidade de água para avaliar a qualidade de corpos hídricos, pode-se citar Bucci e Oliveira (2014), que utilizaram a metodologia proposta pelo IGAM, no “Projeto Águas de Minas”, para avaliar a qualidade da água na represa Dr. João Penido, em Juiz de Fora – MG. Os autores verificaram a predominância do nível de qualidade médio, indicando que as formas de uso e ocupação do solo tem contribuído de forma negativa com a qualidade da água.

Menezes et al. (2016), monitorando o Ribeirão Vermelho no município de Lavras – MG, verificaram variações no IQA para o período chuvoso entre 9 e 84, e para o período seco entre 6 e 66, enquanto Fia et al. (2015), monitorando o mesmo curso d’água, obtiveram valores entre 35 e 64 e 33 e 67 para os períodos chuvoso e seco, respectivamente.

Andrietti et al. (2016), monitorando a bacia do Rio Caiabi, no estado de Mato Grosso, aplicaram o IQA e não identificaram diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso, em contrapartida, Damasceno et al. (2015), avaliando a qualidade de água do Rio Amazonas, verificaram a ocorrência de variação sazonal no IQA durante o período de monitoramento.

Avaliando o efeito do uso e ocupação do solo na qualidade da água por meio da aplicação do índice desenvolvido pela NSF, em uma microbacia hidrográfica localizada em Contagem-MG, Pontes, Marques e Marques (2012) verificaram uma melhoria da qualidade da

água no período chuvoso, sendo classificada como boa e média, enquanto no período seco a classificação variou entre média e ruim.

2.4 Índice de estado trófico (IET)

O aporte de nutrientes para os corpos hídricos, principalmente Nitrogênio e Fósforo, provenientes de fontes autóctones ou alóctones, está entre as principais causas da degradação dos ambientes aquáticos e das funções ecossistêmicas destes ambientes (SALUJA; GARG, 2017; SANTOS et al., 2014). Segundo Farage et al. (2010), o carreamento de fertilizantes utilizados em atividades agrícolas e o lançamento de efluentes de origem doméstica e industrial contribuem com o desequilíbrio das condições dos corpos hídricos em termos de disponibilidade de nutrientes.

O estado trófico é uma importante propriedade dos ecossistemas aquáticos, capaz de refletir a influência de atividades antropogênicas na qualidade da água e nas funções ecológicas de rios, lagos e reservatórios (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013). O conceito de estado trófico é multidimensional, e abrange fatores relacionados a carga e transporte de nutrientes, produtividade, quantidade e qualidade da biota (FARAGE et al., 2010).

Um índice de estado trófico (IET) funciona como um registro das atividades humanas na bacia hidrográfica, e pode ser utilizado no planejamento e gestão de recursos hídricos, com o intuito de garantir os usos múltiplos da água em médio e longo prazo (FIA et al., 2009). Entender o comportamento e as variações no IET pode auxiliar na adoção de medidas apropriadas de remediação que visem a restauração do ecossistema (SALUJA; GARG, 2017).

O IET tem por finalidade classificar os corpos d'água de acordo com o grau de trofia, ou seja, busca avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes (CETESB, 2018b). Apesar de fornecer informações sobre o estado trófico, o IET não necessariamente reflete a degradação dos corpos hídricos ocasionada pelo processo de eutrofização, como por exemplo, florações de algas, uma vez que estes dependem de outras variáveis (ANA, 2012).

Um dos primeiros índices foi desenvolvido por Carlson (1977), baseado em equações que utilizam variáveis limnológicas, para as condições climáticas de regiões temperadas (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013; FARAGE et al., 2010). Visando obter melhor relação entre as variáveis utilizadas por Carlson (1977) e o nível trófico dos corpos d'água, alguns autores adaptaram o índice para as condições do local de uso (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013).

Alguns exemplos de adaptações são os índices desenvolvidos por Toledo et al. (1990) e Lamparelli (2004), com intuito de adaptar o índice desenvolvido por Carlson (1977) às condições climáticas de ambientes tropicais (MAIA; CARVALHO; CARVALHO, 2015). Além da adaptação para as condições climáticas de ambientes tropicais, Lamparelli (2004) propôs índices diferenciados para aplicação em ambientes lênticos e lóticos (FIA et al., 2009). O índice proposto por Lamparelli (2004) é baseado em duas variáveis, a concentração de Fósforo total e clorofila a. Atualmente, o índice proposto por Lamparelli (2004) é utilizado no monitoramento das águas por diversos órgãos oficiais como a ANA, CETESB e o IGAM.

De acordo com a CETESB (2018b), os resultados obtidos por meio da utilização da concentração de Fósforo no cálculo do índice devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, enquanto que os valores obtidos por meio da utilização da clorofila a devem ser entendidos como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador. Deste modo, o índice médio é capaz de englobar de forma satisfatória a causa e o efeito do processo (CETESB, 2018b).

Com base nos valores obtidos por meio da aplicação do IET, os cursos d'água podem ser classificados em seis classes, apresentadas na Tabela 1, adaptada da ANA (2012):

Tabela 1 – Classes de estado trófico e principais características.

Classe	Características
Ultraoligotrófica	Corpos de água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que acarretam em prejuízos aos usos da água.
Oligotrófica	Corpos de água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre o uso da água, decorrentes da presença de nutrientes.
Mesotrófica	Corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade de água, em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
Eutrófica	Corpos de água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
Supereutrófica	Corpos de água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios de florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
Hipereutrófica	Corpos de água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fonte: Adaptado de ANA (2012); CETESB (2007) e Lamparelli (2004).

Por se tratar de um índice simples e de fácil obtenção, o IET é encontrado em diversos trabalhos que buscam avaliar o grau de trofia de corpos d'água lóticos e lênticos. Como exemplo, pode-se citar Fia et al. (2015), que aplicaram o IET proposto por Lamparelli (2004) no Ribeirão Vermelho, localizado no município de Lavras – MG, e verificaram que o estado trófico variou entre 48 e 50 no período chuvoso e de 38 a 45 no período de estiagem. De acordo com os autores, os dados revelam um ambiente oligotrófico a eutrófico, da nascente para a foz, indicando um maior aporte de nutrientes no curso d'água avaliado.

Farage et al. (2010) utilizaram o índice proposto por Toledo et al. (1990) para avaliar o grau de trofia em nove pontos do Rio Pomba, no estado de Minas Gerais, e obtiveram valores de IET para o período chuvoso variando entre 54 e 74, classificada como eutrófica. Segundo os autores, no período de estiagem o Rio Pomba encontrava-se parcialmente eutrofizado.

Em monitoramento realizado nos rios Capivari e Mortes, em Minas Gerais, Amâncio et al. (2018) aplicaram o IET proposto por Lamparelli (2004) para avaliar a qualidade da água, e verificaram que os pontos monitorados foram classificados como hipereutrófico, evidenciando excesso de nutrientes provocado por fontes de poluição pontuais e difusas próximas aos pontos de coleta.

Investigando a variabilidade sazonal e espacial da qualidade da água em um reservatório localizado no Ceará, utilizando o índice proposto por Toledo et al. (1990), Santos et al. (2014) verificaram que as águas do reservatório foram classificadas como eutróficas, e concluíram que é necessário a realização de intervenções destinadas a reduzir o lançamento de resíduos no reservatório.

Fia et al. (2009) analisaram a variação espaço temporal das características tróficas de cursos d'água afluentes a Lagoa Mirim, no Rio Grande do Sul, por meio da aplicação dos índices propostos por Toledo et al. (1990) e Lamparelli (2004). De acordo com os autores, pela classificação apresentada por Toledo et al. (1990), os corpos d'água analisados foram classificados como mesotróficos e hipereutróficos, enquanto que, pela metodologia proposta por Lamparelli (2004), estes foram classificados como eutrófico e hipereutróficos.

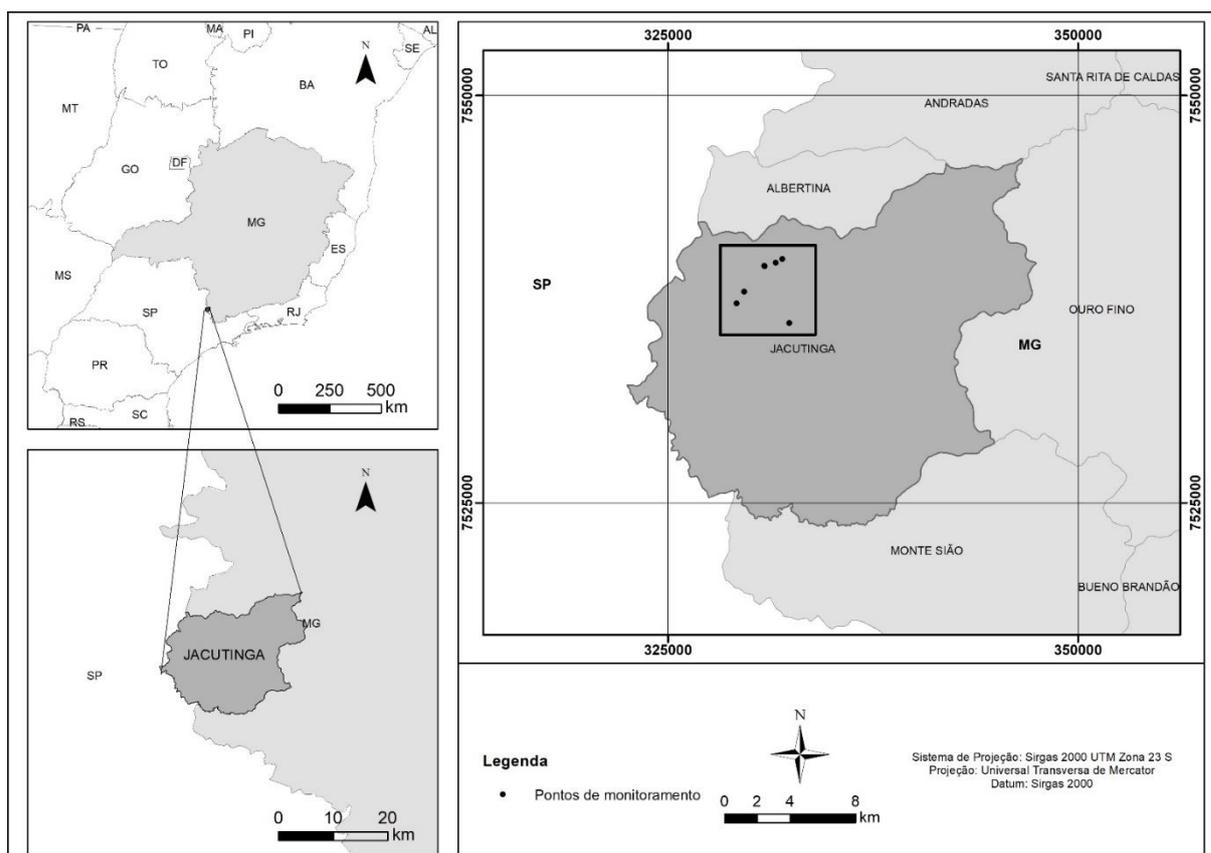
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização geral da região de estudo

3.1.1 O Município de Jacutinga

O município de Jacutinga (FIGURA 1) está localizado no sul do estado de Minas Gerais, próximo à divisa com o estado de São Paulo. O município faz parte do Circuito das malhas do sul de Minas Gerais, que também engloba os municípios de Monte Sião, Ouro Fino, Inconfidentes, Borda da Mata e Bueno Brandão (FUINI, 2008) e é cortado pela rodovia MG – 290. Os pontos de monitoramento da qualidade da água utilizados neste trabalho estão situados na zona rural, conforme demonstrados na Figura 1.

Figura 1 – Localização do município de Jacutinga e dos pontos de monitoramento.



Fonte: Do Autor (2019).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a área do município é de 347,667 km², e sua população no ano de 2010, de acordo com o censo, era de 22.772 habitantes (IBGE, 2019). Dentre as principais atividades econômicas, destacam-se a

pecuária bovina extensiva, a cafeicultura, cultivo de cana-de-açúcar e cultivo de eucalipto (MARTINS et al., 2017), além das atividades relacionadas ao turismo, indústria têxtil e exploração de água mineral. O título de estância hidromineral foi obtido em 1950, com a inauguração do Parque das Águas São Clemente em 1957 (VIOTTI; DIAS, 2018).

Com relação a hidrografia, o município está localizado na bacia hidrográfica do rio Mogi Guaçu, e faz parte da Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos dos Afluentes dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo (UPGRH GD6) (IGAM, 2017). A classificação climática de Köppen para o município é Cwa, com inverno seco e verão quente (MARTINS et al., 2018).

3.1.2 Pontos de monitoramento

Para analisar a qualidade das águas superficiais, foram monitorados 7 pontos, sendo 4 classificados como nascentes e 3 como cursos d'água. Para a seleção dos pontos de monitoramento foram levadas em conta as características de uso e ocupação do solo, além de fatores relacionados a logística. São apresentadas na Tabela 2 o número de identificação, as coordenadas, a altitude e a classificação dos pontos de monitoramento.

Tabela 2 – Pontos de amostragem e suas respectivas coordenadas.

Ponto	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Classificação
1	22°16'24,50"S	46°37'36,65"O	860	Nascente
2	22°15'43,77"S	46°39'28,53"O	819	Curso d'água
3	22°15'20,66"S	46°39'11,91"O	940	Nascente
4	22°14'16,29"S	46°37'50,40"O	1158	Nascente
5	22°14'22,00"S	46°38'4,00"O	1151	Nascente
6	22°14'28,72"S	46°38'28,58"O	999	Curso d'água
7	22°14'29,20"S	46°38'27,81"O	988	Curso d'água

Fonte: Do autor (2019).

3.2 Caracterização fisiográfica das áreas de drenagem

3.2.1 Delimitação das áreas de drenagem

As áreas de drenagem à montante dos pontos de monitoramento 1, 3, 4 e 5 foram delimitadas por meio da captura das coordenadas dos divisores de água, obtidas em campo com o auxílio de um GPS da marca Garmin modelo GPSMAP 62s. A delimitação das áreas de drenagem à montante dos pontos 2, 6 e 7 foi realizada por meio do processamento digital

do modelo digital de elevação (MDE) Alos-Palsar, com resolução espacial de 12,5 m, disponibilizado na plataforma de dados Vertex (ASF, 2014).

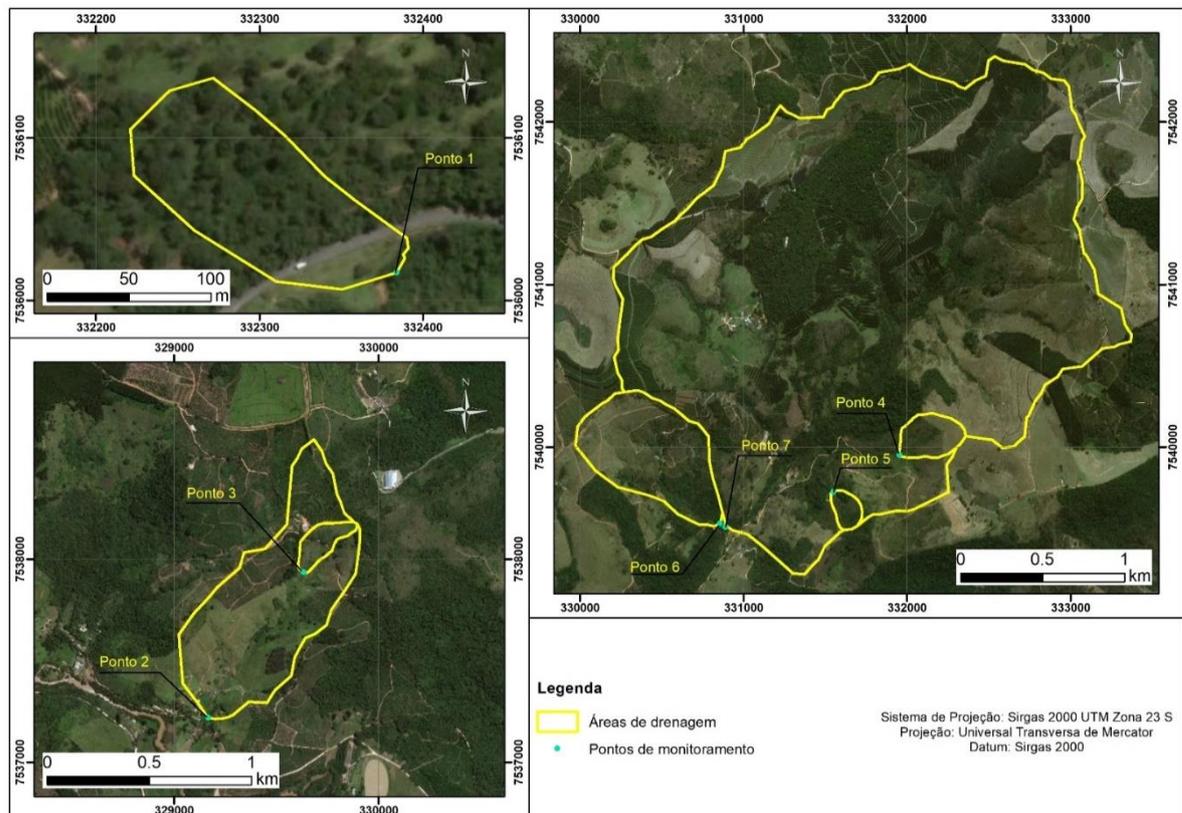
Na Tabela 3 estão apresentadas as áreas de drenagem à montante dos pontos de monitoramento e seus respectivos perímetros. As áreas de drenagem delimitadas podem ser visualizadas na Figura 2.

