



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola Politécnica & Escola de Química
Programa de Engenharia Ambiental

CARLOS AUGUSTO PEREIRA DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO FORMOSO,
BURITIZEIRO, MG**

**Rio de Janeiro
2025**



UFRJ

Carlos Augusto Pereira da Silva

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO FORMOSO,
BURITIZEIRO, MG**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Profa. Dra. Lídia Yokoyama

Coorientador: Prof. Dr. Diego Macedo Veneu

Rio de Janeiro

2025



UFRJ

Carlos Augusto Pereira da Silva

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO RIO FORMOSO, BURITIZEIRO, MG

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Profa, DSc. Lídia Yokoyama

Coorientador: Prof. DSc, Diego Macedo Veneu

Aprovada pela Banca:

Documento assinado digitalmente
gov.br LIDIA YOKOYAMA
Data: 15/04/2025 21:33:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Presidente, Profa., Lídia Yokoyama, DSc, UFRJ

Documento assinado digitalmente
gov.br DIEGO MACEDO VENEU
Data: 15/04/2025 21:48:36-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Diego Macedo Veneu, DSc, UERJ

Documento assinado digitalmente
gov.br WANDERLENE FERREIRA NACIF
Data: 15/04/2025 16:26:58-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Wanderlene Ferreira Nacif, DSc, IGAM


Prof Matheus Martins de Sousa, DSc, UFRJ
Documento assinado digitalmente
gov.br SILVIA MARIA ALVES CORREA OLIVEIRA
Data: 06/04/2025 17:12:19-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa., Silvia Maria Alves Correa Oliveira, DSc., UFMG

Rio de Janeiro

2025

A todos que queiram consolidar os conhecimentos adquiridos e buscar outros novos através da pesquisa científica e, por meio dela, contribuem para uma sociedade melhor.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, pela saúde, principalmente, porque essa trajetória foi iniciada em um momento de incertezas sobre a própria vida, a pandemia. Ele me deu forças para enfrentar esse desafio.

Ao meu pai, Carlos Augusto, por todo o apoio, especialmente com o vasto conhecimento da bacia hidrográfica do rio Formoso e, por vezes, acompanhando o trabalho de campo. À minha mãe, Ana, por todo o apoio e suporte para a realização desse objetivo.

À minha orientadora, Prof^a. Dra. Lídia Yokoyama, pelo empenho no desenvolvimento da pesquisa e da dissertação, e ao meu coorientador, Prof. Dr. Diego, pela valorosa contribuição na avaliação dos resultados, ao sanar dúvidas apontar sugestões.

Ao Bruno Santos Guimarães, diretor do SAAE - Pirapora, à época, que abriu as portas da autarquia para que a pesquisa pudesse ser realizada. Por meio da abertura deste espaço, agradeço também às técnicas em química do Laboratório de Controle de Qualidade da Água do SAAE, Maria Clara e Ana Maria, que contribuíram de forma valiosa para a realização deste trabalho, mediante o preparo do laboratório e auxílio nas análises laboratoriais necessárias.

Ao amigo, Lauro, “Laurão”, que acompanhou praticamente todas as coletas em campo. A prosa era boa.

À minha namorada, Bruna, pelo carinho, apoio e paciência durante todo o período, entre os três anos de namoro, que estive ausente. Agradeço também pelo suporte na revisão linguística do trabalho.

Ao amigo Charles, pelas contribuições nas áreas de físico-química e bioquímica, e ao amigo Fernando, pela contribuição na área de Sistemas de Informação Geográfica.

À Fundação Osorio, em nome da Profa. Sueli, do Prof. Dr. Paulo e do Prof. Dr. Hugo, que possibilitou a minha qualificação, compreendendo as ausências quando foram necessárias.

À Universidade Federal do Rio de Janeiro, pelo ensino com excelente qualidade e materialização do conhecimento por mim buscado.

A todos, que de alguma forma contribuíram, seja com uma palavra de apoio ou alguma correção e sugestão.

RESUMO

SILVA, Carlos Augusto Pereira da. **Avaliação da qualidade da água do rio Formoso, Buritizeiro, MG.** Rio de Janeiro, 2025. Dissertação (Mestrado) - Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 2024.

O presente estudo avaliou o monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Formoso, em Buritizeiro, Norte de Minas Gerais, por meio da análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos. Para isso, foi utilizada a estatística descritiva, com os testes de Mann-Whitney e Kruskal-Wallis. Também foram realizadas a análise de correlação de Pearson e a Análise de Correlação Canônica (ACC). Foi calculado também o percentual de violação dos parâmetros, em relação à Deliberação Normativa nº 08/2022, e o Índice de Qualidade da Água da *National Sanitation Foundation* (IQA-NSF), para avaliar a adequação da qualidade da água aos diferentes níveis de tratamento. As amostras foram coletadas em sete estações de monitoramento, abrangendo onze variáveis: $T_{\text{água}}$ (°C), OD, *E. coli*, DBO, NO_3^- , PO_4^{3-} , Cl^- , Turb, ST, Cl/α . Resultados comparados à Deliberação Normativa nº 08/2022 apontaram diferenças significativas entre os períodos chuvoso e seco, para oito variáveis. Na análise de violação, sete parâmetros apresentaram violações aos limites estabelecidos: *E. coli*, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, pH, fósforo total, turbidez e sólidos totais. O IQA indicou predominância da água com boa qualidade (IQA Bom) durante o período de monitoramento. A ACC mostrou que os dois primeiros eixos de variáveis canônicas explicaram mais de 95% da variabilidade da qualidade da água. No período chuvoso destacaram-se variáveis associadas à poluição orgânica, microbiológica e físico-química. Na estação seca ficaram evidentes as variáveis relacionadas ao processo de autodepuração. Ressalta-se que a água do rio Formoso pode apresentar melhor qualidade com a restauração das zonas ripárias e da implantação de práticas de conservação do solo, a partir de aspectos edafoclimáticos e da vegetação obtidos com a utilização de Sistemas de Informações Geográficas (SIG).

Palavras-chave: Monitoramento; estatística multivariada; rio Formoso; Análise de Correlação Canônica; Índice de Qualidade da Água.

ABSTRACT

SILVA, Carlos Augusto Pereira da. **Evaluation of the water quality of the Formoso river, Buritizeiro, MG.** Rio de Janeiro, 2025. Dissertation (Master's Degree) - Environmental Engineering Program Polytechnic and Chemistry School, Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

The present study evaluated the seasonal monitoring of the water quality of the Formoso River, located in Buritizeiro, Northern Minas Gerais, through the analysis of physical, chemical, and biological parameters. Descriptive statistics were used, including the Mann-Whitney and Kruskal-Wallis tests. Pearson correlation analysis and Canonical Correlation Analysis (CCA) were also performed. Additionally, the percentage of parameter violations in relation to Normative Deliberation nº 08/2022 and the Water Quality Index of the National Sanitation Foundation (WQI-NSF) were calculated to assess the suitability of the water quality for different treatment levels. Samples were collected from seven monitoring stations, covering eleven variables: water temperature ($T_{\text{water}}^{\circ\text{C}}$), dissolved oxygen (DO), *Escherichia coli* (*E. coli*), biochemical oxygen demand (BOD), nitrate (NO_3^-), phosphate (PO_4^{3-}), chloride (Cl^-), turbidity (Turb), total solids (TS), and chlorophyll- α (Chl/ α). Results compared to Normative Deliberation nº 08/2022 revealed significant differences between the rainy and dry periods for eight variables. In the violation analysis, seven parameters showed violations of the established limits: *Escherichia coli*, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, pH, total phosphorus, turbidity, and total solids. The WQI indicated a predominance of water with good quality (Good WQI) during the monitoring period. CCA demonstrated that the first two canonical variable axes explained more than 95% of the variability in water quality. In the rainy season, variables related to organic, microbiological, and physicochemical pollution were highlighted. In the dry season, variables associated with the self-purification process were evident. It is emphasized that the water quality of the Formoso River can be improved through the restoration of riparian zones and the implementation of soil conservation practices, based on edaphoclimatic aspects and vegetation data obtained using Geographic Information Systems (GIS).

Key-words: Monitoring; Multivariate statistics; Formoso River; Canonical Correlation Analysis; Water Quality Index

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Formoso em Buritizeiro - MG .	41
Figura 4.2 - Localização das estações de monitoramento no rio Formoso	46
Figura 4.3 - Coleta na estação de monitoramento FOR03 no período chuvoso	46
Figura 4.4 - Coleta na estação de monitoramento FOR05 no período seco	47
Figura 5.1 - Formas de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio Formoso	54
Figura 5.2 - Precipitação média entre outubro de 2021 e outubro de 2022 na bacia hidrográfica do rio Formoso	55
Figura 5.3 - <i>Box-plot</i> dos parâmetros analisados nos períodos chuvoso e seco (linha mediana, marcador da mediana, linha inferior e superior - quartis - e os <i>outliers</i>) após o teste não paramétrico de Mann-Whitney, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$)	60
Figura 5.4 - <i>Box-plot</i> dos parâmetros analisados por estações de monitoramento (linha mediana, marcador da mediana, linha inferior e superior - quartis - e os <i>outliers</i>), após o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$)	64
Figura 5.5 - <i>Box-plot</i> do IQA (linha mediana, marcador da mediana, linha inferior e superior - quartis - e os <i>outliers</i>) por período.....	72
Figura 5.6 - <i>Box-plot</i> do IQA (linha mediana, marcador da mediana, linha inferior e superior - quartis - e os <i>outliers</i>) por estação de monitoramento	72
Figura 5.7 - Gráfico <i>scree</i> com os autovalores e a variância dos eixos canônicos dos períodos chuvoso (a) e seco (b).....	75
Figura 5.8 - Gráfico <i>biplot</i> para as componentes VC1 e VC2 do período chuvoso ...	83
Figura 5.9 - Gráfico <i>biplot</i> para as componentes VC1 e VC2 do período seco	90
Figura 5.11 - Caixa de contenção de sedimentos em propriedade rural situada na bacia do rio Formoso.....	102
Figura 5.12 - Curvas de nível com sulcos e camalhões em propriedade rural situada na bacia do rio Formoso	102
Figura 5.13 - Ênfase no sulco e no camalhão em curva de nível	103
Figura 5.14 - Bacia de captação de água da chuva implantada em uma estrada rural da bacia do rio Formoso	105
Figura 5.15 - Sarjeta da estrada que conduz a água até a bacia de captação em uma estrada rural da bacia do rio Formoso.....	106
Figura 5.16 - Trecho da estrada rural da bacia que dá acesso ao distrito Sambaíba de Minas e às propriedades rurais da região sem os mecanismos de controle de erosão do solo	106
Figura 5.17 - Mapa de declividade da bacia hidrográfica do rio Formoso	108
Figura 5.18 - Mapa das classes de solos da bacia hidrográfica do rio Formoso.....	110

Figura 5.19 - Mapa do teor de matéria orgânica na bacia hidrográfica do rio Formoso	112
Figura 5.20 - Mapa do risco potencial de erosão do solo na bacia hidrográfica do rio Formoso.....	115
Figura 5.21 - Mapa de vulnerabilidade do solo à erosão na bacia hidrográfica do rio Formoso.....	115
Figura 5.22 - Mapa de erodibilidade do solo na bacia hidrográfica do rio Formoso	117
Figura 5.23 - Mapa da classificação de textura do solo na bacia hidrográfica do rio Formoso.....	118
Figura 5.23 - Mapa de classificação pedológica (a) e de textura do solo (b) na bacia hidrográfica do rio Formoso	118
Figura 5.24 - Mapa do teor de matéria orgânica do solo (a) e erodibilidade (b) na bacia hidrográfica do rio Formoso	119
Figura 5.25 - Sedimentos sobre a ponte e na vereda do Purgatório, afluente do rio Formoso, a jusante da estação de monitoramento FOR03	122
Figura 5.26 - Sedimentos sobre a ponte no rio Formoso, na estação de monitoramento FOR04	123
Figura I.1 - Amostras de OD, da estação FOR05, do período chuvoso (a) e período chuvoso (b), preservadas para serem analisadas no espectrofotômetro (c).....	190
Figura I.2 - Localização da estação de monitoramento SF019 na circunscrição hidrográfica 6 (CH SF6), na Unidade Estratégica de Gestão 2, com os parâmetros indicativos de qualidade da água	191
Figura I.3 (a) - Primeira aba da planilha adaptada para o cálculo do IQA utilizado pelo IGAM com as notas do <i>qi</i> e a porcentagem do <i>qi</i> máximo possível (mês: fevereiro - período chuvoso) (continua).....	193
Figura I.3 (b) - Primeira aba da planilha adaptada para o cálculo do IQA utilizado pelo IGAM com a representação gráfica das notas do <i>qi</i> e a porcentagem do <i>qi</i> máximo possível (mês: fevereiro - período chuvoso) (continua)	194
Figura I.3 (c) - Cálculo do <i>qi</i> do parâmetro <i>E. coli</i> (mês: fevereiro - período chuvoso) (conclusão)	195
Figura I.4 (a) - Primeira aba da planilha adaptada para o cálculo do IQA utilizado pelo IGAM com o as notas do <i>qi</i> e a porcentagem do <i>qi</i> máximo possível (mês: setembro - período seco) (continua)	196
Figura I.4 (b) - Primeira aba da planilha adaptada para o cálculo do IQA utilizado pelo IGAM com a representação gráfica das notas do <i>qi</i> e a porcentagem do <i>qi</i> máximo possível (mês: setembro - período seco) (continua).....	197
Figura I.4 (c) - Cálculo do <i>qi</i> do parâmetro pH (mês: setembro - período seco) (conclusão)	198
Figura II.1 - Diagrama de correlação de Pearson entre os parâmetros para o período chuvoso	201
Figura II.2 - Diagrama de correlação de Pearson entre os parâmetros para o período chuvoso	201

Figura III.1 - Áreas ripárias nas estações de monitoramento FOR01 (a) e (b); FOR03 (c) com a presença da palmeira Buriti (<i>Mauritia Flexuosa</i>), e área de eucalipto com folhas e galhos caídos no solo em uma região próxima à estação de monitoramento FOR01 (d)	204
Figura III.2 - Aspecto visual da Turb. da água nas estações de monitoramento FOR06 (a) e FOR07 (b) no período chuvoso.....	205
Figura III.3 - Estação de monitoramento FOR01 (a) e (b) com solo e gramíneas típicos de veredas, capim de pasto e restos de vegetação e de fezes bovinas em decomposição no período seco	205
Figura III.4 - Estações de monitoramento FOR02 (a) com vegetação aquática e FOR05 (b) com musgos e capim fixados nas lajes (seta vermelha) no período seco	206
Figura III.5 - Pequenos peixes na estação de monitoramento FOR02 no fim do período chuvoso	206
Figura IV.1 - Fitofisionomia de Veredas no médio curso (a) e de no baixo curso (b) no rio Formoso.....	208
Figura VI.2 - Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica e na APP do rio Formoso	209
Figura VI.3 - Fitofisionomias encontradas na bacia hidrográfica do rio Formoso de acordo com a base de dados da IDE-Sisema	210

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Frequência da ocorrência de parâmetros fora dos limites normativos da DN nº 08/2022 no decorrer do monitoramento	65
Gráfico 2 - Frequência da ocorrência de parâmetros fora dos limites estabelecidos da DN nº 08/2022 por período monitorado.....	65
Gráfico 3 - Frequência de ocorrência das classes do IQA nos meses monitorados no rio Formoso.....	68
Gráfico 4 - Frequência de dados dos parâmetros que mais influenciaram o IQA durante os períodos chuvoso e seco.....	70
Gráfico I.1 - Frequência de ocorrência das classes do IQA nos meses monitorados no rio Formoso.....	192
Gráfico I.2 - Frequência de ocorrência das classes do IQA nos meses monitorados no rio Formoso.....	192

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 - Trabalhos de avaliação de dados de monitoramento da qualidade das águas com aplicação das técnicas estatísticas multivariadas	31
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Pesos para as variáveis incluídas no IQA-NSF	36
Tabela 3.2 - Escala de cores e valores do IQA-NSF	37
Tabela 3.3 - Classes do IQA e seu significado	39
Tabela 4.1 - Classes de declividade do modelo digital de elevação	43
Tabela 4.2 - Estações de monitoramento e sua localização no rio Formoso	44
Tabela 4.3 - Recipientes e formas de armazenamento empregados nas coletas das amostras	48
Tabela 4.4 - Parâmetros analisados da água do rio Formoso, unidades de medida, métodos analíticos e limites de detecção (conclusão)	49
Tabela 5.1 - Classes de uso e cobertura da terra com suas respectivas na bacia hidrográfica do rio Formoso	54
Tabela 5.2 - Coeficientes de correlação canônica das variáveis originais na definição das quatro variáveis canônicas no período chuvoso	76
Tabela 5.3 - Coeficientes de correlação canônica das variáveis originais na definição das quatro variáveis canônicas no período seco (continua)	84
Tabela 5.4 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: declividade na bacia hidrográfica	108
Tabela 5.5 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: classes de solo na bacia hidrográfica	109
Tabela 5.6 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: teor de matéria orgânica	112
Tabela 5.7 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: risco potencial de erosão do solo	114
Tabela 5.8 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: Vulnerabilidade do solo à erosão	114
Tabela 5.9 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: Erodibilidade do solo	117
Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (continua)	158
Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (continua)	159
Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (continua)	160
Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (continua)	161

Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (continua)	162
Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (conclusão)	163
Tabela I.2 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água nos períodos chuvoso e seco	164
Tabela I.3 - Resultados do teste não paramétrico de Mann-Whitney, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), aplicado às concentrações dos parâmetros de qualidade da água para identificar a variação entre os períodos	165
Tabela I.4 - Resultados do teste não paramétrico de Mann-Kendall e sazonal de Mann-Kendall, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), aplicado às concentrações dos parâmetros de qualidade da água para indicar a tendência temporal dos parâmetros	165
Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)	166
Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)	167
Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)	168
Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)	169
Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)	170
Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)	171
Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (conclusão)	172
Tabela I.6 - Resultados do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), aplicado à comparação entre as estações de monitoramento em relação aos parâmetros de qualidade da água.	172
Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável $T_{\text{água}}$, realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)	173

Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável Cl^- , realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)	174
Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável OD, realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)	175
Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável <i>E. coli</i> , realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)	176
Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável $DBO_{5,20}$, realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)	177
Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável pH, realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)	178
Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável NO_3^- , realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)	179
Tabela I.7 - Resultados do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, realizado após o teste de Kruskal-Wallis para a variável PO_4^{3-} , ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)	180
Tabela I.7 - Resultados do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, realizado após o teste de Kruskal-Wallis para a variável Turbidez, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)	181
Tabela I.7 - Resultados do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, realizado após o teste de Kruskal-Wallis para o parâmetro PO_4^{3-} , ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)	182
Tabela I.7 - Resultados do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, realizado após o teste de Kruskal-Wallis para o parâmetro Cl/α , ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (conclusão)	183
Tabela I.8 - Dados brutos do IQA nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, utilizados para obtenção das medidas descritivas (continua)	184
Tabela I.8 - Dados brutos do IQA nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, utilizados para obtenção das medidas descritivas (continua)	185

Tabela I.8 - Dados brutos do IQA nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, utilizados para obtenção das medidas descritivas (continua)	186
Tabela I.8 - Dados brutos do IQA nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, utilizados para obtenção das medidas descritivas (continua)	187
Tabela I.9 - Medidas descritivas das variáveis de qualidade da água nos períodos chuvoso e seco	188
Tabela I.10 - Resultados do teste não paramétrico de Mann-Whitney, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), aplicado ao IQA para identificar a variação entre os períodos	188
Tabela I.11 - Resultados do teste não paramétrico de Mann-Kendall, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), aplicado às concentrações dos parâmetros de qualidade da água para indicar a tendência temporal do IQA	189
Tabela I.12 - Resultados do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, realizado após o teste de Kruskal-Wallis para o IQA, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento	189
Tabela III.1 - Scores das Variáveis Canônicas (FOR01 a FOR07) em relação aos componentes canônicos (CAN1 a CAN6), com as contribuições positivas e negativas de cada variável para a formação de cada componente no período chuvoso	203
Tabela III.2 - Scores das Variáveis Canônicas (FOR01 a FOR07) em relação aos componentes canônicos (CAN1 a CAN6), com as contribuições positivas e negativas de cada variável para a formação de cada componente no período seco	203
Tabela I.1 - Limite dos parâmetros de qualidade das águas superficiais analisados neste estudo para rios classe 1, 2, 3 e 4 de acordo com a DN COPAM/CERH nº 08/2022	212
Tabela II.1 - Equações das faixas de Coliformes Termotolerantes, Fecais e <i>Escherichia Coli</i> para o cálculo do IQA	213
Tabela III.1 - Equações das faixas de pH para o cálculo do IQA (continua)	213
Tabela IV.1 - Equações das faixas de pH para o cálculo do IQA (conclusão)	214
Tabela V.1 - Equações das faixas da DBO para o cálculo do IQA	214
Tabela VI.1 - Equações das faixas da concentração de NO_3^- para o cálculo do IQA	215
Tabela VII.1 - Equações das faixas da concentração de PO_4^{3-} para o cálculo do IQA	216
Tabela VIII.1 - Equações das faixas de Temperatura para o cálculo do IQA	217
Tabela IX.1 - Equações das faixas de Turbidez para o cálculo do IQA	217
Tabela X.1 - Equações das faixas de Sólidos Totais para o cálculo do IQA	218
Tabela XI.1 - Equações das faixas de percentual de saturação de OD para o cálculo do IQA	219

LISTA DE SIGLAS E ABREVIações

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

AC - Análise Cluster

ACC - Análise de Correlações Canônicas

ACP - Análise de Componentes Principais

AD - Análise Discriminante

AF - Análise Fatorial

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

APHA - *American Public Health Association*

APP - Área de Preservação Permanente

ATP - Adenonisina trifosfato

AWWA - *American Water Works Association*

BMP - *Best Management Practices*

CAR - Cadastro Ambiental Rural

CETESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo

CERH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CHIRPS - *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation With Station data*

CO₃²⁻ - Carbonato

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais

CF - Coliformes fecais

Cl⁻ - Cloreto

Cl/α - Clorofila-α

CP - Componentes Principais

CT - Coliformes totais

CV - Coeficiente de Variância

DBO - Demanda bioquímica de oxigênio

DER - Departamento de Estradas e Rodagem

DN - Deliberação Normativa

DP - Desvio Padrão

E. coli - *Escherichia coli*

EEA - *European Environment Agency*

GNSS - *Global Navigation Satellite System*

GPS - *Global Position System*

HCO₃⁻ - Bicarbonato

H₂CO₃ - Ácido carbônico

IDE-Sisema - Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas

INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária

IQA - Índice de Qualidade das Águas

KW - Kruskal Wallis

MDE - Modelo Digital de Elevação

NASA - Naional Aeronautics and Space Administration

NO₃⁻ - Nitrato

NSF - *National Santation Foundation*

NMP - Número mais provável

OD - Oxigênio dissolvido

PERH - Política Estadual de Recursos Hídricos

pH - Potencial hidrogeniônico

PNQA - Programa Nacional de Avaliação da Qualidade da Água

PT - **Fósforo total**

PO₄³⁻ - Fosfato

PPP - Princípio do poluídor-pagador

PRA - Programa de Regularização Ambiental

PTRD - Projeto Técnico de Reconstituição da Flora

RUSLE - *Revised Universal Soil Loss Equation*

SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto

SDT - Sólidos Dissolvidos Totais

SEMAD - Secretária de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável

SICAR - Sistema de Cadastro Ambiental Rural

SIG - Sistema de Informações Geográficas

SISEMA - Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

SMWW - *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*

SS - Sólidos Suspensos

SSI - Sólidos Suspensos Inorgânicos

SSO - Sólidos suspensos orgânicos

SST - Sólidos suspensos totais

ST - Sólidos totais

T_{água} - Temperatura da água

TDH - Tempo de detenção hidráulica

Turb - Turbidez

UEG - Unidades estratégicas de gestão

UNEP - *United Nations Environment Programme*

UNESCO - *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*

UNT - Unidades Nefelométrica de Turbidez

USEPA - *United States Environmental Protection Agency*

USLE - *Universal Soil Loss Equation*

VC - Eixos de variáveis canônicas

WEF - *Water Environment Federation*

WEPP - *Water Erosion Forecast Project*

WHO - *World Health Organization*

WQP - *Water Quality Portal*

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	XXIV
LISTA DE GRÁFICOS	XXVII
LISTA DE QUADROS	XXVIII
LISTA DE TABELAS	XXIX
LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES	XXXIII
1 INTRODUÇÃO	17
1.1 Justificativa	20
2 OBJETIVO GERAL	22
2.1 Objetivos específicos	22
3 REVISÃO DE LITERATURA	23
3.1 Monitoramento da qualidade da água de rios	23
3.2 Qualidade da água em bacias hidrográficas agrossilvipastoris	25
3.3 Variáveis de interesse para avaliação da qualidade da água	28
3.4 Métodos de estatística multivariada aplicados à análise dos dados de qualidade da água	29
3.4.1 Análise de Agrupamento (<i>Cluster Analysis</i>)	31
3.4.2 Análise de Componentes Principais/Análise Fatorial (ACP/AF)	32
3.4.3 Análise de Correlações Canônicas (ACC)	34
3.5 Índice de Qualidade da Água da <i>National Sanitation Foundation</i> (IQA-NSF) e o seu uso pelo IGAM	35
4 MATERIAL E MÉTODOS	40
4.1 Localização e caracterização geográfica e sociodemográfica da área de estudo	40
4.2 Aspectos ambientais da área de estudo: meio físico e biótico	40
4.3 Análise geoespacial da bacia hidrográfica e da zona ripária do rio Formoso	42
4.4 Estações de monitoramento da água	44
4.5 Metodologia de coleta	47
4.6 Parâmetros analisados e as metodologias de análise	48
4.7 Banco dados, análise descritiva e avaliação de violação dos parâmetros em relação aos limites de referência da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 08/2022	49
4.8 Índice de Qualidade da Água (IQA) e sua análise descritiva	51
4.9 Correlação de Pearson e a Análise de Correlação Canônica (ACC)	52
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	53