Tabela 3 – Área de drenagem à montante dos pontos de monitoramento e perímetro.

Ponto	Área de Drenagem (ha)	Perímetro (km)
1	1,19	0,45
2	58,43	3,55
3	3,61	0,86
4	8,66	1,12
5	3,37	0,69
6	45,42	2,70
7	623,65	10,72

Fonte: Do Autor (2019).

Figura 2 – Áreas de drenagem a montante dos pontos de monitoramento.



Fonte: Do Autor (2019)

3.2.2 Uso e ocupação do solo

A caracterização do uso e ocupação do solo foi realizada de forma manual, por meio da utilização de imagens disponibilizadas gratuitamente no software Google Earth, datadas de 22 de abril de 2019. Foram definidas sete classes distintas de uso, sendo estas: cafeicultura, silvicultura, pastagem, floresta, culturas temporárias, áreas antrópicas não agrícolas e espelhos d'água. As classes de uso e ocupação do solo presentes em cada área de drenagem podem ser visualizadas na Figura 3. As áreas obtidas para cada classe são apresentadas na Tabela 4.

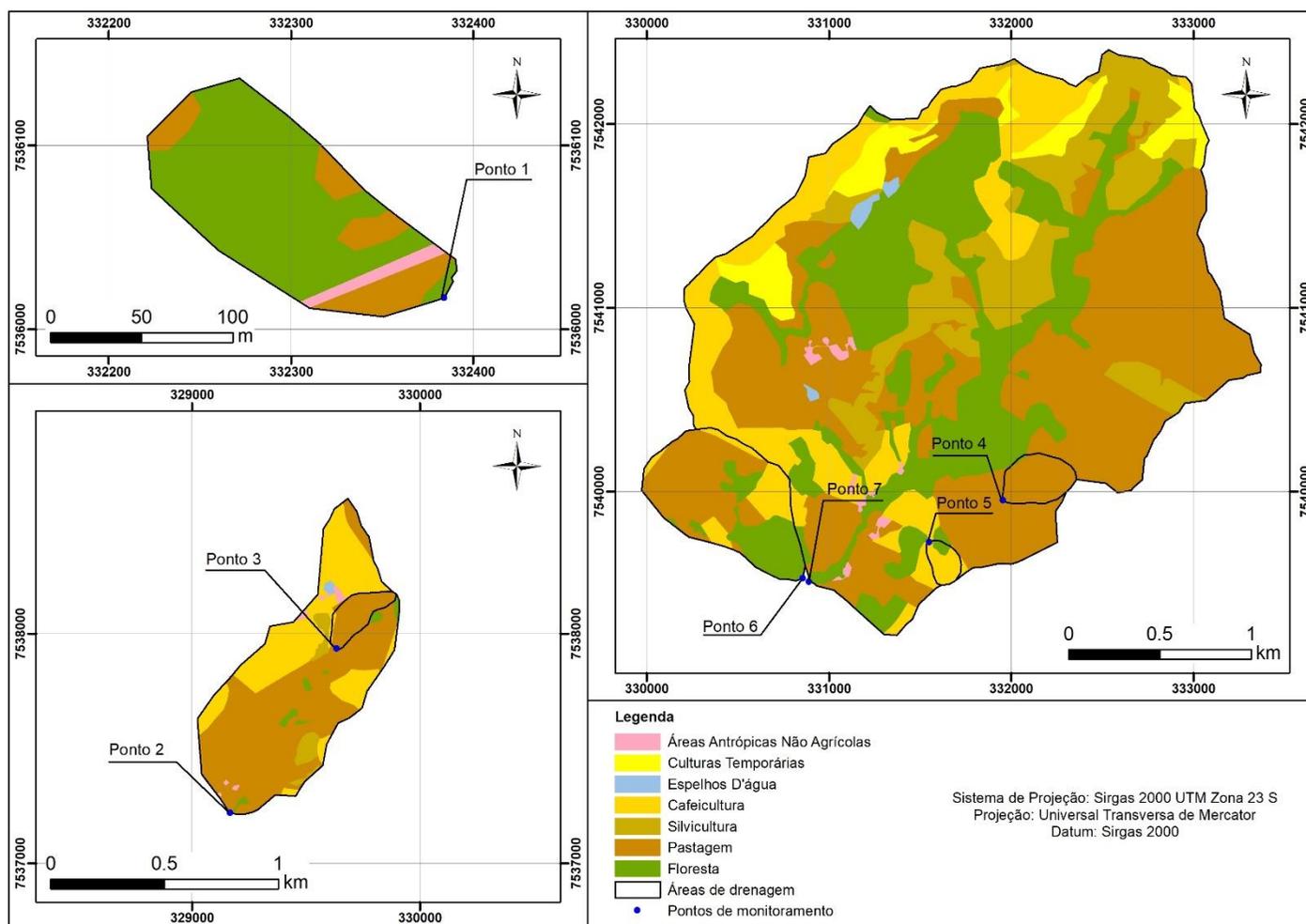
Tabela 4 – Uso e ocupação do solo das áreas monitoradas.

Ponto	Área (ha)							Total
	Cafeicultura	Silvicultura	Pastagem	Floresta	Culturas anuais	Áreas antrópicas não agrícolas	Espelhos d'água	
1	0,00	0,00	0,24	0,90	0,00	0,05	0,00	1,19
2	19,50	2,05	34,73	1,30	0,00	0,68	0,18	58,43
3	0,15	0,00	3,44	0,01	0,00	0,00	0,00	3,61
4	0,00	0,00	8,51	0,15	0,00	0,00	0,00	8,66
5	2,90	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00	0,00	3,37
6	8,73	0,00	23,63	13,06	0,00	0,00	0,00	45,42
7	92,94	83,65	251,66	156,72	32,10	3,84	2,73	623,65

Fonte: Do Autor (2019).

A área de drenagem 1 é composta predominantemente por pastagens (20,21%) e fragmentos de vegetação nativa (75,33%). A área 3 é composta em sua maioria por pastagens (95,42%), e está inserida na área de drenagem 2, que possui como usos predominantes a cafeicultura (33,37%) e pastagens (59,43%). A área 4 é composta predominantemente por pastagem (98,30%), enquanto a área 5 é composta por cafeicultura (85,99%) e florestas (14,01%). A área 6 é composta de pastagem (52,03%), florestas (28,76%) e cafeicultura (19,21%). A área 7, que engloba as áreas 4 e 5, é composta, predominantemente, por pastagens (40,35%), florestas (25,13%), cafeicultura (14,90%), e silvicultura (13,41%).

Figura 3 – Uso e ocupação do solo nas áreas à montante dos pontos de monitoramento.



Fonte: Do Autor (2019).

3.2.3 Relevo

O relevo das áreas de drenagem foi obtido por meio de um MDE Alos-Palsar, com resolução espacial de 12,5 m. A partir do MDE foram obtidas a altitude mínima, máxima e média, apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Altitude mínima, máxima e média das áreas de drenagem.

Ponto	Altitude (m)		
	Mínima	Máxima	Média
1	860	920	895
2	819	1117	946
3	940	1062	1004
4	1158	1276	1225
5	1151	1218	1184
6	999	1277	1167
7	988	1341	1207

Fonte: Do Autor (2019).

Em todas as áreas de drenagem verificou-se a predominância de relevo classificado como Forte Ondulado, com declividade variando entre 20 e 45%. A declividade média variou entre 25 e 37%, e o maior valor de declividade obtido foi 78,92%. As declividades mínima, máxima e média das áreas de drenagem podem ser visualizadas na Tabela 6.

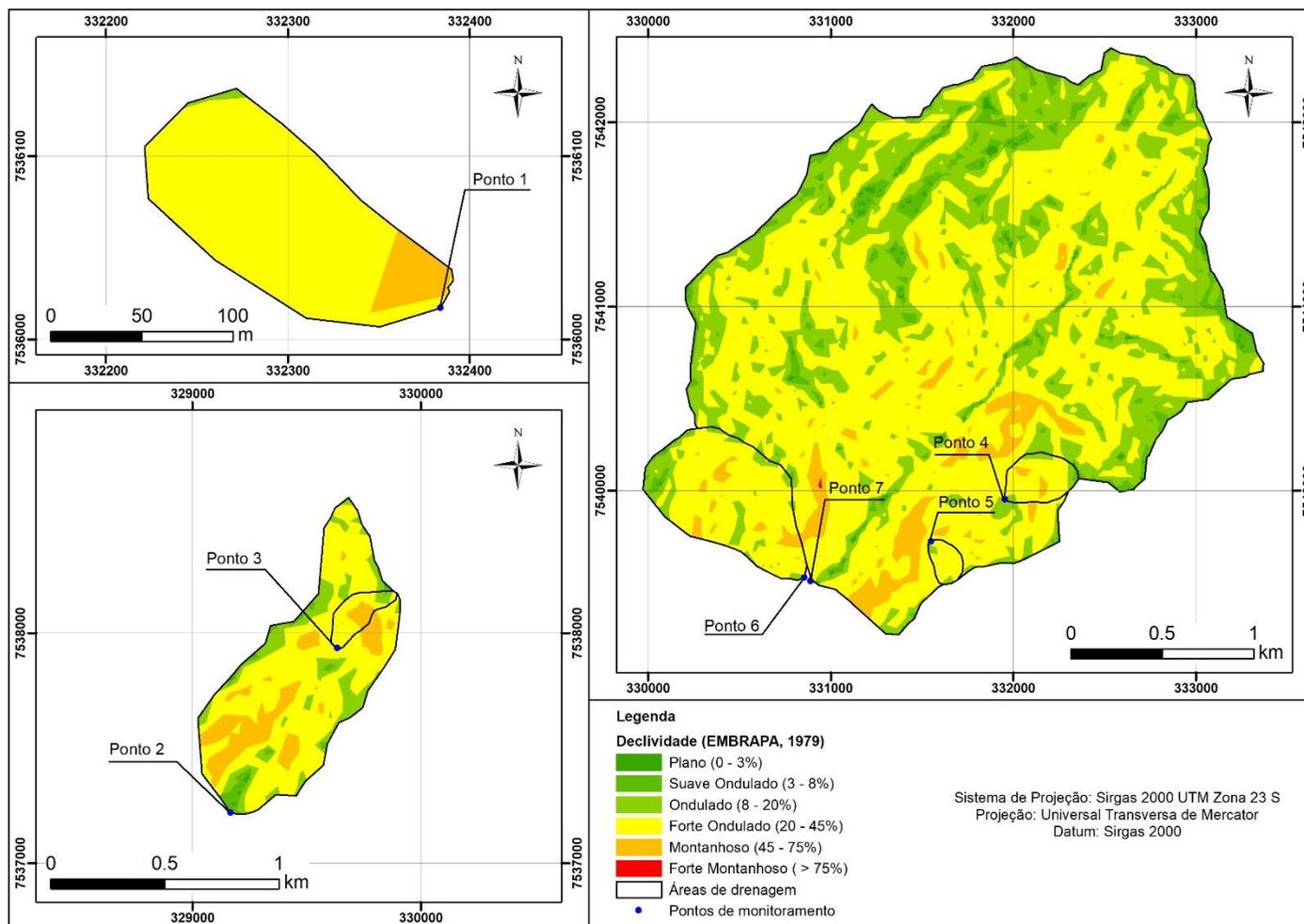
Tabela 6 – Declividade mínima, máxima e média das áreas de drenagem.

Ponto	Declividade (%)		
	Mínima	Máxima	Média
1	20,00	49,68	34,88
2	0,00	72,35	31,85
3	7,07	63,70	36,86
4	3,16	59,08	31,35
5	9,06	44,29	29,68
6	1,41	64,12	30,11
7	0,00	78,92	25,10

Fonte: Do Autor (2019).

A distribuição das classes de declividade pode ser visualizada na Figura 4. As áreas e o percentual de cada classe estão apresentadas na Tabela 7.

Figura 4 – Declividade nas áreas à montante dos pontos de monitoramento.



Fonte: Do Autor (2019).

Tabela 7 – Distribuição das classes de declividade nas áreas de drenagem.

	Declividade (%)	Relevo	Área (ha)	%
Ponto 1	0 - 3	Plano	0,00	0,00
	3 - 8	Suave Ondulado	0,00	0,00
	8 - 20	Ondulado	0,01	0,93
	20 - 45	Forte Ondulado	1,07	89,81
	45 - 75	Montanhoso	0,11	9,26
	> 75	Forte Montanhoso	0,00	0,00
Ponto 2	0 - 3	Plano	0,10	0,17
	3 - 8	Suave Ondulado	1,66	2,84
	8 - 20	Ondulado	10,60	18,14
	20 - 45	Forte Ondulado	35,31	60,44
	45 - 75	Montanhoso	10,75	18,40
	> 75	Forte Montanhoso	0,00	0,00
Ponto 3	0 - 3	Plano	0,00	0,00
	3 - 8	Suave Ondulado	0,02	0,52
	8 - 20	Ondulado	0,04	1,11
	20 - 45	Forte Ondulado	2,31	70,63
	45 - 75	Montanhoso	0,91	27,74
	> 75	Forte Montanhoso	0,00	0,00
Ponto 4	0 - 3	Plano	0,00	0,00
	3 - 8	Suave Ondulado	0,14	1,67
	8 - 20	Ondulado	1,35	15,64
	20 - 45	Forte Ondulado	6,32	73,00
	45 - 75	Montanhoso	0,84	9,68
	> 75	Forte Montanhoso	0,00	0,00
Ponto 5	0 - 3	Plano	0,00	0,00
	3 - 8	Suave Ondulado	0,00	0,00
	8 - 20	Ondulado	0,45	13,40
	20 - 45	Forte Ondulado	2,91	86,37
	45 - 75	Montanhoso	0,01	0,24
	> 75	Forte Montanhoso	0,00	0,00
Ponto 6	0 - 3	Plano	0,07	0,16
	3 - 8	Suave Ondulado	0,87	1,92
	8 - 20	Ondulado	7,89	17,37
	20 - 45	Forte Ondulado	32,84	72,31
	45 - 75	Montanhoso	3,74	8,23
	> 75	Forte Montanhoso	0,00	0,00
Ponto 7	0 - 3	Plano	2,57	0,41
	3 - 8	Suave Ondulado	27,47	4,40
	8 - 20	Ondulado	194,95	31,26
	20 - 45	Forte Ondulado	366,20	58,72
	45 - 75	Montanhoso	32,44	5,20
	> 75	Forte Montanhoso	0,04	0,01

Fonte: Do Autor (2019).

3.3 Monitoramento das águas superficiais

Para o monitoramento quantitativo e qualitativo das águas superficiais, foram realizadas campanhas de campo que tiveram início em 07/09/2018 e término em 02/07/2019.

3.3.1 Monitoramento quantitativo

O monitoramento da vazão foi realizado em intervalos variando entre 15 e 21 dias. A vazão nos pontos 1, 3, 4 e 5 foi determinada por meio da utilização de medidores Parshall e WSC Flume. No ponto 6 foi utilizado um vertedor trapezoidal para determinação da vazão. Nos pontos 2 e 7 foi realizada a medição direta baseada na equação da continuidade, por meio da determinação da área da seção de medição, num processo conhecido como batimetria e na velocidade do escoamento, obtida por meio da utilização de um molinete fluviométrico (Figura 5).

3.3.2 Monitoramento qualitativo

O monitoramento da qualidade da água foi realizado mensalmente por meio da coleta de amostras e realização de análises físico-químicas e microbiológicas. Os procedimentos de amostragem e preservação das amostras e as variáveis analisadas serão apresentados a seguir:

3.3.3 Amostragem e preservação das amostras

A coleta de amostras de água foi realizada conforme as recomendações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (BRANDÃO et al., 2011), disponibilizado pela Agência Nacional de Águas.

Para a realização das análises laboratoriais foram coletadas amostras simples, armazenadas em caixa térmica com gelo durante o transporte até o laboratório, onde foram preservadas por meio de refrigeração à temperatura de 4 °C.

O OD foi fixado em campo, imediatamente após a coleta da amostra em frasco de Winkler, por meio da adição de 2 mL de solução de Sulfato Manganoso seguido da adição de 2 mL de solução Álcali-Iodeto de Azida.

Figura 5 – Pontos de monitoramento.



Fonte: Do Autor (2019).

3.3.4 Variáveis de qualidade de água analisadas

Para as análises dos índices relacionadas à qualidade das águas amostradas, foram analisadas as variáveis necessárias para o cálculo dos Índices de Qualidade de Água (IGAM, 2018b) e Estado Trófico (Lamparelli, 2004).

Para tal, variáveis pH, condutividade elétrica e temperatura foram realizadas em campo, e as demais foram analisadas em laboratório, sendo estas: Oxigênio Dissolvido, Nitrato, Fósforo Total, Coliformes Termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Turbidez, Cloretos, Sólidos Totais, Sólidos Suspensos e Sólidos Dissolvidos.

As análises de qualidade de água foram realizadas no Laboratório de Hidrologia Ambiental, do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Lavras, e seguiram as metodologias adaptadas de American Public Health Association (APHA, 1998; APHA, 2005). Os métodos utilizados são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Variáveis físico-químicas e biológicas e métodos de análise.

Variável	Método
pH	Potenciometria
Temperatura	Termômetro digital
Condutividade Elétrica	Potenciometria
Turbidez	Método nefelométrico
Fósforo Total	Adaptação do método do aminoácido
Nitrato	Adaptação do método de redução pelo cádmio
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Método de Winkler
Oxigênio Dissolvido	Método de Winkler
Cloretos	Método de Mohr
Coliformes Termotolerantes	Método dos tubos múltiplos
Sólidos Totais	Método gravimétrico
Sólidos Suspensos	Método gravimétrico

Fonte: Do Autor (2019).

3.3.4.1 Índice de qualidade de água

O índice de qualidade de água foi calculado de acordo com a metodologia utilizada pelo IGAM (2018b). As variáveis utilizadas no cálculo do IQA e seus respectivos pesos são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Variáveis necessárias para o cálculo do IQA e suas respectivas unidades e pesos.

Variável	Unidade	Peso - w_i
Oxigênio Dissolvido	% de saturação de OD	0,17
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 ml	0,15
pH	-	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg L ⁻¹	0,10
Nitratos	mg L ⁻¹	0,10
Fosfato total	mg L ⁻¹	0,10
Variação da temperatura	°C	0,10
Turbidez	UNT	0,08
Sólidos totais	mg L ⁻¹	0,08

Fonte: Adaptado do portal InfoHidro (IGAM, 2018b).

Neste trabalho foi adotada a formulação multiplicativa do IQA (EQUAÇÃO 1).

$$IQA = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i} \quad (1)$$

em que:

IQA = Índice de Qualidade de Água, variando de 0 a 100;

q_i = qualidade do parâmetro i obtido pela curva média específica de qualidade;

w_i = peso atribuído ao parâmetro, variando entre 0 e 1.

A qualidade (q) é elevada a ponderação (w) correspondente a importância da variável.

O IQA é obtido multiplicando-se cada componente (q^w).

A classificação de acordo com o valor do IQA é apresentada na Tabela 10.

Tabela 10 – Classificação da água de acordo com o valor do IQA.

Valor do IQA	Classes
$90 < IQA \leq 100$	Excelente
$70 < IQA \leq 90$	Bom
$50 < IQA \leq 70$	Médio
$25 < IQA \leq 50$	Ruim
$IQA \leq 25$	Muito Ruim

Fonte: IGAM (2014).

3.3.4.2 Índice de estado trófico

O Índice de Estado Trófico foi calculado de acordo com metodologia proposta por Lamparelli (2004) (EQUAÇÃO 2), cuja a equação se baseia na concentração de Fósforo Total, desenvolvida para ambientes lóticos, que deve ser entendida como uma medida do potencial de eutrofização (CETESB, 2018b; IGAM, 2018a).

$$IET = 10 \left\{ 6 - \left[0,42 - \frac{0,36 \ln(P)}{\ln(2)} \right] \right\} - 20 \quad (2)$$

em que:

IET = Índice de estado trófico;

P = Concentração de Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Para a classificação do nível trófico do curso d'água, os valores do IET obtidos pelo emprego da Equação 2 são comparados com os apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Classificação de acordo com o valor do IET.

Nível Trófico	IET
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < P \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

Fonte: Adaptado de Lamparelli (2004).

3.3.5 Rendimento específico

Para possibilitar a comparação quantitativa entre os pontos monitorados, foi calculado o rendimento específico, obtido por meio da divisão da vazão pela respectiva área de drenagem (EQUAÇÃO 3). O rendimento específico representa a capacidade de determinada área em produzir água, e quanto maior o valor, maior a produção.

$$RE = \frac{Q}{AD} \quad (3)$$

em que:

RE = Rendimento específico ($L s^{-1} km^2$);

Q = Vazão ($L s^{-1}$);

AD = Área de drenagem (km^2).

3.4 Monitoramento da precipitação

O monitoramento da precipitação foi realizado para identificar a mudança entre os períodos seco e chuvoso. A precipitação pluvial foi monitorada entre o período de 07/09/2018 e 02/07/2019, totalizando 299 dias.

A precipitação observada na área de estudo foi comparada com a precipitação registrada pela estação pluviométrica Jacutinga (código 2246052), localizada a aproximadamente quatro quilômetros da área monitorada, de responsabilidade da ANA, com intuito de verificar a consistência dos dados obtidos e realizar a comparação com as médias mensais do período entre os anos de 2008 e 2018.

A precipitação foi monitorada e registrada por meio de um pluviômetro automático do tipo báscula, modelo Data Logging Rain Gauge RG3-M, marca Onset HOBO Data Loggers.

3.5 Análise dos dados

Para apresentação dos dados foi utilizada a estatística descritiva. Também foi realizada a comparação dos dados de qualidade de água com os padrões estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N° 1, de 5 de maio de 2008, para classe 2. Os valores foram comparados com a classe 2 pois de acordo com o Art. 37 da deliberação normativa, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2 (COPAM, 2008).

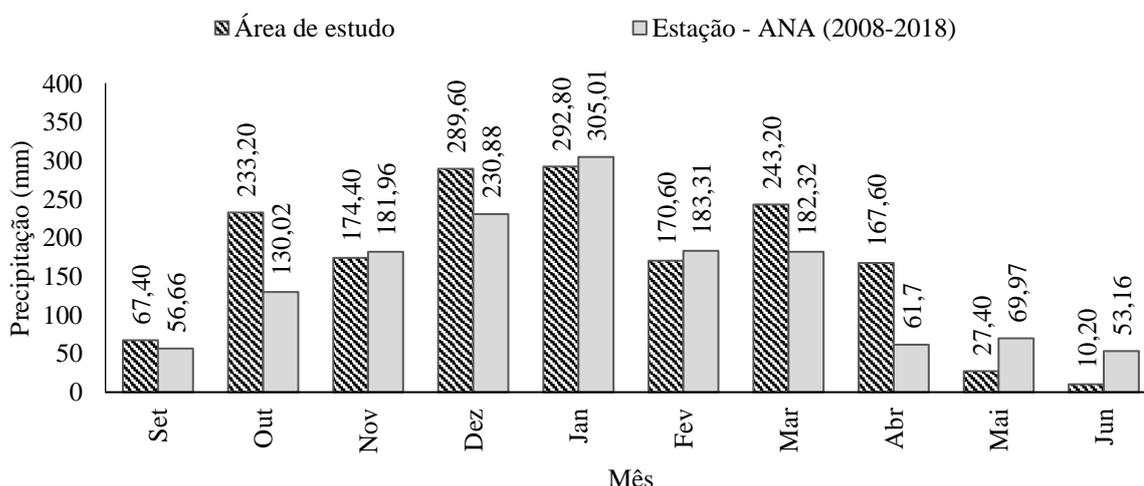
Para a avaliação da sazonalidade nos dados de IQA e IET, aplicou-se o teste de Mann-Whitney, para comparação de duas amostras de dados independentes, com nível de significância de 5,0%.

4 RESULTADOS

4.1 Precipitação pluvial

Na Figura 6 estão apresentadas a precipitação total mensal na área de estudo e a média mensal para o período entre 2008 e 2018. O coeficiente de correlação de Pearson entre os dados da estação da ANA e do pluviógrafo empregado no monitoramento, quando comparados os totais mensais para o período compreendido entre setembro de 2018 e fevereiro de 2019, foi de 0,99, e indicou comportamento semelhante da precipitação pluvial em ambas as áreas.

Figura 6 – Precipitação total mensal durante o período de monitoramento.



Fonte: Do Autor (2019).

Observa-se, na Figura 6, que nos meses de outubro, dezembro, março e abril a precipitação na área de estudo foi consideravelmente superior à média do posto pluviométrico da ANA, enquanto nos meses de maio e junho foram observados valores inferiores. Nos meses de setembro, novembro, e fevereiro foram observados valores próximos da média.

No mês de abril, que marca a transição entre o período chuvoso e o período seco, a maior parte da lâmina de chuva precipitada foi registrada na primeira quinzena do mês (127 mm), sendo que o período seco teve início a partir da segunda quinzena desse mês.

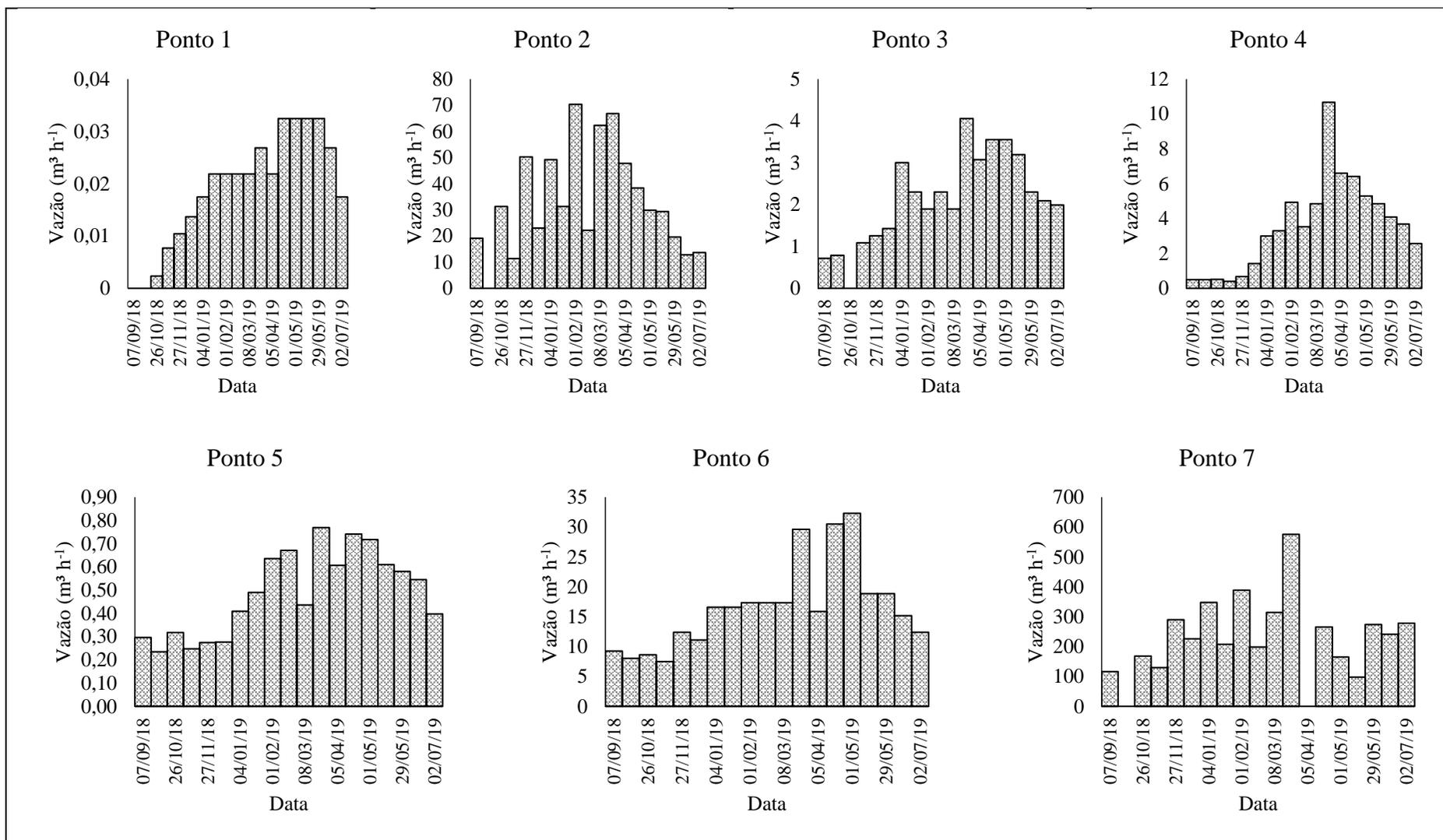
O total precipitado durante o período de monitoramento foi de 1676,40 mm, superior ao total médio anual observado na estação pluviométrica da ANA, que foi de 1522 mm.

4.2 Monitoramento quantitativo

De maneira geral, todos pontos monitorados apresentaram o mesmo comportamento, com ascensão nos valores de vazão, no início do período chuvoso, seguido do decaimento (FIGURA 7). A redução nos valores de vazão está relacionada com o fim do período chuvoso e, conseqüentemente, a redução da lâmina precipitada. Observando a Figura 7, pode-se concluir que houve recarga do aquífero durante o período chuvoso, evidenciado pelos valores superiores de vazão no início do período seco (abril), quando comparados com os valores observados nos meses de setembro e outubro.

Os meses de setembro e outubro caracterizam a mudança de ano hidrológico, com o fim da estação seca e o início da estação chuvosa, e tendem a apresentar os menores valores de vazão observados durante o ano.

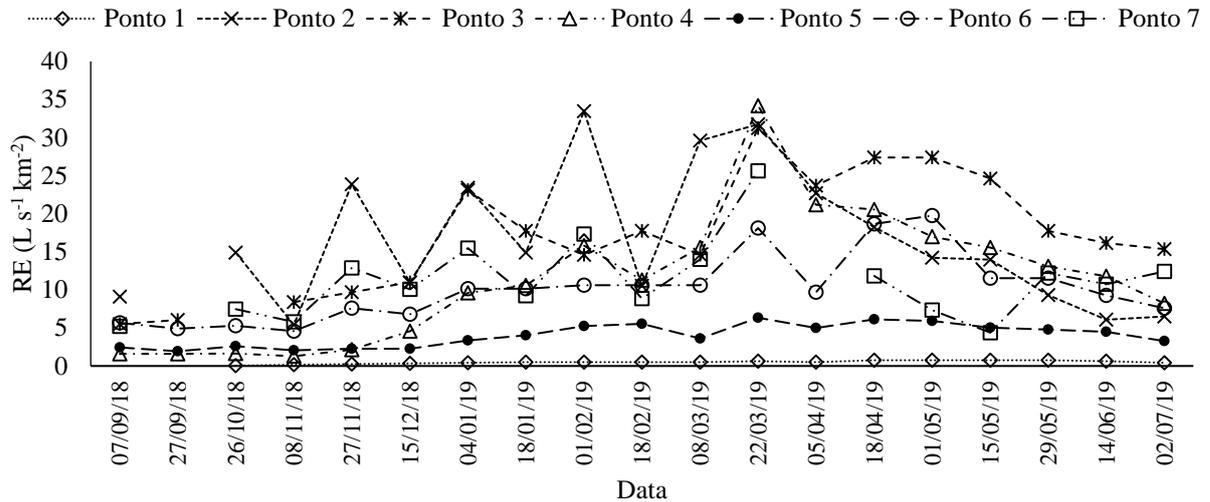
Figura 7 – Variação temporal da vazão nos pontos monitorados.