5.1	Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Formoso	53
5.2	Temperatura e precipitação na bacia hidrográfica do rio Formoso	55
5.3	Análise dos parâmetros de qualidade da água e a comparação com a DN COPAM/CERH nº 08/2022	55
5.3.1	Avaliação sazonal da qualidade da água	55
5.3.2	Avaliação sazonal da qualidade da água por estação de monitoramento	62
5.3.2	Análise do percentual de violação dos limites estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM/CERH nº08/2022	65
5.6	Análise descritiva do Índice de Qualidade da Água (IQA).....	67
5.4	Análise de Correlação de Pearson	72
5.5	Análise de Correlações Canônicas	75
5.7	Medidas mitigadoras para a melhoria da qualidade de água do rio Formoso	90
5.7.1	Mapeamento e análise das áreas ripárias por meio de Sistema de Informação Geográfica (SIG) de acordo com a legislação ambiental	93
5.7.2	Restauração dos serviços ecossistêmicos das zonas ripárias da bacia do rio Formoso	97
5.7.3	Medidas para o controle da erosão do solo na bacia hidrográfica do rio Formoso.....	100
6	CONCLUSÃO	124
	REFERÊNCIAS	127
	APÊNDICE I	156
	APÊNDICE II	199
	APÊNDICE III	202
	APÊNDICE IV	207
	ANEXO I	211

1 INTRODUÇÃO

A degradação da qualidade da água em rios, lagos e águas subterrâneas se tornou um problema ambiental global (BEHMEL *et al.*, 2016). Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos foram afetados pela elevada carga de poluentes, principalmente, devido às atividades antrópicas (como o lançamento de águas residuárias domésticas, lixiviados de resíduos sólidos, efluentes industriais e escoamento das atividades agrícolas) (KAZI *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2010; TIAN *et al.*, 2019).

Nesse sentido, o monitoramento qualitativo é fundamental para avaliar as variações espaciais e temporais, bem como para a gestão da água e o controle da poluição (MELO *et al.*, 2020). Isso possibilita que diferentes ações como o planejamento, a outorga, a cobrança e o enquadramento dos cursos de água sejam implementadas, além de possibilitar a caracterização e análise de tendências em bacias hidrográficas (ANA, 2011). Essas estratégias são importantes para o manejo sustentável do uso dos recursos hídricos.

Esses programas são importantes e produzem extensos e complexos banco de dados que compreendem diversos parâmetros de qualidade da água, haja vista serem realizados por longos períodos e em várias estações de monitoramento. Essa circunstância dificulta a extração de informações claras e precisas, cruciais para uma gestão eficaz da qualidade da água, sendo necessário o uso de técnicas para interpretar esses dados (DIXON e CHISWELL, 1996; TRINDADE, 2013).

Dessa maneira, o uso de técnicas estatísticas multivariadas buscam reduzir ou eliminar a dificuldade de compreensão desses complexos conjuntos de informações, servindo como uma excelente ferramenta exploratória. Essas técnicas, conforme descrito por Simeonov *et al.*, (2003); Singh *et al.*, (2004); Li, Xu e Li, (2009); Bhat *et al.*, (2014); Fan, *et al.*, (2014) auxiliam na extração de informações como: a variação espacial e sazonal dos parâmetros entre os diferentes períodos e as estações de monitoramento; o reconhecimento dos parâmetros alterados pelas tendências sazonais e a identificação e análise dos usos e a qualidade da água.

Os métodos estatísticos mais aplicados são a Análise de Componentes Principais (ACP), Análise de Cluster (CA), Análise Fatorial (AF) e Análise de Correlação Canônica (ACC), que auxiliam na obtenção de uma melhor compreensão

da dinâmica espacial e temporal da qualidade da água (SINGH *et al.*, 2004; NOORI *et al.*, 2010; DUTTA; DWIVEDI e KUMAR, 2018; HAMIL *et al.*, 2018).

Além desses métodos, outra forma de avaliar a qualidade da água e suas variações é por meio do uso de indicadores de qualidade da água (IQA) que podem ser utilizados de maneira isolada (SHAH e JOSHI, 2015; CETESB, 2022; IGAM, 2022) ou associados às técnicas estatísticas multivariadas (FREIRE *et al.*, 2021; LOPES *et al.*, 2021; BRAGA *et al.*, 2022).

Esses indicadores também visam transformar um conjunto complexo de dados em um único valor indicativo de sua qualidade (HORTON, 1965; BROWN *et al.*, 1970), refletem sua adequação para diferentes usos (WU *et al.*, 2018) e apresentam as mudanças espaciais e sazonais na qualidade da água de corpos hídricos (ŞENER, ŞENER e DAVRAZ, 2017; TIAN *et al.*, 2019, IGAM, 2022).

Ambos os métodos são relevantes para a avaliação qualitativa dos corpos hídricos e são úteis para estabelecimento de diretrizes para a gestão de bacias hidrográficas. Sobre essa gestão, em alguns estudos, os métodos estatísticos multivariados e os indicadores de qualidade da água consistiram em uma ferramenta para identificar os aspectos dos corpos hídricos e contribuir para a implementação de políticas eficazes de gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas (SINGH *et al.*, 2004; CALAZANS *et al.*, 2018; SIMONETTI *et al.*, 2019; ANDRADE COSTA *et al.*, 2020; VAROL, 2020; SAHA *et al.*, 2022; SILVA *et al.*, 2023).

Nesse contexto, a gestão dos recursos hídricos, visando à melhoria da qualidade da água, pode ser implantada mediante a aplicação das melhores práticas de manejo em bacias hidrográficas, em inglês, *Best Management Practices* (BMPs), que consiste em uma gama de estratégias e abordagens integradas em bacias hidrográficas. Tais estratégias incluem o uso dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG), práticas mecânicas de conservação do solo e da água e a preservação, conservação e restauração da floresta das áreas de preservação permanentes ripárias (APPs).

Esse conceito se fundamenta na pesquisa realizada feita por Mello *et al.*, (2018) na qual se estabeleceu que a gestão de bacias hidrográficas e a necessidade de preservação da vegetação nativa são fundamentais para a prestação de serviços ecossistêmicos, sobretudo, aqueles relacionados à água. A gestão de bacias hidrográficas, conforme Mander *et al.*, (2008) e Callisto *et al.*, (2019) envolve a

integração de todos os fatores ambientais, sociais e econômicos para conservar o solo, a vegetação e os recursos hídricos em benefício da sociedade humana.

No que se refere à proteção, conservação e a restauração da vegetação nativa, como prática de gestão de manejo de bacias hidrográficas, sua efetividade encontra embasamento legal mediante a aplicação da Lei de Proteção da Vegetação Nativa, a Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, alterada pela Lei nº 12.727 de 17 de outubro de 2012, através dos seus instrumentos, como o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e o Programa de Regularização Ambiental (PRA) (BRANCALION *et al.*, 2016; BRASIL, 2012a; 2012b). No estado de Minas Gerais essa política estabelecida pela Lei nº 20.922, de 16 de outubro de 2013 (MINAS GERAIS, 2013).

Diante do contexto apresentado, o presente estudo avaliou a qualidade da água do rio Formoso, em Buritizeiro, Minas Gerais, utilizando a estatística descritiva, seguidos dos testes *post-hoc* e técnicas estatísticas multivariadas. Inicialmente, os dados foram analisados por períodos (chuvoso e seco) e por estações de monitoramento visando a obtenção das medidas de tendência central e distribuição dos dados.

Este trabalho também avaliou o percentual de violação dos parâmetros de qualidade da água, conforme os limites estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 08/2022. Essa análise permitiu identificar a frequência de não conformidade aos padrões normativos, destacando os parâmetros mais críticos. Foi calculado também o Índice de Qualidade da Água (IQA), com base na equação adotada pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). O IQA foi calculado para cada período e por estação de monitoramento, proporcionando uma síntese eficiente das condições ambientais do curso hídrico.

Aos resultados obtidos, foram aplicados os testes não paramétricos de Mann-Whitney, Kruskal-Wallis, de Mann-Kendall e Sazonal de Mann-Kendall, todos ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), que possibilitaram a avaliação das diferenças entre os períodos e as estações de monitoramento, bem como a tendências temporal dos parâmetros. Aos resultados do IQA foram aplicados os mesmos testes estatísticos acima mencionados, incluindo as análises *post-hoc*, com o objetivo de identificar diferenças significativas em todo o período observado.

A Análise de Correlações Canônicas (ACC) foi empregada para investigar associações multivariadas mais complexas. O uso da ACC destacou os principais

parâmetros de qualidade da água influenciados pela sazonalidade, bem como aqueles que exerceram maior impacto em cada estação de monitoramento. Essa abordagem multivariada permitiu reduzir a dimensionalidade do conjunto de dados, mas mantendo sua qualidade e indicando quais variáveis que mais influenciaram na qualidade da água do corpo hídrico.

O estudo também propõe medidas mitigadoras direcionadas à melhoria da qualidade da água do rio Formoso, sendo essas ações: 1) o mapeamento e análise das áreas ripárias por meio de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), em conformidade com a legislação ambiental; (2) a restauração dos serviços ecossistêmicos nas zonas ripárias da bacia do rio Formoso; e (3) a implementação de medidas para o controle da erosão do solo na bacia hidrográfica. Essas iniciativas buscam não apenas mitigar os impactos existentes, mas também contribuir para a conservação, preservação e recuperação do rio Formoso.

Com a integração dessas medidas e abordagens, o presente trabalho fornece subsídios robustos para o monitoramento, gestão e conservação da qualidade da água, oferecendo uma base científica e prática para a formulação de políticas e ações ambientais eficazes.

1.1 Justificativa

O presente estudo justifica-se por analisar os dados qualitativos da água do rio Formoso, curso hídrico da bacia hidrográfica do rio São Francisco, situado em Buritizeiro, Minas Gerais, na qual são desenvolvidas, na totalidade da bacia, atividades agrossilvipastoris. No decorrer da pesquisa, por meio de um monitoramento contínuo e sazonal, faz-se a comparação da água do rio com a Deliberação Normativa nº 08/2022, que trata da classificação dos corpos d'água em razão das variáveis qualitativas.

Além disso, sua relevância é observada pela aplicação de técnicas estatísticas descritivas e multivariadas e na aplicação do Índice de Qualidade da Água (IQA), índice utilizado pelo IGAM, os quais foram úteis para a avaliação sazonal da qualidade de suas águas e a observação dos parâmetros qualitativos mais importantes. O presente estudo poderá servir também como um direcionamento do

órgão gestor e aos empreendimentos e propriedades agrossilvipastoris às ações de manejo que devem ser adotadas.

A pesquisa mostra sua importância também por mostrar similaridade com o monitoramento realizado pelo IGAM, através do programa de monitoramento de qualidade das águas superficiais e subterrâneas, executado desde 1997, no estado de Minas Gerais, que tem como um dos objetivos a identificação da variação da qualidade da água em períodos específicos. Ademais, este estudo constituirá um pequeno acervo de pesquisas, no âmbito acadêmico, realizadas neste curso hídrico e nesta hidrográfica.

2 OBJETIVO GERAL

Analisar a qualidade da água do rio Formoso, em Buritizeiro, Minas Gerais, utilizando técnicas estatísticas descritivas, multivariadas e pelo IQA, com base nos dados obtidos no monitoramento contínuo realizado em oito meses, abrangendo os períodos de maior e menor precipitação.

2.1 Objetivos específicos

- Comparar os resultados dos parâmetros de qualidade da água com limites estabelecidos na Deliberação Normativa nº 08/2022;
- Identificar as principais variáveis que alteraram a qualidade da água nos períodos chuvoso e seco por meio da análise estatística multivariada, utilizando-se o método de Análise de Correlações Canônicas (ACC);
- Obter uma classificação para a água do corpo hídrico de acordo com o IQA-IGAM;
- Propor medidas que promovam a melhoria da qualidade da água do rio Formoso.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Monitoramento da qualidade da água de rios

Os cursos de água representam a principal fonte de recursos para uma variedade de fins, incluindo uso doméstico, industrial e para irrigação, conforme indicado por YU *et al.*, (2003). Ademais, eles possuem um papel significativo ao absorver o escoamento proveniente das zonas agrícolas e os resíduos provenientes de atividades domésticas e industriais. Toledo e Nicolella (2002) os definem como sistemas complexos devido ao uso da terra, da geologia, do tamanho e formas das bacias de drenagem, além das condições climáticas locais.

Portanto, é de extrema importância para a prevenção e gestão da poluição possuir dados relativos à qualidade das águas, como afirmado por SINGH *et al.*, (2004). Em grande parte das nações, a avaliação da qualidade das águas evoluiu para um tópico de grande relevância nos anos recentes, especialmente devido às inquietações em relação à futura escassez de água potável, conforme destacado por VAROL *et al.*, (2012).

Neste contexto, o acompanhamento de sua qualidade é importante a fim de que seja desenvolvida uma base de dados para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos (SIMEONOV *et al.*, 2003; SHRESTHA e KAZAMA, 2007; STROBL e ROBILLARD, 2008; BEHMEL *et al.*, 2016) e obtenção de avaliações confiáveis de sua qualidade (AYOKO *et al.*, 2007). Esse monitoramento tem a finalidade de realizar os estudos específicos, a calibração de modelos, a avaliação periódica da qualidade das águas, a avaliação do atendimento à legislação, a avaliação de desempenho, o controle operacional e os estudos emergenciais (VON SPERLING, 2014).

Nos Estados Unidos, esse monitoramento ocorre nos estados, nas agências locais e nas universidades por meio da EPA. Os dados gerados são armazenados Portal de Qualidade da Água (*Water Quality Portal - WQP*), através da assistência da EPA, do Serviço Geológico Americano e do Conselho Nacional de Qualidade de Água (NWQMC).

No continente europeu, pela Diretriz 2000/60/EC (*Water Framework Directive - WFD*), determinou-se uma nova estrutura de gestão dos recursos hídricos coordenada pela Agência Ambiental Europeia (*European Environment Agency-EEA*) para o

acompanhamento da qualidade da água nos países membros. No Brasil, em nível federal, desde 2014, há uma Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas (RNQA) (BRASIL, 2013), que faz parte do Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA), implantado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Portanto, o monitoramento, em geral, se dá por órgãos ambientais federais, estaduais, companhias de saneamento e empresas do setor elétrico.

O Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água - QUALIÁGUA (ANA, 2016), organizado pela ANA, determina objetivos a serem cumpridos por três grupos de estados, de acordo com a capacidade para execução do monitoramento. Ainda, de acordo com a ANA (2016) cada grupo é composto pelos estados que se enquadram na situação de regularidade fiscal, a fim de aumentar a capacidade do monitoramento, a qualificação e a capacitação de técnicos e de laboratórios credenciados.

Em Minas Gerais, o Programa Águas de Minas, sob a coordenação do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), monitora a qualidade das águas superficiais e subterrâneas do estado. A partir de 1997, dados da qualidade das águas e informações fundamentais ao gerenciamento efetivo dos recursos hídricos foram gerados pelo programa (IGAM, 2011).

No Brasil, a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005, alterada pelas Resoluções CONAMA Nº 393/2007, nº 397/2008, Nº 410/2009 e nº 430/2011, define o monitoramento “como a medição e verificação de parâmetros de qualidade da água, que pode ser contínua ou periódica, utilizada para o acompanhamento da condição e controle da qualidade do corpo de água” (BRASIL, 2005). Essa concepção, essencialmente, também define o monitoramento no Estado de Minas Gerais, através da Deliberação Normativa Conjunta do Conselho de Política Ambiental e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (COPAM/CERH) nº 08/2022 para a análise das águas superficiais.

Dessa forma, o monitoramento da qualidade da água abrange não somente coletas e análise dos dados, mas a elaboração de relatórios e a divulgação das informações obtidas (BOYACIOĞLU e BOYACIOĞLU, 2008), fazendo uso de um programa sistemático que mostre a verdadeira estimativa de sua qualidade (TRINDADE, 2013).

São analisados os parâmetros físicos, químicos e biológicos que caracterizam a água, tendo em vista as variações que sofrem no tempo e no espaço (ANDRADE *et al.*, 2007), e apresentando provas concretas para respaldar a elaboração de escolhas relacionadas a assuntos de saúde e ecologia (SIMEDO *et al.*, 2018).

3.2 Qualidade da água em bacias hidrográficas agrossilvipastoris

Segundo Matsuyama (1992); Tiffin e Irz (2006); Awokuse e Xie (2015); Loizou *et al.*, (2019), a atividade agrícola intensifica o crescimento econômico. Da mesma forma, Johnston e Mellor (1961); Brown (1967) e Sinabell (2009) constataam que a agricultura compõe um processo de produção essencial para as sociedades e economias.