Fonte: Do Autor (2019)

Com relação ao rendimento específico (FIGURA 8), de maneira geral, foi verificada maior capacidade de produzir água nos pontos 2, 3, 4, 6 e 7, e menor capacidade nos pontos 1 e 5.

Figura 8 – Variação temporal do rendimento específico.



Fonte: Do Autor (2019).

O maior rendimento específico médio foi observado no ponto 3 ($17,3 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$), que está inserido na área de drenagem do ponto 2, onde foi observado o segundo maior rendimento específico médio ($16,6 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$). Tal fato evidencia a maior capacidade de produção de água nestas áreas, que apresentaram comportamento semelhante em duas seções diferentes.

Os menores rendimentos específicos foram observados nos pontos 1 e 5, com valores médios iguais à $0,5$ e $4 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$, respectivamente. Entre os demais pontos foi observado comportamento semelhante (pontos 4, 6 e 7), com valores médios variando entre 10 e $11,5 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$.

Comparando os pontos 3 e 5, que possuem área semelhante, constatou-se diferença na produção de água, que pode estar relacionada a fatores ligados as características físico-hídricas do solo e ao uso e ocupação. Comparando os pontos 3 e 4, ambos ocupados por pastagem, foi observado menor diferença nos valores de rendimento específico, indicando fatores relacionados as características físico-hídricas do solo como determinantes.

De acordo com Baggio et al. (2013) fatores como a capacidade de armazenamento e o uso da terra na área de drenagem são fatores que podem influenciar na produção de água das nascentes. Pinto et al. (2004) afirmam que a tanto a quantidade quanto a qualidade da água podem sofrer alterações ocasionadas por fatores como declividade, tipo de solo e uso da terra.

4.3 Monitoramento qualitativo

4.3.1 Variáveis de qualidade de água

Os valores médios, mínimo, máximo, desvio padrão e o coeficiente de variação das variáveis de qualidade de água analisadas são apresentados na Tabela 12. Os resultados das análises de água podem ser visualizados no Apêndice A.

Tabela 12 – Valores médios, mínimo, máximo, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis de qualidade de água (Continua).

		pH	Temp. (°C)	CE (µS)	Turb. (UNT)	N - NO ₃	P _{Total}	Cloretos	OD	DBO	ST	SS	SD	CT (NMP/100 mL)
		(mg L ⁻¹)												
Ponto 1	Mín.	4,54	18,60	6,00	1,60	0,30	0,20	0,50	2,40	0,24	26,25	0,00	6,25	40
	Máx.	7,22	23,00	28,00	2,60	2,20	1,00	6,00	4,89	1,53	95,00	8,67	72,57	25000
	Méd.	5,95	20,66	17,11	2,12	0,92	0,52	2,67	3,90	0,79	44,48	5,43	31,10	4030
	DP	0,69	1,67	6,64	0,33	0,59	0,36	1,80	0,91	0,51	24,64	2,91	21,30	8080
	CV (%)	11,51	8,09	38,81	15,74	64,26	69,49	67,60	23,41	64,11	55,40	53,48	68,48	200
Ponto 2	Mín.	5,53	14,30	32,00	3,13	0,40	0,03	1,50	5,24	0,20	37,08	1,20	26,75	10
	Máx.	7,45	23,60	55,00	8,50	2,20	0,70	7,00	7,93	3,54	115,00	10,33	65,23	450000
	Méd.	6,74	19,57	42,22	5,55	1,28	0,25	3,55	6,85	0,99	62,94	5,45	50,77	57400
	DP	0,61	3,09	7,43	2,00	0,54	0,21	1,68	0,87	1,23	22,05	3,17	13,17	148000
	CV (%)	9,07	15,81	17,60	36,05	42,70	82,37	47,40	12,70	124,51	35,03	58,24	25,93	257
Ponto 3	Mín.	6,03	15,80	10,00	6,30	0,00	0,00	0,00	6,55	0,19	34,58	4,17	4,17	0
	Máx.	7,66	21,50	42,00	33,73	0,10	0,20	5,00	8,00	3,48	90,00	7,50	7,50	9500
	Méd.	6,80	19,34	27,44	12,60	0,03	0,05	2,05	7,43	1,16	52,48	5,56	5,56	1610
	DP	0,44	1,83	11,44	8,55	0,05	0,08	1,53	0,44	1,10	17,61	1,33	1,33	3300
	CV (%)	6,54	9,47	41,67	67,84	185,16	151,19	74,42	5,86	94,96	33,55	23,87	23,87	204

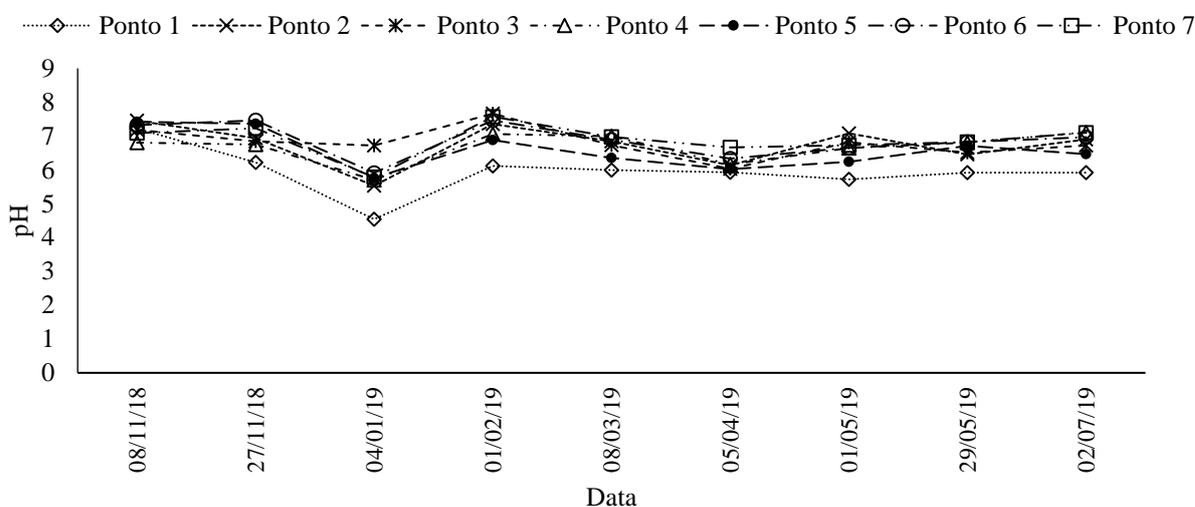
Tabela 12 - Valores médios, mínimo, máximo, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis de qualidade de água (Conclusão).

		pH	Temp. (°C)	CE (µS)	Turb. (UNT)	N - NO ₃	P _{Total}	Cloretos	OD	DBO	ST	SS	SD	CT (NMP/100 ml)
Ponto 4	Mín.	5,70	16,00	12,00	3,13	0,00	0,00	1,00	6,10	0,19	35,83	4,27	25,70	0
	Máx.	7,11	21,60	40,00	13,54	2,45	0,45	5,50	6,97	2,77	70,00	10,13	61,07	250
	Méd.	6,67	19,06	28,78	8,69	0,45	0,08	2,50	6,66	0,98	52,87	6,55	41,88	85
	DP	0,46	2,06	9,26	3,32	0,92	0,16	1,46	0,30	0,84	13,81	2,05	12,90	102
	CV (%)	6,89	10,79	32,17	38,15	202,52	191,63	58,31	4,47	85,57	26,12	31,24	30,81	119
Ponto 5	Mín.	5,76	19,00	44,00	0,65	0,00	0,10	3,00	4,55	0,13	52,92	0,00	37,00	0
	Máx.	7,42	21,10	65,00	1,87	4,00	1,00	11,00	7,84	2,21	112,08	6,00	111,42	900
	Méd.	6,58	20,38	57,56	1,12	2,24	0,31	7,72	7,02	0,90	78,61	2,78	67,49	100
	DP	0,57	0,76	6,09	0,41	1,42	0,31	2,72	1,00	0,72	19,74	2,33	24,75	300
	CV (%)	8,65	3,73	10,57	36,90	63,52	98,91	35,18	14,30	80,14	25,11	83,70	36,68	300
Ponto 6	Mín.	5,91	16,10	24,00	2,50	0,00	0,10	0,50	7,28	0,30	34,17	1,00	27,05	250
	Máx.	7,46	21,90	36,00	8,17	1,30	0,55	6,00	8,43	2,75	95,71	11,67	94,71	450000
	Méd.	6,87	19,07	30,78	4,27	0,53	0,24	2,72	8,01	1,00	71,63	5,55	60,17	89100
	DP	0,52	1,84	4,18	1,78	0,63	0,16	2,18	0,39	0,78	25,11	3,80	24,87	144000
	CV (%)	7,59	9,64	13,57	41,64	119,51	67,09	80,12	4,82	77,95	35,05	68,43	41,33	161
Ponto 7	Mín.	5,78	15,20	18,00	2,00	0,00	0,00	0,50	7,49	0,38	26,67	0,27	25,07	250
	Máx.	7,57	20,90	43,00	6,12	1,50	0,40	8,00	8,53	2,44	117,50	9,83	101,50	450000
	Méd.	6,88	18,84	26,11	3,64	0,84	0,17	3,17	8,16	1,02	58,64	3,73	48,41	57900
	DP	0,50	1,91	7,80	1,47	0,62	0,13	2,28	0,35	0,70	34,80	3,43	29,77	147000
	CV (%)	7,23	10,14	29,88	40,21	73,41	79,11	71,92	4,27	69,01	59,34	92,12	61,50	254

Fonte: Do Autor (2019).

A variação temporal do pH é apresentada na Figura 9.

Figura 9 – Variação temporal do pH.



Fonte: Do Autor (2019).

No ponto 1 o pH médio foi de 5,95, inferior ao limite mínimo estabelecido para a classe 2 da Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008. Os valores de pH variaram entre 4,54 e 7,22, e somente em 3 das 9 coletas estiveram acima do mínimo estabelecido pela legislação. Os valores observados podem estar relacionados as características do solo, porém, para tal afirmação deve ser realizada uma investigação mais detalhada das características químicas do solo. Outro fator que pode ter provocado interferência no pH é a presença de matéria orgânica na água. Segundo Grieco et al. (2017) e Pinto, Mello e Ávila (2013), valores baixos de pH também podem estar relacionados a decomposição de matéria orgânica, que provoca a liberação de ácidos orgânicos.

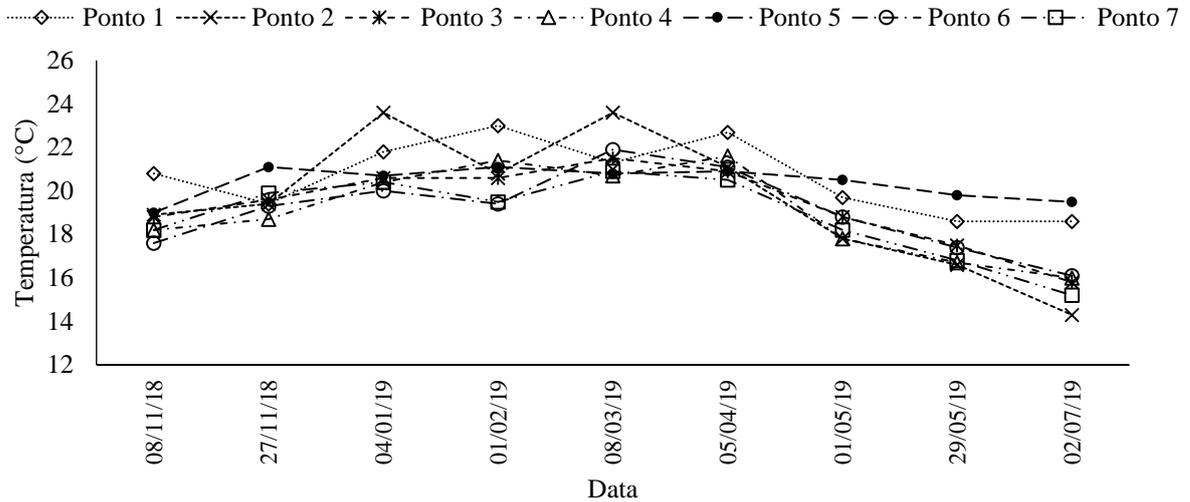
Nos pontos 2, 4, 5, 6 e 7 o pH esteve dentro padrão estabelecido pela legislação, com exceção da coleta realizada em 04/01/2019. Os valores médios variaram entre 6,58 e 6,88, e o menor valor obtido foi 5,53. O ponto 3 foi o único em que os valores observados estiveram de acordo com o padrão para a classe 2, com o pH variando entre 6,03 e 7,66.

De maneira geral, o coeficiente de variação (CV) não ultrapassou à 12,0 %, valor que indica pequena variação do pH ao longo do período analisado. Assim como neste trabalho, Queiroz et al. (2010) verificaram pouca variação nos valores de pH, em estudo realizado na região oeste do estado do Paraná.

A Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008 não estabelece padrão para a temperatura. Os valores médios de temperatura variaram entre 18,84 e 20,66 °C. Observou-se que a temperatura da água acompanhou a variação da temperatura do ar (FIGURA 10), sendo

mais elevada nos meses quentes, e decaindo a partir do mês de maio, com o início do período mais frio, assim como observado por Naime e Nascimento (2009).

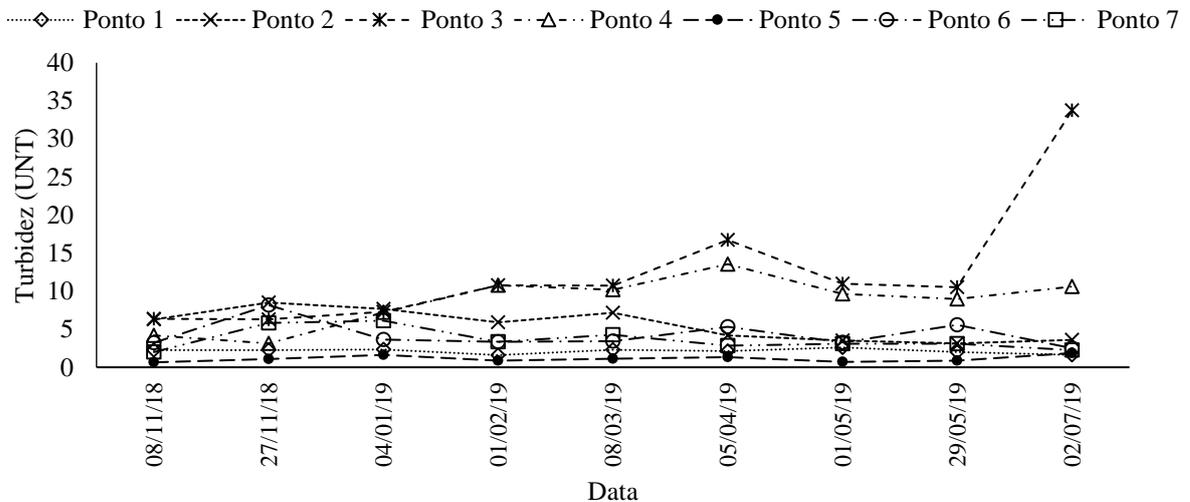
Figura 10 – Variação temporal da temperatura.



Fonte: Do Autor (2019).

Os valores de turbidez (FIGURA 11) estiveram abaixo de 100 UNT, limite estabelecido para a classe 2, em todas coletas. Nos pontos 3, 4 e 6 foram verificados valores superiores no período seco, que, de acordo com as observações realizadas em campo, podem estar associados à presença de animais domésticos e silvestres que foram observados transitando no entorno dos pontos de coleta.

Figura 11 – Variação temporal da turbidez.



Fonte: Do Autor (2019).