Tendo isso em vista, Janvry e Sadoulet (2020) apontam que o avanço da produtividade na agricultura leva ao desenvolvimento, à transformação estrutural e à industrialização aos países mais desenvolvidos economicamente. Nesse sentido, Cincotta, Wisneswski e Engelman (2000) e Tilman *et al.*, (2001) também explicam que o crescimento econômico e populacional nos países em desenvolvimento se dá com o aumento de pressões para a conversão de habitat natural e a intensificação agrícola.

Com base em pesquisas recentes, Gerland *et al.*, (2014) concluem que o número de pessoas no mundo pode subir para 12,3 bilhões até 2100, que, segundo Tilman *et al.*, (2002) e Tilman e Clark (2015), levarão a agricultura a dobrar sua produção de alimentos a fim de suprir a demanda de toda a população. Para isso, o crescimento dos rendimentos agrícolas deve ser alcançado por meio da intensificação e expansão da agricultura acompanhada pelo suprimento suficiente de água, garantindo um melhor crescimento da safra e sobrevivência do rebanho (McNEILL *et al.*, 2017).

Entretanto, cabe mencionar que, apesar de sua importância, estudos apontam que as atividades agrícolas são responsáveis pela diminuição da qualidade da água (SETIA *et al.*, 2015; MELLO *et al.*, 2018; WU e LU, 2018). A redução de sua qualidade está associada à ampla utilização de nitrogênio (N) e fósforo (P) em solos agrícolas (CHOTPANTARAT e BOONKAEWWAN, 2018), além da produção de sedimentos (RISAL *et al.*, 2020) que são drenados para os rios. As cargas de N e P propiciam a floração de cianobactérias que esgotam os níveis de oxigênio, matam peixes,

prejudicam o crescimento da vegetação da aquática e reduzem a biodiversidade (CARPENTER *et al.*, 1998; McDOWELL *et al.*, 2004).

Nessa linha, Ni *et al.*, (2021) observaram o acréscimo de sólidos suspensos totais, Nitrogênio Total e Fósforo total, na região do delta do rio Mississippi, devido às atividades agrícolas. Em duas bacias hidrográficas agrícolas na região de Navarra, Espanha, também foi observado o aumento das concentrações de sedimentos, nitrato e fosfato (CASALÍ *et al.*, 2008). De acordo com Mello *et al.*, (2018), a atividade agrícola foi a principal responsável pelo aumento da turbidez, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos inorgânicos (SSI), sólidos suspensos orgânicos (SSO), nitrogênio total, fósforo total (PT), coliformes totais (CT) e coliformes fecais (CF) em três bacias experimentais agrícolas na região Sudeste do Brasil.

Apesar disso, as florestas, principalmente as plantadas, têm grande relevância para a diminuição da pobreza, da segurança alimentar, da energia renovável e da mitigação das pressões sobre as nativas, que são importantes para a redução de alterações climáticas, conservação da biodiversidade e subsistência local sustentável (SEDJO e BOTKIN, 1997; BULL *et al.*, 2006, ICPF, 2013).

Cabe salientar, todavia, que as florestas também influenciam na qualidade da água. A exemplo disso, Matos (2010) descreve que a silvicultura é responsável pelo aumento do escoamento superficial na fase de crescimento, até o fechamento das copas das árvores, e na colheita da madeira. Outro fator é a contaminação das águas superficiais, em razão da utilização de fertilizantes e pesticidas na fase de implantação. Apesar disso, benefícios como a diminuição na erosão do solo, a redução no escoamento superficial e melhoria nas propriedades físicas e químicas do solo também são observados.

Garmendia *et al.*, (2012) pontuam que as monoculturas de espécies perenes de rápido crescimento são, por exemplo, as causas do aumento da turbidez da água decorrente do escoamento superficial. Clarke *et al.*, (2015) observaram que as atividades relacionadas ao preparo do local de plantio e a aplicação de fertilizantes afetam a qualidade da água em regiões rurais, uma vez que intensificam o transporte de nutrientes para os rios.

Cruz *et al.*, (2016) verificaram que, no Sul do Brasil, em duas bacias hidrográficas rurais pareadas, houve incremento de sólidos dissolvidos, da alcalinidade e de cálcio devido à introdução da silvicultura de eucalipto na água. No

Chile, Fierro *et al.*, (2017) constataram que a água de bacias hidrográficas ocupadas por agricultura e florestas exóticas tiveram elevados índices de nitratos, condutividade, sólidos suspensos e cor aparente, ao serem confrontados com regiões de floresta nativa virgem.

No leste da Finlândia, ações intensivas de manejo florestal, como, por exemplo, o corte raso, provocaram o aumento e as concentrações de fósforo, fosfato, N_{total} , $N-NO_3^-$, NH_4^+ e Fe^{3+} em duas bacias hidrográficas (AHTIANEN, 1992). Além dessas implicações, estas atividades podem reduzir a qualidade da água superficial, devido ao transporte de poluentes de origem difusa, causado pelo escoamento superficial e sedimentos (SALEH *et al.*, 2004), e elevar as descargas de materiais particulados em suspensão e carbono orgânico particulado (PERAZA-CASTRO *et al.*, 2018).

Cabe salientar que, ainda que a qualidade da água seja modificada pela silvicultura, o manejo adequado da atividade pode contribuir para a preservação de sua boa qualidade por meio de melhores práticas de manejo florestal, *Best Management Practices* (BMPs), tal como ocorre nos Estados Unidos (PHILLIPS e BLINN, 2004; CRISTAN *et al.*, 2016).

No que tange à pecuária, entende-se que é uma mercadoria chave para o bem-estar humano, pois tem importância para o fornecimento de alimentos, renda, emprego e nutrientes (PERRY e SONES, 2007). Segundo a FAO (2006 a, b), houve um crescimento na produção de bovinos em razão da demanda por produtos da pecuária para o consumo humano, associada à disponibilidade de terras e sistemas de operação animal mais concentrados.

No Brasil, a pastagem é o principal uso antrópico da terra e figura como o segundo maior produtor e exportador de carne bovina do mundo (USDA, 2019). No entanto, embora a pecuária tenha grande relevância social e econômica, Matos (2010) afirma que a água superficial e subterrânea pode ser contaminada por elementos inorgânicos e orgânicos.

Nesse contexto, Hooda *et al.*, (2000) afirmaram que, em locais de pecuária, a grande perda de nutrientes, principalmente N e P, efluentes agrícolas, silagem e lama, no escoamento superficial e/ou por lixiviação, são as principais causas de degradação da qualidade da água superficial e subterrânea. No que se refere a poluentes inorgânicos, Adelana *et al.*, (2020) verificaram, na bacia de Gippsland Central, no sudeste da Austrália, um aumento de concentrações de NO_3^- oriundas das pastagens

leiteiras e da horticultura. Em estudo realizado em duas bacias hidrográficas situadas na região noroeste do Estado de São Paulo, Molina *et al.*, (2017) observaram elevadas concentrações de sólidos totais dissolvidos, pH e temperatura, associados ao uso do solo por pastagem.

Quanto à poluição biológica da água na Carolina do Sul, Janzen, Bodini e Luszcz (1974) concluíram que a contaminação fecal atingiu rios que passam por fazendas produtoras de leite. Hooda *et al.*, (2000) afirmaram que os resíduos de bovinos, particularmente não tratados, e as fezes de rebanhos que são criados na pastagem, podem carregar uma variedade de patógenos, bactérias e protozoários, além de representar um risco potencial à saúde humana e animal.

Nesse contexto, segundo Bortoletto *et al.*, (2015) e Giri e Qiu (2016), chega-se à conclusão de que o monitoramento das águas que se encontram tanto na superfície quanto no subsolo desempenha um papel fundamental na gestão apropriada de agroecossistemas, uma vez que possibilita a descrição e avaliação de padrões em bacias hidrográficas.

3.3 Variáveis de interesse para avaliação da qualidade da água

A qualidade da água pode ser representada pelos parâmetros que refletem suas características físicas, químicas e biológicas, para a água no ambiente e em função do seu uso previsto (VON SPERLING, 2014). No que se refere à utilização, a água é importante ao abastecimento doméstico e industrial, à irrigação, geração de energia elétrica, navegação, assimilação e transporte de poluentes, preservação da flora e fauna, aquicultura e recreação (BRAGA *et al.*, 2005).

Contudo, de acordo com o IGAM (2008), usos como o abastecimento doméstico e industrial e a irrigação causa poluição constante e interferem na qualidade da água. Dessa forma, cada tipo de uso possui características específicas quantos aos poluentes transportados. Os esgotos domésticos são constituídos por compostos orgânicos biodegradáveis, nutrientes e microrganismos patogênicos. Nos efluentes industriais, a diversidade de contaminantes lançados nos corpos d'água é maior, de acordo com as matérias-primas e processos industriais utilizados.