Nos pontos 1 e 5 os valores de turbidez permaneceram inferiores a 3 UNT, provavelmente devido à ausência de animais. Em ambos pontos não foi observada diferença de comportamento entre os períodos seco e chuvoso, assim como verificado por Pontes, Marques e Marques (2012).

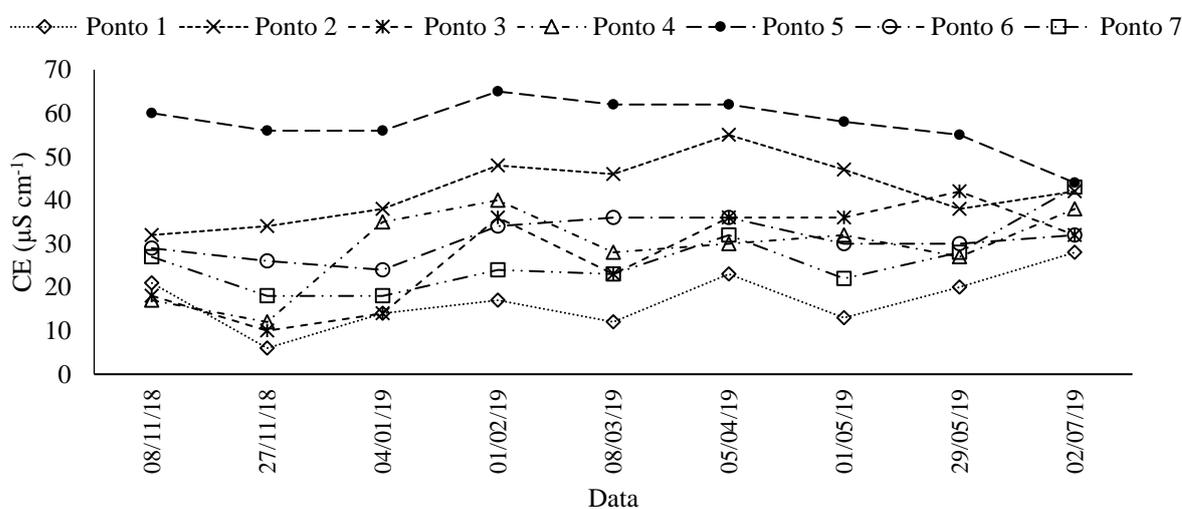
Nos pontos 2 e 7 os valores observados no período chuvoso foram superiores, quando comparados com o período seco, assim como observado por Fia et al. (2015). Os valores verificados no período chuvoso podem estar relacionados com o arraste de material para os cursos d'água como consequência da formação e escoamento superficial.

Com relação à condutividade elétrica, não são estabelecidos padrões pela Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008. De acordo com a CETESB (2018c), de maneira geral, valores acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ sugerem ambientes impactados, todavia, esse valor não foi ultrapassado.

Os pontos 2 e 5 apresentaram os maiores valores de CE, este comportamento pode estar relacionado ao tipo de uso do solo e as práticas agrícolas empregadas. A utilização de fertilizantes e defensivos agrícolas nas lavouras de café, presentes em ambas as áreas, pode ter sido um dos fatores responsáveis pelos valores superiores de CE. A criação de bovinos na área 2 também pode ter influenciado nos valores de CE, uma vez que os excrementos podem ser carregados para o curso d'água.

Os demais pontos apresentaram comportamento semelhante, e os valores não ultrapassaram $43 \mu\text{S cm}^{-1}$. A variação temporal da CE está apresentada na Figura 12.

Figura 12 – Variação temporal da condutividade elétrica.

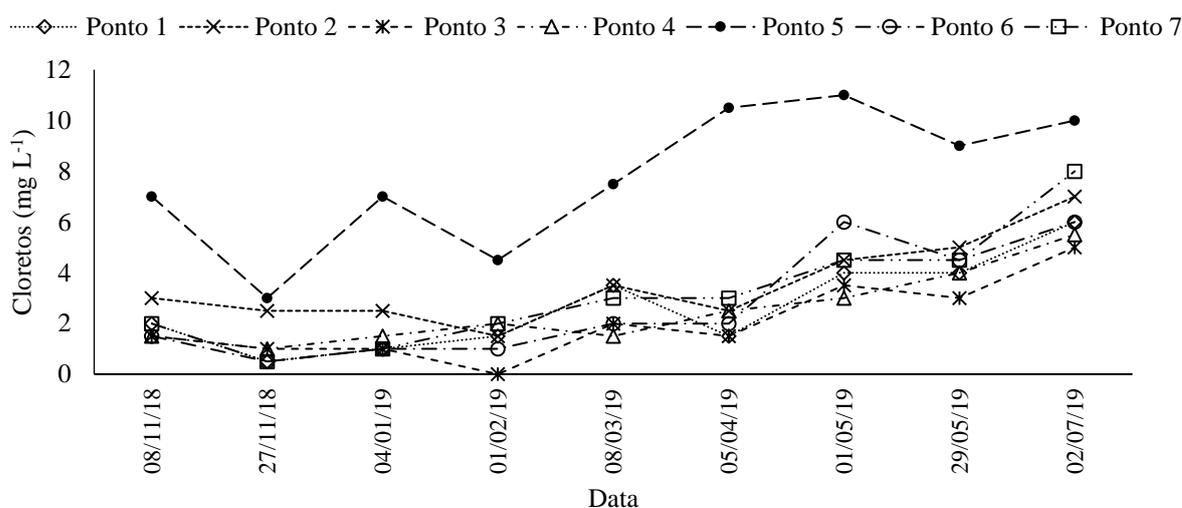


Fonte: Do Autor (2019).

De acordo com a Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008, o valor máximo permitido de Cloretos, para a classe 2, é de 250 mg L⁻¹. Nenhum dos pontos monitorados apresentou concentração de Cloretos superior ao permitido pela legislação.

Os Cloretos estão presentes em todas águas naturais, em maior ou menor escala, e são provenientes da dissolução de minerais, como o Cloreto de sódio (VON SPERLING, 2014). A variação temporal da concentração de Cloretos é apresentada na Figura 13.

Figura 13 – Variação temporal da concentração de Cloretos.

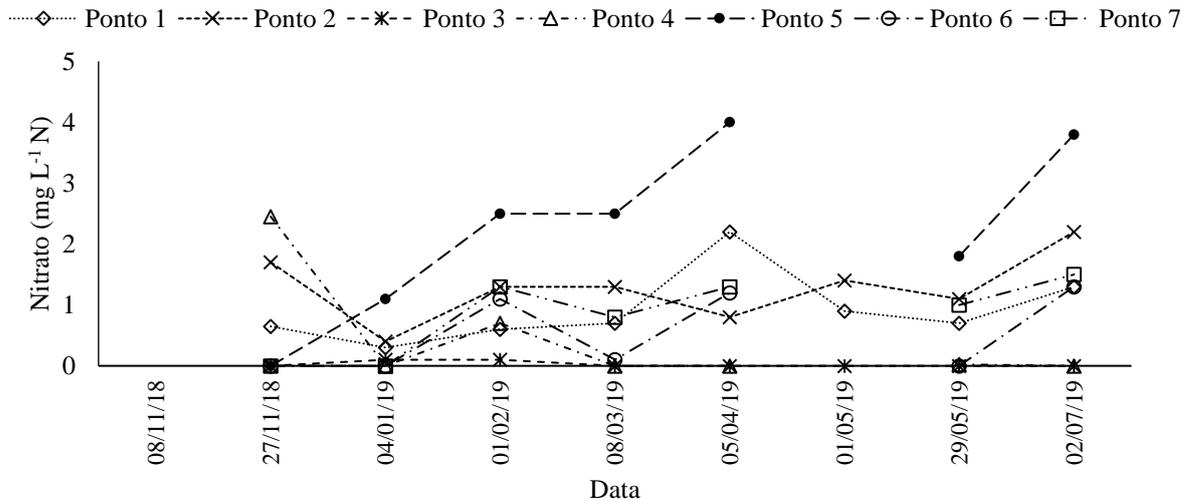


Fonte: Do Autor (2019).

Todos pontos apresentaram comportamento semelhante, entretanto, no ponto 5 foram observados valores superiores. A concentração média de Cloretos no ponto 5 foi de 7,72 mg L⁻¹, enquanto nos demais variou entre 2 e 4 mg L⁻¹. A utilização de fertilizantes, como o Cloreto de Potássio, pode ser um dos fatores responsáveis pelo comportamento observado no ponto 5, que está localizado em uma área ocupada por cafeicultura.

A concentração de Nitrogênio, na forma de Nitrato (FIGURA 14), não ultrapassou o limite estabelecido pela Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008, de 10 mg L⁻¹ N, em nenhum dos pontos monitorados.

Figura 14 – Variação temporal da concentração de Nitrogênio na forma de Nitrato.



Fonte: Do Autor (2019).

A concentração média de Nitrogênio na forma de Nitrato nos pontos 2 e 5 foram 1,28 e 2,24 mg L⁻¹, e podem ser reflexo da utilização de fertilizantes nitrogenados pela cafeicultura. Nos demais pontos, os valores médios foram inferiores a 1,0 mg L⁻¹. Observa-se, que com o início do período chuvoso as concentrações de Nitrato no ponto 5 aumentaram (FIGURA 14). Tal comportamento pode estar associado à lixiviação ou arraste deste composto, uma vez que o Nitrato apresenta grande mobilidade no solo (LELIS NETO et al., 2017). Segundo Fia et al. (2015), os maiores teores de Nitrato no período chuvoso podem estar associados à lixiviação deste composto em solos dedicados a atividades agrícolas.

De maneira geral, em lavouras não irrigadas a adubação é realizada durante o período chuvoso, tornando esta prática uma das possíveis explicações para a concentração superior de Nitrato no ponto 5 neste período. Além disso, foram observados resíduos de fertilizantes no solo durante algumas campanhas realizadas no período chuvoso, que reforça as suposições feitas anteriormente.

Menezes et al. (2009) monitorando nascentes e poços rasos, atribuíram como uma das causas da presença de Nitrato na água a existência de práticas agrícolas na área monitorada. De acordo com Fernandes et al. (2011), com a ocorrência de escoamento superficial os fertilizantes podem ser carregados para os cursos d'água.

No ponto 2, além da presença de lavouras de café, também há a criação de bovinos de forma extensiva, que ocupa a maior parte da área. A inexistência de mata ciliar e a falta de isolamento das áreas de preservação permanente, aliadas a presença de bovinos na área, podem ser fatores que influenciaram na concentração de Nitrato no curso d'água.

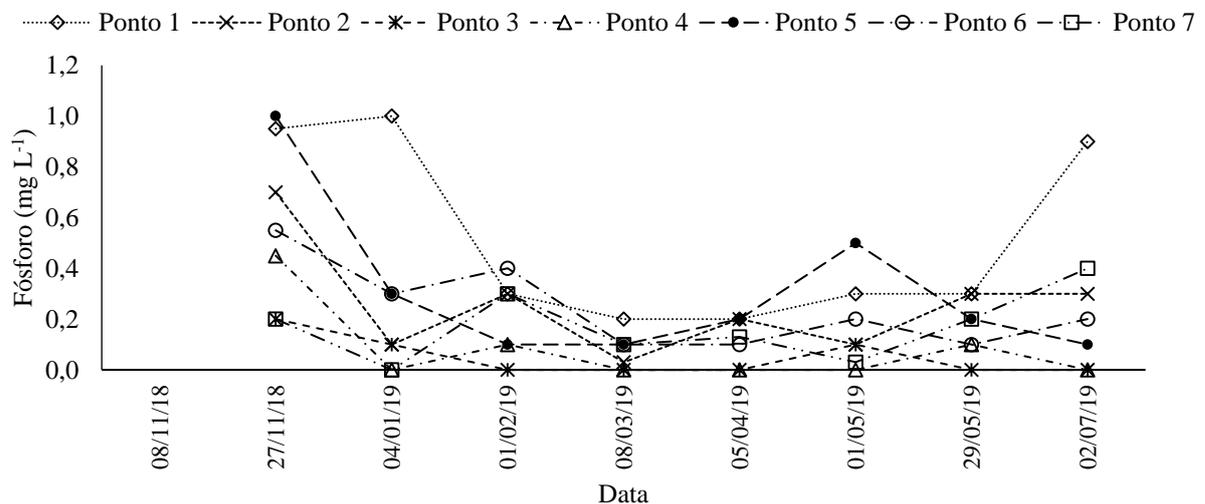
O valor observado em 27/11/2018, no ponto 4, pode ser uma consequência da presença de bovinos na área, que é composta predominantemente por pastagens e não possui área de preservação permanente cercada.

No ponto 3 foi verificado a presença de Nitrato somente em duas campanhas, ambas em concentrações baixas. Apesar da área de drenagem deste ponto ser ocupada por pastagens, há o isolamento de uma faixa marginal no entorno da nascente, que pode ter contribuído com a manutenção da qualidade da água, pois impede o acesso de animais de grande porte.

Segundo Queiroz et al. (2010), excrementos de animais e fertilizantes são as principais fontes de Nitrogênio, e baixas concentrações deste composto podem estar associadas a boas práticas agrícolas. Pinto, Mello e Ávila (2013) observaram valores baixos de Nitrato e Fosfato monitorando áreas compostas de mata atlântica e pastagens natural, e indicaram a falta de uso de fertilizantes como explicação.

Com relação ao Fósforo total (FIGURA 15), somente nos pontos 3 e 4 os valores médios foram inferiores à $0,1 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$, como estabelecido pela Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008 para a classe 2, porém, foram observados valores superiores ao limite máximo na campanha realizada em 27/11/2018.

Figura 15 – Variação temporal da concentração de Fósforo.



Fonte: Do Autor (2019).

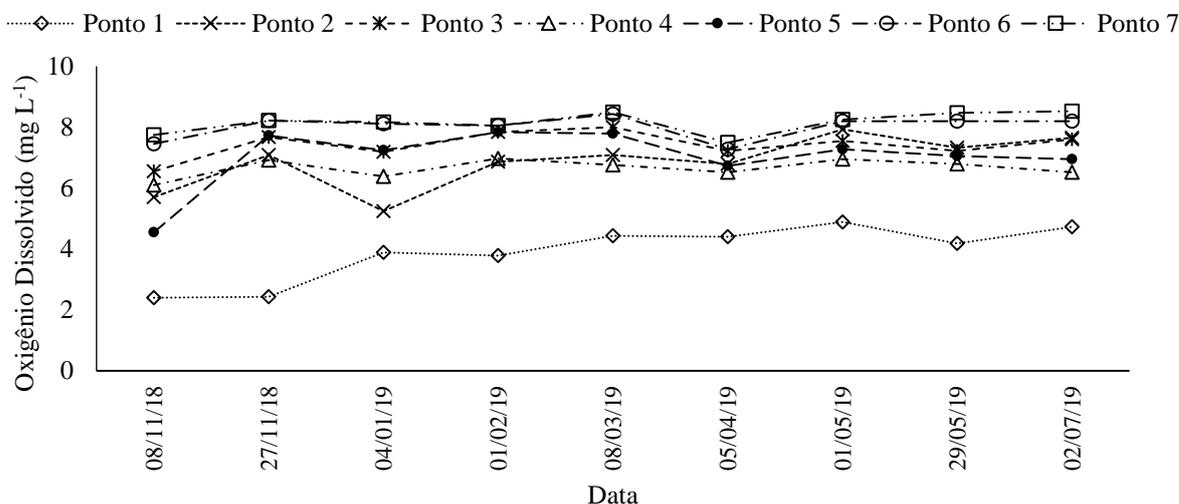
Os valores obtidos para o Fósforo total podem estar associados ao arraste de material para as nascentes, visto que foi registrada a ocorrência de precipitação no dia anterior à coleta, assim como observado por Queiroz et al. (2010). Tal comportamento também foi verificado nos pontos 1, 2, 5 e 6.

Os maiores valores foram observados no ponto 1, e podem estar relacionados à presença de matéria orgânica em decomposição no entorno da nascente. Nos pontos 2, 5, 6 e 7 a presença de Fósforo pode estar relacionada à utilização de fertilizantes em atividades agrícolas como a cafeicultura e silvicultura, que podem ter sido arrastados para os cursos d'água e nascentes, assim como observado por Pinto, Roma e Balieiro (2012). O lançamento de efluentes também pode ter influenciado na concentração de Fósforo no Ponto 7, uma vez que há moradores presentes na área de drenagem deste ponto.