O IGAM (2008) define ainda que a poluição gerada pelas atividades agrossilvipastoris resulta em impactos no meio ambiente. Na agricultura os efeitos

variam bastante conforme as práticas adotadas em cada região e a época do ano em que se realizam o preparo do solo para o plantio, além do uso intensivo de pesticidas. A erosão do solo pode ser mais intensa com a ocorrência de chuvas em áreas rurais, contribuindo para a poluição. Pesticidas solúveis em água podem contaminar águas subterrâneas e superficiais ao serem transportados pelo escoamento hídrico.

Silva Junior (2018) descreve que a qualidade da água é resultado das características físicas, químicas e biológicas. Seu aspecto físico está relacionado aos sólidos suspensos, coloidais ou dissolvidos. As condições químicas têm relação com a matéria orgânica e inorgânica e as condições biológicas aos animais e vegetais aquáticos e os protistas.

Assim sendo, Benedini e Tsakiris (2013) e Von Sperling (2014) concluem que, embora haja algumas questões envolvidas no que tange à qualidade da água, há variáveis importantes que devem ser consideradas, como a cor, a turbidez, o sabor, o odor, a temperatura e os sólidos suspensos para os parâmetros físicos; o pH, a alcalinidade, a acidez, a dureza, o ferro, o manganês, os cloretos, os compostos de nitrogênio, o fósforo, o fosfato, o OD, a DBO, os metais e não metais (Cr, Cd, Ni, Hg, Na, Br), que abrangem os parâmetros químicos; e, por fim, os organismos indicadores, as algas e as bactérias decompositoras, para os biológicos.

As análises dessas variáveis em monitoramentos qualitativos geram um grande conjunto de dados que devem ser avaliados através de técnicas estatísticas multivariadas, capazes de avaliar dados de diversas variáveis e locais simultaneamente (FRANÇA, 2009).

3.4 Métodos de estatística multivariada aplicados à análise dos dados de qualidade da água

A Estatística Multivariada consiste em conjunto de métodos estatísticos utilizados em situações nas quais as várias variáveis são medidas simultaneamente, em cada elemento amostral. Em geral, as variáveis são correlacionadas entre si, e quanto maior o número de variáveis, mais complexa torna-se a análise por métodos de estatística univariada (MINGOTI, 2005).

Ainda, segundo Mingoti (2005), a estatística multivariada se divide em dois grupos: um primeiro, consistindo em técnicas exploratórias de sintetização (ou

simplificação) da estrutura de variabilidade dos dados, e um segundo, consistindo em técnicas de inferência estatística. Fazem parte do primeiro grupo métodos como a análise de componentes principais, análise fatorial, análise de correlações canônicas, análise de agrupamentos, análise discriminante e análise de correspondência. No segundo grupo, encontram-se os métodos de estimação de parâmetros, testes de hipóteses, análise de variância, de covariância e de regressão multivariada.

No contexto da avaliação da água no Brasil, as orientações do artigo 8º, Capítulo III, § 2º da Resolução CONAMA nº 357/2005, bem como a Resolução CERH nº 08/2022 de Minas Gerais, afirmam que os resultados derivados do monitoramento precisam ser analisados por métodos estatísticos, levando em consideração as incertezas das medições.

Nesse contexto, a adoção de diversas técnicas estatísticas multivariadas tem o potencial de enriquecer a interpretação das informações presentes nas matrizes de dados e de proporcionar meios para compreender as variações temporais e espaciais da qualidade da água. Essa abordagem possibilita a identificação dos possíveis fatores que exercem influência nos sistemas hídricos, desempenhando um papel crucial na gestão dos recursos hídricos (SIMEONOV *et al.*, 2003; SINGH *et al.*, 2004; ANDRADE *et al.*, 2007; ZHANG *et al.*, 2011; MOSTAFAEI, 2014; MOHAMED *et al.*, 2015; JUNG *et al.*, 2016).

Dentre as técnicas estatísticas multivariadas aplicadas à análise da qualidade da água, merecem destaque a Análise de Cluster (AC), a Análise Discriminante (AD), a Análise de Componentes Principais (ACP), a Análise Fatorial (AF) e a Análise de Correlação Canônica (ACC). Essas ferramentas simplificam a identificação das fontes de poluição, tornando mais eficaz o planejamento das redes de monitoramento para a gestão dos recursos hídricos. Além disso, é possível complementar essas abordagens exploratórias com testes não paramétricos e análises específicas de variáveis qualitativas ou categóricas.

A utilização desses métodos na análise de conjuntos de dados de qualidade da água é amplamente reconhecida e aplicada (Quadro 3.1), pois contribui para o entendimento das fontes de poluição e facilita a criação de estratégias de monitoramento para a gestão dos recursos hídricos. Após a exposição do Quadro 1, é fornecida uma análise mais detalhada das técnicas de Análise de Cluster e Análise de Componentes Principais, permitindo uma comparação com os resultados do

estudo em questão, assim como a descrição da aplicação da Análise de Variáveis Canônicas neste estudo.

Quadro 3.1 - Trabalhos de avaliação de dados de monitoramento da qualidade das águas com aplicação das técnicas estatísticas multivariadas

Referência	Região de estudo	Métodos de estatística multivariada utilizados
Simeonov <i>et al.</i> , (2003)	Diversos rios no norte da Grécia	AC, ACP, regressão
Singh <i>et al.</i> , (2004)	Rio Gomti, Índia	AC, AF/ACP, AD
Nonato <i>et al.</i> , (2007)	Alto curso do rio das Velhas	AC, ACP
Noori <i>et al.</i> , (2010)	Rio Karoon, Irã	ACP, Correlação canônica
Gatica <i>et al.</i> , (2012)	Rio Chocancharava, Argentina	AA ¹ , ACP
Olsen <i>et al.</i> , (2012)	Bacia do Rio Ilinois, EUA	ACP e Correlação
Trindade (2013)	Bacia do rio São Francisco	AC, ACP, AF, KW ²
Bhat <i>et al.</i> , (2014)	Tributário do lago Wular, Índia	AA, ACP/AF
Jung <i>et al.</i> , (2016)	Rio Nakdong, Coreia do Sul	ACP, AF, AC
Trindade <i>et al.</i> , (2017)	Sub-bacias do rio das Velhas	AC e Mann-Whitney
Calazans <i>et al.</i> , (2018)	Bacia do rio das Velhas	AC, ACP e AF
Pinto <i>et al.</i> , (2019)	Bacia do rio das Velhas	AC e Kruskal-Wallis
Silva <i>et al.</i> , (2025)	rio Capibaribe	ACP e AC

Fonte: Calazans (2015) adaptado

3.4.1 Análise de Agrupamento (*Cluster Analysis*)

A análise de cluster, também conhecida como Análise de Agrupamento, agrupa objetos (casos) em classes (clusters) com base nas similaridades dentro da classe e dissimilaridades entre as diferentes classes (SINGH *et al.*, 2004, WUNDERLIN *et al.*, (2001).

De acordo com Hair Jr. *et al.*, (2009), esse método normalmente compreende ao menos três etapas. A primeira consiste em mensurar de alguma maneira a similaridade ou relação entre as entidades, com o objetivo de identificar quantos grupos efetivamente estão presentes na amostra. O segundo passo engloba o

¹ Análise de Agrupamento

² *Kruskal-Wallis*

processo efetivo de agrupamento, onde as entidades são distribuídas em conjuntos distintos (agrupamentos). A fase final engloba a criação de perfis para os indivíduos ou variáveis, visando entender sua composição. Frequentemente, essa compreensão é viabilizada através da utilização da análise discriminante nos grupos determinados pelo método de agrupamento.

Para reunir variáveis semelhantes, medidas são utilizadas para analisar o grau de semelhança ou diferença entre os objetos. Fávero e Belfiore (2009) explicam que são definidos uma medida de distância (dissimilaridade) ou de semelhança (similaridade) que servirá de base para que cada observação seja alocada em determinado grupo.

A padronização dos dados, mediante sua conversão para a escala-Z, revela-se fundamental para evitar classificações equivocadas decorrentes das variações naturais na escala dos dados. Além de neutralizar a influência das diferentes unidades de medida, esse processo confere aos dados uma natureza adimensional (SIMEONOV *et al.*, 2002; SINGH *et al.*, 2004; ZHANG *et al.*, 2011). A padronização tende a intensificar o impacto de variáveis com variação reduzida e atenuar o efeito de variáveis com variação ampla (LIU *et al.*, 2003).