De maneira geral, a concentração média de Fósforo total no período chuvoso foi superior, semelhante ao observado por Pontes, Marques e Marques (2012); Donadio, Galbiatti e Paula (2005) e Moraes, Tornisielo e Ventorini (2012), e oposto ao verificado por Fia et al. (2015). Somente no ponto 7 a concentração média de Fósforo no período seco foi superior.

Com exceção do ponto 1, em que os valores de Fósforo total observados foram inferiores a 5 mg L^{-1} , os demais pontos monitorados apresentaram concentração de OD de acordo com o padrão estabelecido pela Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008 para classe 2. A variação temporal da concentração de OD é apresentada na Figura 16.

Figura 16 – Variação temporal da concentração de Oxigênio dissolvido.



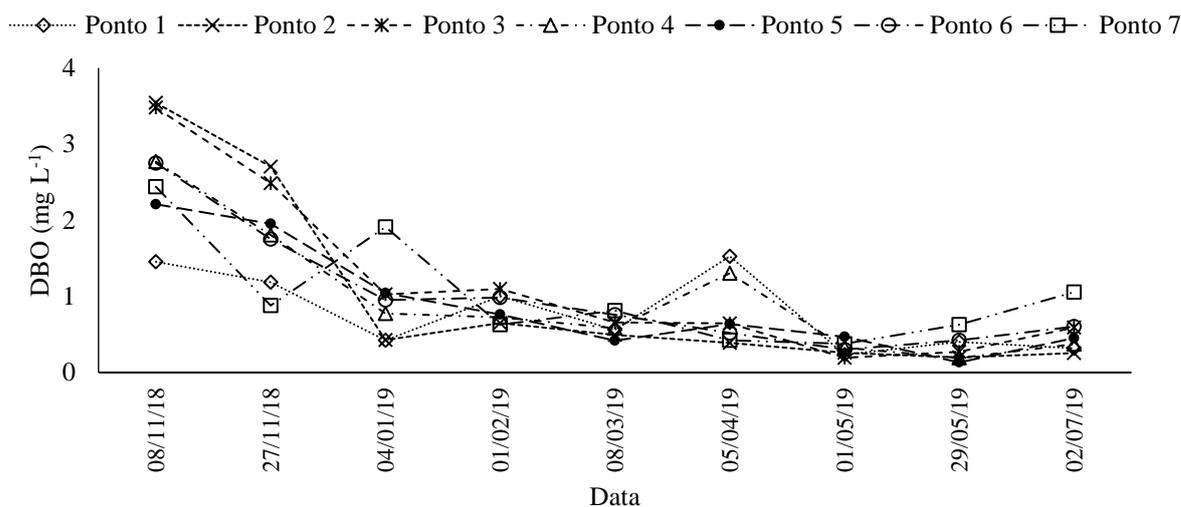
Fonte: Do Autor (2019).

Nos pontos 3, 6 e 7 foram verificadas concentrações de Oxigênio dissolvido superiores à concentração de saturação. Estes valores podem ser explicados pela presença de pedras e pequenas quedas d'água, que provocam turbulência, e consequentemente, aumentam a taxa de transferência de Oxigênio entre a água e o ar (BARROS; GUIMARÃES; SANTANA, 2018; MORAIS; TORNISIELO; VENTORINI, 2012; SCHNEIDER et al., 2011).

No ponto 1 as baixas concentrações de OD podem ter sido decorrentes da presença de matéria orgânica no entorno da nascente, que levou ao consumo de parte do Oxigênio presente na água (CETESB, 2018c; NAIME; NASCIMENTO, 2009). Além da presença de matéria orgânica, a temperatura pode ter influenciado na concentração de OD. A temperatura no ponto 1 foi superior, quando comparada à dos demais pontos e, de acordo com Queiroz et al. (2010), com o aumento da temperatura ocorre a redução da concentração de OD.

Pode-se observar na Figura 17 a variação temporal da DBO durante o período de monitoramento. Em nenhuma das campanhas os valores de DBO foram superiores a 5 mg L^{-1} , valor máximo permitido pela Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008, para a classe 2. Os valores médios foram inferiores a $1,2 \text{ mg L}^{-1}$ em todos pontos de monitoramento.

Figura 17 – Variação temporal da DBO.



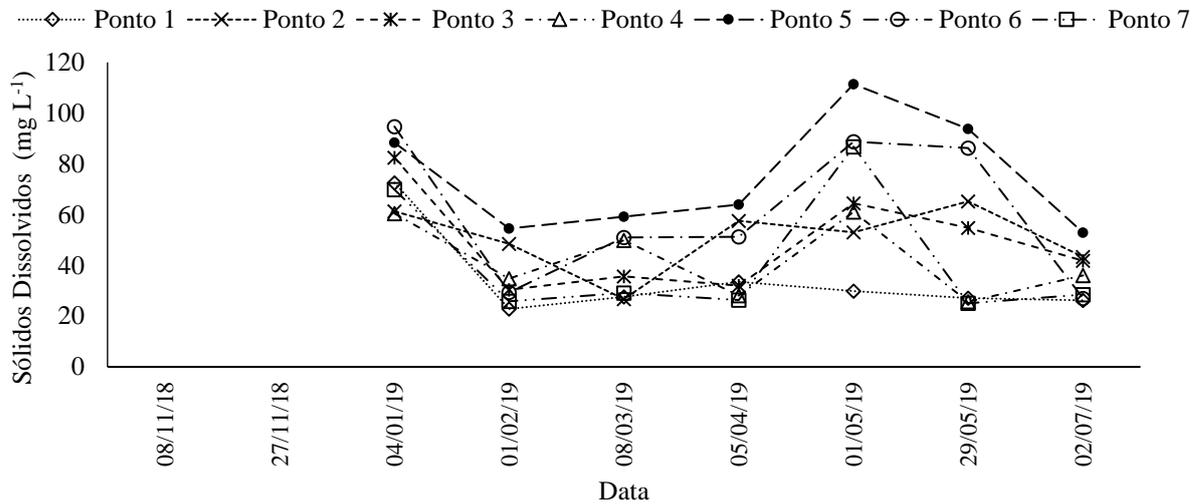
Fonte: Do Autor (2019).

Durante o período chuvoso, os valores de DBO foram superiores aos do período seco. Tal comportamento pode estar relacionado ao arraste de matéria orgânica para o curso d'água, como consequência da formação de escoamento superficial (PONTES; MARQUES; MARQUES, 2012).

Para os sólidos dissolvidos, a Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008 estabelece como valor máximo permitido a concentração de $500,0 \text{ mg L}^{-1}$. Em nenhum dos pontos monitorados a concentração de sólidos dissolvidos ultrapassou o limite estabelecido pela legislação. As concentrações médias de sólidos dissolvidos variaram entre $31,0$ e $68,0 \text{ mg L}^{-1}$, e a maior concentração observada durante o período de monitoramento foi de $111,42 \text{ mg L}^{-1}$.

mg L⁻¹. A variação temporal da concentração de sólidos dissolvidos está apresentada na Figura 18.

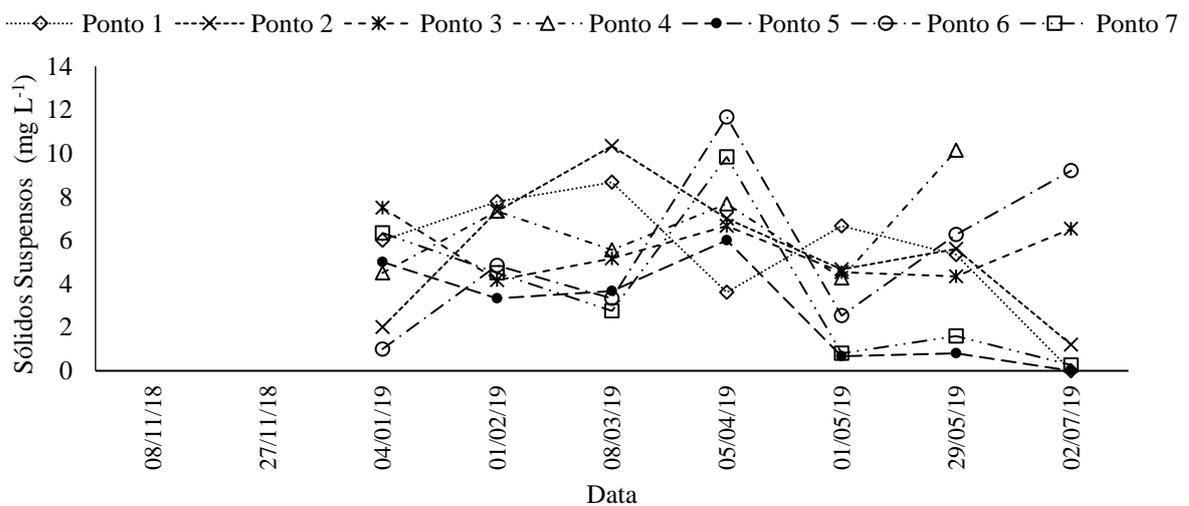
Figura 18 – Variação temporal da concentração de sólidos dissolvidos.



Fonte: Do Autor (2019).

Com relação aos sólidos suspensos (FIGURA 19), a Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008 estabelece como valor máximo permitido a concentração de 100,0 mg L⁻¹, para a classe 2. Assim como verificado em relação aos sólidos dissolvidos, não foram observados valores superiores ao limite estabelecido. A maior concentração de sólidos suspensos observada foi de 11,67 mg L⁻¹ e as médias variaram entre 2,0 e 7,0 mg L⁻¹.

Figura 19 – Variação temporal da concentração de sólidos suspensos.



Fonte: Do Autor (2019).

Com relação aos coliformes termotolerantes (TABELA 13), foi verificada a presença destes microrganismos em todos os pontos monitorados. Nos Pontos 1, 2, 6 e 7 foram

detectados CT em todas as campanhas realizadas. A presença de CT no Ponto 1 pode estar associada a presença de animais silvestres ou domésticos de pequeno porte, uma vez que nesta área não foi constatada a presença de bovinos ou outros animais de grande porte.

Tabela 13 – Concentração de coliformes termotolerantes em NMP/100 mL.

Data	Ponto de coleta						
	1	2	3	4	5	6	7
	(NMP / 100 mL)						
08/11/18	4500	2000	40	250	0	4500	4500
27/11/18	4500	25000	40	90	900	250	3000
04/01/19	90	25000	40	0	0	4500	450000
01/02/19	1500	9500	90	90	0	450000	25000
08/03/19	250	450000	4500	90	0	150000	25000
05/04/19	90	700	250	250	0	75000	4500
01/05/19	40	4500	9500	0	0	2500	4500
29/05/19	25000	40	0	0	0	40000	250
02/07/19	300	10	40	0	0	75000	4500
Média	4000	57000	1600	85	100	89000	57000

Fonte: Do Autor (2019).

Nos pontos 2 e 6, a presença de CT provavelmente está relacionada a criação de bovinos e equinos, associada à falta de isolamento da área de preservação permanente. Nestes pontos os animais têm livre acesso ao curso d'água, elevando a possibilidade de contaminação por fezes. Em eventos de precipitação, com a formação de escoamento superficial, pode ocorrer o arraste das fezes para o curso d'água e, conseqüentemente, a contaminação.

No ponto 7, além dos fatores citados para os pontos 2 e 6, a presença de CT pode estar associada à existência de moradias na área de drenagem. Por estarem situadas na zona rural, as residências não possuem acesso a sistemas de coleta de esgoto, e podem estar realizando o lançamento em fossas, ou até mesmo diretamente nos cursos d'água, que pode levar a contaminação dos mananciais. Destaca-se que as maiores concentrações de CT foram identificadas nos três cursos d'água.

Nos pontos 3 e 4 também foi observada a presença de CT na maior parte das campanhas realizadas. No ponto 3, que é ocupado por pastagem, somente na campanha realizada em 29/05/2019 não foram detectados CT. Somente em duas campanhas, realizadas em 08/03/2019 e 01/05/2019, a concentração de CT no ponto 3 foi superior a 1000 NMP/100 mL.

Apesar da área no entorno da nascente 3 possuir isolamento, foi verificado durante as campanhas que animais de pequeno porte acessaram o local em que foram realizadas as coletas de água, fato que pode ter contribuído com a presença de CT.

No ponto 4 foi detectada a presença de CT em quatro campanhas, porém, os valores não ultrapassaram à 250 NMP/100 mL. A área no entorno da nascente do ponto 4 não possui isolamento, entretanto, a presença de macrófitas como a taboa e as condições de acesso desfavoráveis podem ter contribuído para que animais de grande porte não chegassem ao local de coleta, reduzindo os riscos de contaminação.

Com relação ao ponto 5, somente na campanha realizada em 27/11/2018 foram detectados CT. A utilização do solo somente para o cultivo de café e a ausência de animais na área de drenagem podem ter contribuído com a ausência de CT.

Alguns trabalhos encontrados na literatura observaram situações semelhantes. Fia et al. (2015) e Menezes et al. (2016) monitorando o Ribeirão Vermelho, em Lavras – MG, indicaram a presença de bovinos como um dos fatores responsáveis pela presença de CT na nascente do curso d'água. Pinheiro et al. (2014) monitorando uma área composta de vegetação nativa no estado de Santa Catarina, detectaram CT nas amostras de água e atribuíram tal fato a presença de animais de sangue quente. Também em estudo realizado em Santa Catarina, Galato et al. (2011) observaram a presença de CT em amostras de água, e indicaram como causa a criação de animais nas proximidades dos pontos de coleta. Moraes et al. (2012) verificaram valores de CT superiores no período chuvoso, e indicaram como possível causa o arraste de excretas de animais para o leito do curso d'água. Pinto, Mello e Ávila (2013) observaram valores superiores de CT em área de pastagem natural, quando comparada com área de vegetação nativa, também indicaram a ocorrência de escoamento superficial e a presença de atividades pecuárias como responsáveis pelos valores obtidos.

De acordo com a Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008, para a classe 2, com exceção de práticas de recreação de contato primário, o limite de CT não deve ultrapassar o limite de 1000 NMP/100 mL em pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano. Apesar de não possuir um ano de monitoramento, os pontos 4 e 5 provavelmente irão atender ao disposto na deliberação normativa. Os demais pontos monitorados ultrapassaram o valor máximo permitido durante o período monitorado.

Analisando cada campanha individualmente, foi observada a condição de qualidade da classe 1 no ponto 3, em quatro campanhas (04/01/19; 01/02/19; 29/05/19 e 02/07/19), no ponto 4, em cinco campanhas (01/02/19; 08/03/19; 01/05/19; 29/05/19 e 02/07/19) e no

ponto 5, em três campanhas (01/02/19; 08/03/19 e 02/07/19). A condição de qualidade da classe 2 foi observada nos pontos 3 e 4, nas campanhas realizadas em 08/11/18 e 05/04/19.

Nas demais campanhas dos pontos 3, 4 e 5 foram verificadas condições de qualidade inferior ao padrão estabelecido para a classe 2, assim como em todas campanhas realizadas nos pontos 1, 2, 6 e 7.

4.3.2 Índice de qualidade de água

Na Tabela 14 estão apresentados os valores de IQA para cada campanha realizada durante o período de monitoramento. O IQA obtido na campanha realizada em 08/11/2018 foi descartado, pois não contemplou as variáveis Fósforo total e Nitrato em seu cálculo.

Tabela 14 – Índice de qualidade de água dos pontos monitorados, média geral e médias do período chuvoso e seco.

	Data	Ponto de monitoramento													
		1		2		3		4		5		6		7	
Período chuvoso	27/11/18	41,14	Ruim	48,01	Ruim	77,91	Bom	66,57	Médio	62,85	Médio	69,22	Médio	65,75	Médio
	04/01/19	49,44	Ruim	49,82	Ruim	79,91	Bom	84,43	Bom	77,59	Bom	58,63	Médio	50,86	Médio
	01/02/19	54,56	Médio	57,06	Médio	81,71	Bom	77,45	Bom	85,61	Bom	49,23	Ruim	54,46	Médio
	08/03/19	62,49	Médio	52,96	Médio	67,36	Médio	81,39	Bom	82,69	Bom	53,97	Médio	57,59	Médio
	Média	51,91	Médio	51,96	Médio	76,72	Bom	77,46	Bom	77,19	Bom	57,76	Médio	57,17	Médio
Período seco	05/04/19	61,25	Médio	65,57	Médio	72,99	Bom	72,99	Bom	75,06	Bom	51,64	Médio	62,66	Médio
	01/05/19	65,04	Médio	64,02	Médio	61,90	Médio	90,40 ¹	Excelente	78,85 ¹	Bom	63,24 ¹	Médio	64,73 ¹	Médio
	29/05/19	45,08	Ruim	73,23	Bom	90,50	Excelente	88,55	Bom	83,94	Bom	56,91	Médio	72,93	Bom
	02/07/19	54,86	Médio	75,57	Bom	79,81	Bom	91,04	Excelente	80,17	Bom	52,39	Médio	59,39	Médio
	Média	56,56	Médio	69,60	Médio	76,30	Bom	85,74	Bom	79,51	Bom	56,05	Médio	64,93	Médio
	Média geral	54,23	Médio	60,78	Médio	76,51	Bom	81,60	Bom	78,35	Bom	56,91	Médio	61,05	Médio
	CV geral (%)	15,78		17,20		11,66		10,77		9,13		11,70		11,44	

¹ Nitrato não foi utilizado no cálculo do IQA.

Fonte: Do Autor (2019).

O IQA não apresentou grande variação entre os períodos chuvoso e seco, e o maior coeficiente de variação observado foi inferior a 18,0%. Somente no ponto 2 foi observada diferença significativa entre os períodos ($p < 0,05$), todavia, não foi verificada a mudança na classe de qualidade da água, quando comparados os valores médios obtidos. A melhor qualidade de água foi observada nos pontos 3, 4 e 5, que foram classificados como “bom”, baseado no valor médio do IQA. Os demais pontos apresentaram qualidade “média”.

Assim como neste trabalho, Moraes, Tornisielo e Ventorini (2012), em trabalho realizado na região centro-leste do estado de São Paulo, não verificaram diferença significativa no IQA entre os períodos seco e chuvoso. Este comportamento também foi verificado por Andrietti et al. (2016). Em contrapartida, Damasceno et al. (2015) verificaram diferença significativa entre o período seco e chuvoso, em trabalho realizado no rio Amazonas. Em trabalho realizado no estado de Mato Grosso do Sul, Barros, Guimarães e Santana (2018) verificaram que houve melhoria na qualidade de água durante o período chuvoso, assim como Damasceno et al. (2015) e Pontes, Marques e Marques (2012).

Em todos os pontos monitorados, com exceção do ponto 5, a presença de CT foi o principal fator relacionado a redução da qualidade da água. Vale ressaltar que os CT são a segunda variável de maior peso no cálculo do IQA. A detecção de CT provocou a redução da qualidade de “boa” para “média”.

No ponto 5 os principais responsáveis pela redução da qualidade da água foram a presença de Fósforo e Nitrato, entretanto, mesmo com a presença destes compostos, a qualidade da água foi classificada como “boa” em todas campanhas, com exceção da realizada em 27/11/2018.

A concentração de OD no ponto 1 também influenciou de forma negativa a qualidade da água, com valores de “qs” inferiores a 60 em todas coletas. Além da presença de CT e da concentração de OD, o pH e a presença de Fósforo foram determinantes no cálculo do IQA neste ponto, influenciando de forma negativa a qualidade da água.

Nos pontos 3 e 4 foram observados valores de IQA dentro da classe “excelente”. A melhora na qualidade da água nestes pontos foi decorrente da ausência de CT e nutrientes (N e P), contudo, é importante salientar que para a campanha realizada em 01/05/2019 não foi realizada análise de Nitrato para o ponto 4.

4.3.3 Índice de estado trófico

Na Tabela 15 estão apresentados os valores de IET para cada campanha realizada durante o período de monitoramento.

Tabela 15 – Índice de estado trófico dos pontos monitorados, média geral e médias do período chuvoso e seco.

	Data	Ponto de monitoramento													
		1	2	3	4	5	6	7							
Período chuvoso	27/11/18	69,55	Hiper.	67,97	Hiper.	61,46	Eutr.	65,67	Super.	69,82	Hiper.	66,71	Super.	61,46	Eutr.
	04/01/19	69,82	Hiper.	57,86	Meso.	57,86	Meso.	0,00	Ultraolig.	63,56	Super.	63,56	Super.	0,00	Ultraolig.
	01/02/19	63,56	Super.	63,56	Super.	0,00	Ultraolig.	57,86	Meso.	57,86	Meso.	65,06	Super.	63,56	Super.
	08/03/19	61,46	Eutr.	51,61	Oligot.	0,00	Ultraolig.	0,00	Ultraolig.	57,86	Meso.	57,86	Meso.	57,86	Meso.
	Média	66,10	Super.	60,25	Eutr.	29,83	Ultraolig.	30,88	Ultraolig.	62,27	Eutr.	63,30	Super.	45,72	Ultraolig.
Período seco	05/04/19	61,46	Eutr.	61,46	Eutr.	0,00	Ultraolig.	0,00	Ultraolig.	61,46	Eutr.	57,86	Meso.	59,22	Eutr.
	01/05/19	63,56	Super.	57,86	Meso.	57,86	Meso.	0,00	Ultraolig.	66,22	Super.	61,46	Eutr.	51,61	Oligot.
	29/05/19	63,56	Super.	63,56	Super.	0,00	Ultraolig.	57,86	Meso.	61,46	Eutr.	57,86	Meso.	61,46	Eutr.
	02/07/19	69,27	Hiper.	63,56	Super.	0,00	Ultraolig.	0,00	Ultraolig.	57,86	Meso.	61,46	Eutr.	65,06	Super.
	Média	64,46	Super.	61,61	Eutr.	14,46	Ultraolig.	14,46	Ultraolig.	61,75	Eutr.	59,66	Eutr.	59,34	Eutr.
	Média geral	65,28	Super.	60,93	Eutr.	22,15	Ultraolig.	22,67	Ultraolig.	62,01	Eutr.	61,48	Eutr.	52,53	Meso.

Fonte: Do Autor (2019).

Os valores de IET variaram entre 61 e 70 no ponto 1, com valores médios durante os períodos seco e chuvoso indicando um estado “supereutrófico”. O estado trófico no ponto 2 variou entre “oligotrófico” e “hipereutrófico”, com valores médios para os períodos chuvoso e seco indicando um estado eutrófico. Nos pontos 3 e 4, os valores médios do IET durante os períodos chuvoso e seco indicaram classificação da água como “ultraoligotrófica”, ou seja, com baixo potencial de eutrofização, no entanto, também foram observados valores de IET dentro das classes “eutrófico” e “supereutrófico”, ambas durante a campanha realizada em 27/11/2018.

Em ambas nascentes (Pontos 3 e 4), o solo é ocupado por pastagem e o relevo predominante é classificado como “forte ondulado”. A ocorrência de precipitações de elevada intensidade, aliada à declividade do terreno e o tipo de uso e ocupação podem ter contribuído com o arraste de material, que pode ter em sua composição fezes de animais e resíduos de produtos utilizados em atividades agropecuárias. É importante destacar que somente a nascente identificada como ponto 3 é cercada, impedindo o acesso de animais de grande porte.

O estado trófico no ponto 5 variou entre “mesotrófico” e “hipereutrófico”, com valores entre 57 e 70. Os valores médios do IET indicaram um estado “eutrófico” em ambos períodos. O curso d’água identificado como ponto 6 apresentou IET variando entre as classes “mesotrófica” e “supereutrófica” (57 a 67). O valor médio do IET no período chuvoso indicou um estado “supereutrófico”, enquanto o valor médio do período seco e a média geral indicaram um ambiente “eutrófico”.

Com relação ao ponto 6, apesar de contar com a presença de vegetação no entorno do ponto de coleta, pode ter ocorrido o arraste de material proveniente das atividades realizadas à montante do ponto de coleta para o curso d’água, contribuindo com os elevados valores de IET. Vale ressaltar que aproximadamente 70% da área de drenagem do curso d’água é composta de pastagem e cafeicultura.

No Ponto 7 foram verificadas todas classes de estado trófico, com exceção do estado “hipereutrófico”. O IET médio obtido para o período seco indicou um estado “eutrófico”, enquanto a média para o período chuvoso indicou um estado “ultraoligotrófico”. A média geral indicou um estado “mesotrófico”.

A amostra coletada durante a campanha realizada em 04/01/2019, no ponto 7, não detectou a presença de Fósforo, que contribuiu com a redução do valor médio do IET durante o período chuvoso.

De maneira geral, a ocorrência de valores que tendem ao estado “ultraoligotrófico” nos cursos d’água podem estar associadas a eventos de precipitação que provocaram o aumento vazão e diluição do Fósforo na água.

Em contrapartida, a ocorrência de precipitações de alta intensidade pode ter provocado o arraste de material, que pode ter em sua composição fezes, defensivos agrícolas e fertilizantes, que ao alcançarem o curso d’água ou nascente contribuem com o aumento do IET.

Com relação a variação sazonal, não foi observada diferença significativa entre os períodos quando submetidos ao teste de Mann-Whitney à um nível de significância de 5%. Tal comportamento também foi verificado por Andrietti et al. (2016) e Fia et al. (2015).

5 CONCLUSÕES

Com base nos resultados observados pode-se concluir que:

- Houve recarga durante o período monitorado;
- Com relação a qualidade de água, acredita-se que as práticas agropecuárias observadas na área de estudo, como a pecuária extensiva e a cafeicultura, são os principais responsáveis pela contaminação dos cursos d'água e nascentes monitoradas;
- De modo geral, os pontos monitorados não apresentaram condição de qualidade dentro da classe 2, devido a presença de Fósforo (todos pontos), coliformes termotolerantes (pontos 1, 2, 3, 6 e 7) e aos valores de pH e OD (ponto 1);
- A presença de coliformes termotolerantes e nutrientes (N e P) foram os principais fatores relacionados a degradação da qualidade da água, refletindo nos valores de IQA;
- Tanto o IQA quanto o IET não apresentaram variação sazonal durante o período monitorado, no entanto, para uma melhor avaliação da sazonalidade, recomenda-se um maior período de monitoramento.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017**: Relatório pleno. Brasília: ANA, 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Indicadores de qualidade de água – Índices de qualidade de água (IQA)**. 2019. Disponível em: < <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx> >. Acesso em: 5 de fev. de 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil**. Brasília: ANA, 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Programa nacional de avaliação da qualidade das águas**. 2. Ed. Brasília: ANA, 2014.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Resolução Nº 903 de 22 de julho de 2013**. Cria a rede nacional de monitoramento da qualidade das águas superficiais – RNQA e estabelece suas diretrizes. 2013. Disponível em: < <http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2013/903-2013.pdf> >. Acesso em: 5 de fev. de 2019.

ALASKA SATELLITE FACILITY - ASF. **Alos Palsar**: Terrain-Corrected (RTC). 2014. Disponível em: < <https://www.asf.alaska.edu/sar-data/palsar/terrain-corrected-rtc/> >. Acesso em: 22 de mai. de 2019.

AMÂNCIO, D. V. et al. Qualidade da água nas sub-bacias hidrográficas dos Rios Capivari e Mortes, Minas Gerais. **Scientia agraria**, v. 19, n. 1, p. 75-86, 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2017.

ANDRIETTI, G. et al. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 1, p. 162-175, 2016.

BAGGIO, A. J. et al. **Recuperação e proteção de nascentes em propriedades rurais de Machadinho, RS**. Brasília: Embrapa, 2013.

BARROS, A. de; GUIMARÃES, V.; SANTANA, W. S. C. Water quality index application in two stretches (urban and rural) of Guanandy stream basin, Aquidauana–MS. **Caderno de Geografia**, v. 28, n. 54, p. 630-649, 2018.

BRANDÃO, C. J. et al. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB, 2011.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, n. 53, p. 58-63, 2005.

BROWN, R. M. et al. A water quality index- do we dare. **Water Sewage Works**, v. 117, n. 10, p. 339-343, 1970.

BUCCI, M. H. S.; DE OLIVEIRA, L. F. C. Índices de qualidade da água e de estado trófico na represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 9, n. 1, p. 130-148, 2014.

BUZELLI, G. M.; SANTINO, M. B. da C. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 261-269, 1977.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**: Série relatórios. São Paulo: CETESB, 2007.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**: Série relatórios. São Paulo: CETESB, 2018a.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**: Apêndice D – Índices de qualidade das águas. São Paulo: CETESB, 2018b.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**: Apêndice E – Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade. São Paulo: CETESB, 2018c.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG Nº 1, de 5 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte, MG, 5 de maio de 2008. Disponível em: < <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151> >. Acesso em: 21 de mar. de 2019.

COSTA, D. D.; KEMPKA, A. P.; SKORONSKI, E. A contaminação de mananciais de abastecimento pelo Nitrato: o panorama do problema no Brasil, suas consequências e as soluções potenciais. **REDE-Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 10, n. 2, P. 49-61, 2017.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. do C.; LAMPARELLI, M. C.. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.

DAMASCENO, M. da C. S. et al. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do Rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 10, n. 3, p. 598-613, 2015.

DEBELS, P. et al. Evaluation of water quality in the Chilla_n River (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 110, n. 1-3, p. 301–322, 2005.

DONADIO, N. M. M; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. de. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FARAGE, J. de A. P. et al. Determinação do índice de estado trófico para Fósforo em pontos do rio Pomba. **Revista Engenharia na Agricultura-Reveng**, v. 18, n. 4, p. 322-329, 2010.

FERNANDES, M. M. et al. Influência do uso do solo na qualidade de água da microbacia Glória, Macaé–RJ. **Engenharia Ambiental**, v. 8, n. 2, p. 105-116, 2011.

FIA, R. et al. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 1, p. 132-141, 2009.

FIA, R. et al. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 2, p. 267-275, 2015.

FUINI, L. L. A governança territorial no Circuito das Malhas do Sul de Minas Gerais. **Interações**, v. 9, n. 2, p. 141-148, 2008.

GALATTO, S. L. et al. Diagnóstico ambiental de nascentes no município de Criciúma, Santa Catarina. **Revista de Ciências Ambientais** v. 5, n. 1, p. 39-56, 2011.

GRIECO, A. A. et al. Diagnóstico espacial e temporal de condições físico-químicas e microbiológicas do Córrego do Tanquinho, Ribeirão Preto, SP, Brasil. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, n. 2, p. 282-298, 2017.

HORTON, R. K. An index number system for rating water quality. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 37, n. 3, p. 300-306, 1965.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Jacutinga: panorama**. 2019. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/jacutinga/panorama> >. Acesso em: 15 de jul. de 2019.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2013: resumo executivo**. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2014.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. **Monitoramento da qualidade das águas**. 2019a. Disponível em: < <http://www.igam.mg.gov.br/monitoramento-da-qualidade-das-aguas2> >. Acesso em: 28 de jan. de 2019.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. Portal dos Comitês. **GD6 – CBH dos rios Mogi Guaçu e Pardo**. 2017. Disponível em: < <http://comites.igam.mg.gov.br/comites-estaduais-mg/gd6-cbh-dos-rios-mogi-guacu-e-pardo> >. Acesso em: 21 de mai. de 2017.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. Portal infohidro. Informações sobre recursos hídricos. **Índice de estado trófico – IET**. 2018a Disponível em: < <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/sem-categoria/322-indice-de-estado-trofico-iet> >. Acesso em: 16 de jan. de 2019.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. Portal infohidro. Informações sobre recursos hídricos. **Índice de qualidade das água - IQA**. 2018b. Disponível em: < <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/sem-categoria/319-indice-de-qualidade-das-aguas-iqa> >. Acesso em: 16 de jan. de 2019.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. **Qualidade da água**. 2019b. Disponível em: < http://www.igam.mg.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=113 >. Acesso em: 28 de jan. de 2019.

KRISHAN, G. et al. Assessment of groundwater quality for drinking purpose by using water quality index (WQI) in Muzaffarnagar and Shamli Districts, Uttar Pradesh, India. **Hydrology Current Research**, v. 7, n. 227, p. 2, 2016.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LELIS NETO, J. A. et al. Transporte e adsorção de Nitrato e potássio em colunas de solo sob aplicação de vinhaça. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada-RBAI**, v. 11, n. 6, p. 1797-1803, 2017

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

LUCAS, A. A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. N. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 9, p. 937-943, 2010.

LUMB, A. et al. A comparative study of USA and Canadian water quality index models. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 3, n. 3-4, p. 203-216, 2011.

LUMB, A.; SHARMA, T. C.; BIBEALULT, J. F. A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 3, n. 1, p. 11-24, 2011.

MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L. de; CARVALHO, F. T de. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Eng Sanit Ambient**, v. 20, n. 4, p. 613-622, 2015.

MARTINS, F. B. et al. Classificação climática de köppen e de thornthwaite para minas gerais: cenário atual e projeções futuras. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 1, 2018.

MARTINS, L. De F. et al. Composição da macrofauna do solo sob diferentes usos da terra (cana-de-açúcar, eucalipto e mata nativa) em Jacutinga (MG). **Revista Agrogeoambiental**, v. 9, n. 1, p. 11-22, 2017.

MATOS, A. T. de. **Qualidade do meio físico ambiental: práticas de laboratório**. Viçosa: Ed. UFV, 2012.

MENEZES, J. M. et al . Qualidade da água e sua relação espacial com as fontes de contaminação antrópicas e naturais: bacia hidrográfica do rio São Domingos - RJ. **Engenharia Agrícola.**, v. 29, n. 4, p. 687-698, 2009b.

MENEZES, J. P. C. et al. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 519-534, 2016.

MISAGHI, F. et al. Introducing a water quality index for assessing water for irrigation purposes: A case study of the Ghezal Ozan River. **Science of the Total Environment**, v. 589, p. 107-116, 2017.

MORAES, L. F.; CABONGO, O. A. Dos S.; POLETO, C. Avaliação da rede de monitoramento de uma bacia hidrográfica do Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Brasiliensis**, v. 2, n. 2, p. 74-79, 2018.

MORAIS, E. B. de; TORNISIELO, S. M. T.; VENTORINI, S. E. Impacto de atividades agropecuárias na qualidade das águas do rio Cabeça, na bacia do Rio Corumbataí, SP. **Holos Environment**, v. 12, n. 1, p. 45-57, 2012.

NAIME, R.; NASCIMENTO, C. Monitoramento físico-químico e microbiológico das águas do Arroio Pampa em Novo Hamburgo–RS. **Engenharia Ambiental-Espírito Santo do Pinhal**, v. 6, n. 2, p. 410-432, 2009.

PASSIG, F. H. et al. Monitoring of urban and rural basins: water quality of Mourão basin. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 158-164, 2015.

PINHEIRO, A. et al. Relação entre o uso do solo e a qualidade da água em bacia hidrográfica rural no Bioma Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 3, p. 127-139, 2014.

PINTO, D. B. F. et al. Water quality on Lavrinha Stream in Alto Rio Grande region, Minas Gerais State, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 33, n. 4, p. 1145-1152, 2009.

PINTO, L. C.; MELLO, C. R. de; ÁVILA, L. F. Water quality indicators in the Mantiqueira Range region, Minas Gerais state. **Cerne**, v. 19, n. 4, p. 687-692, 2013.

PINTO, L. V. A. et al. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Scientia forestalis**, v. 65, p. 197-206, 2004.

PINTO, L. V. A.; ROMA, T. N. de; BALIEIRO, K. R. de C. Avaliação qualitativa da água de nascentes com diferentes usos do solo em seu entorno. **Cerne**, v. 18, n. 3, p. 495-505, 2012.

PONTES, P. P.; MARQUES, A. R.; MARQUES, G. F. Efeito do uso e ocupação do solo na qualidade da água na micro-bacia do Córrego Banguelo-Contagem. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n. 3, p. 183-194, 2012.

POONAM, T.; TANUSHREE, B.; SUKALYAN, C. Water quality indices - important tools for water quality assessment: a review. **International Journal of Advances in chemistry**, v. 1, n. 1, p. 15-28, 2013.

QUEIROZ, M. M. F. de et al. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. **Revista Verde**, v. 5, n. 4, p. 200-210, 2010.

RAMAMOHAN, H. et al. Assessment and substantiation of ground water quality to ascertain WQI in some selected areas of north east coast of Srikakulam district, AP, India. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 6, n. 5, p. 867-882, 2016.

RAMOS, M. A. G. et al. Water quality index (WQI) of Jaguari and Atibaia rivers in the region of Paulínia, Sao Paulo, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 5, p. 263, 2016.

REZA, R.; SINGH, G. Assessment of ground water quality status by using water quality index method in Orissa, India. **World Applied Sciences Journal**, v. 9, n. 12, p. 1392-1397, 2010.

RNJBAR JAFARABADI, A. et al. Integrated river quality management by CCME WQI as an effective tool to characterize surface water source pollution (Case study: Karun River, Iran). **Pollution**, v. 2, n. 3, p. 313-330, 2016.

SALUJA, R.; GARG, J. K. Trophic state assessment of Bhindawas Lake, Haryana, India. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 1, p. 32, 2017.

SANTOS, J. C. N. et al. Land use and trophic state dynamics in a tropical semi-arid reservoir. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 1, p. 35-44, 2014.

SCHNEIDER, R. M. et al. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. **Acta Scientiarum Technology**, v. 33, n. 3, p. 295-303, 2011.

SILVA, J. B. G. et al. Mobilidade dos íons Nitrato e amônio em área agrícola sob adubação com água residuária de bovinocultura de leite e torta de mamona. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 25, n. 3, p. 200-211, 2017.

SINGH, P. K. et al. Water quality indices used for water resources vulnerability assessment using GIS technique: a review. **International Journal of Earth Sciences and Engineering**, v. 6, n. 6-1, p. 1594-1600, 2013.

TOLEDO, A.P. J. **Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais**. Relatório técnico. São Paulo: CETESB, 1990.

TYAGI, S. et al. Water quality assessment in terms of water quality index. **American Journal of Water Resources**, v. 1, n. 3, p. 34-38, 2013.

VIOTTI, H.; DIAS, L. R. (Coords.). **Asas de Jacutinga**. São Paulo: Bit Social. 2018.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

ZANINI, H. L. H. T et al. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 4, p. 732-741, 2010.

APÊNDICE A – Resultados das análises de qualidade de água.

Tabela 16 – Resultados das análises de qualidade de água (Continua).

	Data	pH	Temp. (°C)	CE (µS)	Turb. (UNT)	Nitrato	Fósforo Total	Cloretos	OD DBO ST SS SD				CT (NMP/100 mL)	
									(mg L ⁻¹)					
Ponto 1	08/11/18	7,22	20,8	21,00	2,23			2,0	2,40	1,45	95,00			4,5×10 ³
	27/11/18	6,22	19,4	6,00	2,27	0,65	0,95	0,5	2,43	1,19	27,50			4,5×10 ³
	04/01/19	4,54	21,8	14,00	2,33	0,30	1,00	1,0	3,89	0,42	78,57	6,00	72,57	9,0×10 ¹
	01/02/19	6,11	23,0	17,00	1,60	0,60	0,30	1,5	3,78	1,00	30,62	7,78	22,85	1,5×10 ³
	08/03/19	5,99	21,3	12,00	2,29	0,70	0,20	3,5	4,43	0,56	36,25	8,67	27,58	2,5×10 ²
	05/04/19	5,93	22,7	23,00	2,11	2,20	0,20	1,5	4,40	1,53	37,08	3,60	33,48	9,0×10 ¹
	01/05/19	5,72	19,7	13,00	2,60	0,90	0,30	4,0	4,89	0,24	36,50	6,67	29,83	4,0×10 ¹
	29/05/19	5,92	18,6	20,00	2,01	0,70	0,30	4,0	4,18	0,40	32,50	5,33	27,17	2,5×10 ⁴
	02/07/19	5,92	18,6	28,00	1,61	1,30	0,90	6,0	4,72	0,32	26,25	0,00	26,25	3,0×10 ²
Ponto 2	08/11/18	7,45	18,9	32,00	6,30			3,0	5,70	3,54	115,00			2,0×10 ³
	27/11/18	6,94	19,4	34,00	8,50	1,70	0,70	2,5	7,08	2,70	57,50			2,5×10 ⁴
	04/01/19	5,53	23,6	38,00	7,67	0,40	0,10	2,5	5,24	0,43	63,33	2,00	61,33	2,5×10 ⁴
	01/02/19	7,35	20,8	48,00	5,91	1,30	0,30	1,5	6,86	0,65	55,83	7,33	48,50	9,5×10 ³
	08/03/19	6,84	23,6	46,00	7,16	1,30	0,03	3,5	7,08	0,49	37,08	10,33	26,75	4,5×10 ⁵
	05/04/19	6,13	21,1	55,00	4,20	0,80	0,20	2,5	6,79	0,39	64,58	7,00	57,58	7,0×10 ²
	01/05/19	7,08	17,8	47,00	3,50	1,40	0,10	4,5	7,93	0,26	57,67	4,67	53,00	4,5×10 ³
	29/05/19	6,45	16,6	38,00	3,13	1,10	0,30	5,0	7,33	0,20	70,83	5,60	65,23	4,0×10 ¹
	02/07/19	6,90	14,3	42,00	3,61	2,20	0,30	7,0	7,66	0,25	44,58	1,20	43,38	1,0×10 ¹
Ponto 3	08/11/18	7,18	18,8	18,00	6,37			1,5	6,55	3,48	47,50			4,0×10 ¹
	27/11/18	6,84	19,6	10,00	6,30	0,00	0,20	1,0	7,68	2,49	44,17			4,0×10 ¹
	04/01/19	6,72	20,6	14,00	7,30	0,10	0,10	1,0	7,19	1,03	90,00	7,50	82,50	4,0×10 ¹
	01/02/19	7,66	20,6	36,00	10,76	0,10	0,00	0,0	7,84	1,10	34,58	4,17	30,42	9,0×10 ¹
	08/03/19	6,73	21,5	23,00	10,72	0,00	0,00	2,0	8,00	0,66	40,83	5,17	35,67	4,5×10 ³
	05/04/19	6,03	20,9	36,00	16,73	0,00	0,00	1,5	7,22	0,65	38,75	6,67	32,08	2,5×10 ²
	01/05/19	6,81	18,8	36,00	10,97	0,00	0,10	3,5	7,55	0,19	69,00	4,53	64,47	9,5×10 ³
	29/05/19	6,51	17,5	42,00	10,50	0,00	0,00	3,0	7,22	0,27	59,17	4,34	54,82	0,0×10 ⁰
	02/07/19	6,72	15,8	32,00	33,73	0,00	0,00	5,0	7,60	0,59	48,33	6,53	41,80	4,0×10 ¹

Tabela 16 – Resultados das análises de qualidade de água (Continua).

	Data	pH	Temp. (°C)	CE (µS)	Turb. (UNT)	Nitrato	Fósforo Total	Cloretos	OD	DBO	ST	SS	SD	CT (NMP/100 mL)
Ponto 4	08/11/18	6,80	18,2	17,00	4,20			1,5	6,10	2,77	70,00			2,5×10 ²
	27/11/18	6,75	18,7	12,00	3,13	2,45	0,45	1,0	6,92	1,81	63,75			9,0×10 ¹
	04/01/19	5,70	20,4	35,00	7,20	0,00	0,00	1,5	6,38	0,77	65,00	4,50	60,50	0,0×10 ⁰
	01/02/19	7,06	21,4	40,00	10,77	0,70	0,10	2,0	6,97	0,73	42,08	7,33	34,75	9,0×10 ¹
	08/03/19	6,99	20,7	28,00	10,19	0,00	0,00	1,5	6,76	0,58	55,46	5,56	49,91	9,0×10 ¹
	05/04/19	6,16	21,6	30,00	13,54	0,00	0,00	2,5	6,52	1,31	35,83	7,67	28,17	2,5×10 ²
	01/05/19	6,64	17,8	32,00	9,64		0,00	3,0	6,95	0,33	65,33	4,27	61,07	0,0×10 ⁰
	29/05/19	6,80	16,7	27,00	8,98	0,02	0,10	4,0	6,79	0,19	35,83	10,13	25,70	0,0×10 ⁰
	02/07/19	7,11	16,0	38,00	10,59	0,00	0,00	5,5	6,52	0,37	42,50	6,40	36,10	0,0×10 ⁰
Ponto 5	08/11/18	7,42	19,0	60,00	0,65			7,0	4,55	2,21	75,00			0,0×10 ⁰
	27/11/18	7,36	21,1	56,00	1,07	0,00	1,00	3,0	7,73	1,95	88,75			9,0×10 ²
	04/01/19	5,76	20,7	56,00	1,61	1,10	0,30	7,0	7,24	1,04	93,33	5,00	88,33	0,0×10 ⁰
	01/02/19	6,88	21,1	65,00	0,88	2,50	0,10	4,5	7,84	0,76	57,92	3,33	54,58	0,0×10 ⁰
	08/03/19	6,35	20,8	62,00	1,14	2,50	0,10	7,5	7,78	0,42	62,92	3,67	59,25	0,0×10 ⁰
	05/04/19	6,02	20,9	62,00	1,33	4,00	0,20	10,5	6,73	0,64	70,00	6,00	64,00	0,0×10 ⁰
	01/05/19	6,24	20,5	58,00	0,70		0,50	11,0	7,28	0,47	112,08	0,67	111,42	0,0×10 ⁰
	29/05/19	6,71	19,8	55,00	0,86	1,80	0,20	9,0	7,06	0,13	94,58	0,80	93,78	0,0×10 ⁰
	02/07/19	6,46	19,5	44,00	1,87	3,80	0,10	10,0	6,95	0,45	52,92	0,00	52,92	0,0×10 ⁰
Ponto 6	08/11/18	7,32	17,6	29,00	3,20			1,5	7,45	2,75	85,00			4,5×10 ³
	27/11/18	7,46	19,3	26,00	8,17	0,00	0,55	0,5	8,22	1,75	92,50			2,5×10 ²
	04/01/19	5,91	20,0	24,00	3,63	0,00	0,30	1,0	8,11	0,95	95,71	1,00	94,71	4,5×10 ³
	01/02/19	7,46	19,4	34,00	3,34	1,10	0,40	1,0	8,05	0,99	34,17	4,83	29,33	4,5×10 ⁵
	08/03/19	6,89	21,9	36,00	3,43	0,10	0,10	2,0	8,43	0,76	54,38	3,33	51,04	1,5×10 ⁵
	05/04/19	6,33	21,1	36,00	5,32	1,20	0,10	2,0	7,28	0,52	62,92	11,67	51,25	7,5×10 ⁴
	01/05/19	6,65	18,8	30,00	3,25		0,20	6,0	8,20	0,30	91,25	2,53	88,72	2,5×10 ³
	29/05/19	6,82	17,4	30,00	5,57	0,00	0,10	4,5	8,20	0,42	92,50	6,27	86,23	4,0×10 ⁴
	02/07/19	6,96	16,1	32,00	2,50	1,30	0,20	6,0	8,20	0,60	36,25	9,20	27,05	7,5×10 ⁴

Tabela 16 – Resultados das análises de qualidade de água (Conclusão).

	Data	pH	Temp. (°C)	CE (µS)	Turb. (UNT)	Nitrato	Fósforo Total	Cloretos	OD	DBO	ST	SS	SD	CT (NMP/100 mL)
Ponto 7	08/11/18	7,09	18,2	27,00	2,00			2,0	7,75	2,44	92,50			4,5×10 ³
	27/11/18	7,23	19,9	18,00	5,80	0,00	0,20	0,5	8,22	0,88	117,50			3,0×10 ³
	04/01/19	5,78	20,4	18,00	6,12	0,00	0,00	1,0	8,16	1,91	76,19	6,33	69,86	4,5×10 ⁵
	01/02/19	7,57	19,5	24,00	3,34	1,30	0,30	2,0	8,05	0,63	30,42	4,50	25,92	2,5×10 ⁴
	08/03/19	6,97	20,9	23,00	4,28	0,80	0,10	3,0	8,49	0,81	31,87	2,75	29,12	2,5×10 ⁴
	05/04/19	6,66	20,5	32,00	2,84	1,30	0,13	3,0	7,49	0,42	36,25	9,83	26,42	4,5×10 ³
	01/05/19	6,73	18,2	22,00	3,08		0,03	4,5	8,25	0,38	87,58	0,80	86,78	4,5×10 ³
	29/05/19	6,82	16,8	28,00	3,09	1,00	0,20	4,5	8,47	0,63	26,67	1,60	25,07	2,5×10 ²
	02/07/19	7,10	15,2	43,00	2,26	1,50	0,40	8,0	8,53	1,06	28,75	0,27	28,48	4,5×10 ³

Fonte: Do Autor (2019).