A análise de Cluster (AC) demonstra ser essencial para uma classificação precisa da qualidade da água em dada região, viabilizando também o desenvolvimento de estratégias para a amostragem espacial e temporal de forma otimizada. Isso resulta na redução do número de estações de amostragem, dos períodos de monitoramento e dos custos envolvidos (SHRESTHA e KAZAMA, 2007; ZHANG *et al.*, 2011).

3.4.2 Análise de Componentes Principais/Análise Fatorial (ACP/AF)

A Análise de Componentes Principais (ACP) e a Análise Fatorial (AF) são tratadas em conjunto neste segmento, uma vez que estão intimamente interligadas e representam análises complementares. Seu propósito é reestruturar e reexpressar dados multivariados, com o intuito de reduzir sua dimensão, facilitando sua interpretação visual e análise (MINGOTI, 2005).

Esse processo de redução é aplicado quando há considerável redundância entre os dados, permitindo que um número reduzido de elementos seja capaz de

explicar uma parcela substancial das informações (İŞÇEN *et al.*, 2009). Tais técnicas examinam as inter-relações (correlações) entre múltiplas variáveis e as condensam em um conjunto menor de variáveis estatísticas (fatores), minimizando a perda de informação.

Segundo Reimann *et al.*, (2008), a quantidade de Componentes Principais (CP) extraídos na ACP equivale ao número de variáveis, ou seja, se houver "n" variáveis no conjunto de dados, serão extraídos, no máximo, "n" Componentes Principais. O primeiro Componente Principal (CP1) é uma combinação linear ótima das variáveis, ou seja, aquela que maximiza a explicação das informações contidas no conjunto de dados. O segundo CP (CP2) é ortogonal (perpendicular) ao CP1 e visa maximizar a variância remanescente, após a extração do CP1. Esse processo continua até a extração de todos os CPs (REIMANN *et al.*, 2008; TRINDADE, 2013).

A análise fatorial complementa a ACP ao aplicar a rotação dos CPs encontrados, frequentemente, utilizando métodos de rotação ortogonal. Entre os métodos disponíveis, destacam-se *Quartimax*, *Equimax* e *Varimax*, sendo este último amplamente empregado. A rotação *Varimax* maximiza a soma das variâncias das cargas na matriz fatorial, apresentando tendência ao resultar em cargas próximas de -1 ou +1, bem como algumas próximas de 0 em cada coluna da matriz. Isso facilita a interpretação das cargas fatoriais.

Dessa forma, os resultados da ACP e AF incluem cargas fatoriais, que medem a correlação entre cada variável e o fator, refletindo o grau de relação entre eles. Quanto maior o valor absoluto da carga fatorial, mais significativa é a contribuição da variável para o fator. Geralmente, cargas absolutas acima de 0,5 são consideradas praticamente relevantes (HAIR *et al.*, 2005), podendo ser classificadas como fracas, moderadas e fortes (0,3 a 0,5; 0,5 a 0,75; >0,75, respectivamente) (LIU *et al.*, 2012; TRINDADE, 2013).

A determinação do número específico de CPs ou fatores depende de critérios predefinidos, como a porcentagem de variância explicada, o critério da raiz latente ou o critério do teste *scree*. O critério da raiz latente assume que cada fator ou CP deve explicar a variância de pelo menos uma variável. Dessa forma, somente os fatores com raízes latentes (autovalores) acima de 1 são considerados significativos.

Devido ao caráter exploratório dessas técnicas, Hair *et al.*, (2005) sugerem a seleção das variáveis com base em considerações conceituais e práticas, evitando,

assim, a extração de fatores específicos da amostra que apresentem pouca generalidade. Portanto, na análise de dados de monitoramento de qualidade da água, deve-se ser priorizadas variáveis que caracterizem a água que influenciem de maneira significativa seus atributos.

Os resultados da ACP e AF frequentemente mostram que um número reduzido de parâmetros de qualidade da água consegue explicar grande parte da variabilidade nos dados (OUYANG, 2005; İŞÇEN *et al.*, 2009; HUANG *et al.*, 2010). Isso possibilita a redução de custos, eliminando a medição de parâmetros desnecessários, além de permitir a identificação das fontes de poluição que impactam a qualidade da água monitorada.

A avaliação das relações entre as variáveis agrupadas em um mesmo fator, considerando seus significados ambientais e sanitários, pode levar à designação desses fatores (como esgoto doméstico, indústria, agricultura, por exemplo) (WANG *et al.*, 2006; NOORI *et al.*, 2010; ZHAO *et al.*, 2011; OLSEN *et al.*, 2012; HUSSAIN e RAO, 2014).

Portanto, as técnicas estatísticas multivariadas constituem ferramentas apropriadas para analisar e interpretar conjuntos complexos de dados de qualidade da água, compreender variações temporais e espaciais, e aprimorar a rede de monitoramento, incluindo localização dos pontos de amostragem, parâmetros monitorados e frequência de monitoramento.

No entanto, é essencial preparar cuidadosamente os dados para aplicar essas técnicas, garantindo que a estrutura estatística e teórica que as sustenta seja sólida (JOHNSON e WICHERN, 2007). Essas análises podem ser altamente influenciadas por valores ausentes, dados censurados, valores atípicos (outliers) e pela distribuição assimétrica, entre outras características das variáveis (CARVALHO, 2003).

3.4.3 Análise de Correlações Canônicas (ACC)

A ACC foi proposta por Hotelling (1935 e 1936) e tem como objetivo principal estudo das relações lineares existentes entre dois conjuntos de variáveis. A ideia básica é resumir as informações de cada conjunto de variáveis resposta em combinações lineares, sendo que a escolha dos coeficientes dessas combinações é

feita tendo-se como critério a maximização da correlação entre os conjuntos de variáveis-respostas (MINGOTI, 2005).

Nesse sentido, Mingoti (2005) define também que as combinações lineares que podem ser construídas são chamadas de variáveis canônicas, enquanto que a correlação entre elas é chamada de correlação canônica. Essa correlação mede basicamente o grau de associação existente entre os dois conjuntos de variáveis. Vale destacar, segundo Fávero e Belfiore (2017), que essa técnica não é a mais utilizada, geralmente, por falta de conhecimento das suas possíveis aplicações. Acerca da sua aplicação, Hotteling (1936), define que esse método é uma extensão da técnica da ACP.

Apesar de pouco utilizada, ela pode ser encontrada em algumas referências relacionadas à avaliação de dados ecológicos (LEPS e SMILAUER, 1999; WHARTON, 2022), análise da qualidade do ar (STATHEROPOULOS *et al.*, 1998), na avaliação da qualidade da água de rios (NOORI *et al.*, 2010; KALIL, OUARDA e HILAIRE, 2011, BOYACIOĞLU, GÜNDOĞDU e BOYACIOĞLU, 2013) e nas áreas de macroeconomia, economia regional e urbana, finanças e psicologia (FÁVERO e BELFIORE, 2017).

No presente estudo esta técnica foi aplicada a fim de obter as variáveis que mais contribuíram para a qualidade da água do rio Formoso em diferentes períodos e em estações de monitoramento distintas.

3.5 Índice de Qualidade da Água da *National Sanitation Foundation* (IQA-NSF) e o seu uso pelo IGAM

A primeira apresentação formal de um IQA foi desenvolvida por Horton em 1965 (OLIVEIRA *et al.*, 2019) e, em 1970, com base em pesquisas apoiadas pela *National Sanitation Foundation* (NSF) foi proposto um IQA semelhante, conhecido como IQA-NSF (BROWN, 1970). Essa versão, mais rigorosa do modelo do IQA de Horton, foi construída a partir da seleção e ponderação de parâmetros, feita por um painel de 142 especialistas em qualidade da água (ABBASI e ABBASI, 2012).

Nesse indicador, a escolha dos parâmetros foi conduzida por meio da técnica Delphi, visando definir um conjunto de variáveis comuns. Desse modo, especialistas chegaram a um consenso, selecionando nove parâmetros e categorizando-os em

cinco agrupamentos: (1) parâmetros físicos (como temperatura, turbidez e sólidos totais); (2) parâmetros químicos (incluindo pH e oxigênio dissolvido); (3) parâmetros microbiológicos (tais como coliformes fecais e DBO); (4) parâmetros relativos aos nutrientes (fosfato total e nitratos); e (5) parâmetros de toxicidade (abarcando pesticidas e compostos tóxicos) (BROWN *et al.*, 1970; LUMB *et al.*, 2011; ABBASSI e ABASSI, 2012; SUTADIAN *et al.*, 2016).

Os especialistas também atribuíram ponderações às variáveis selecionadas (Tabela 3.1), de acordo com a importância relativa delas no cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA). Essas ponderações foram determinadas da seguinte forma: oxigênio dissolvido (OD) (17%), coliformes fecais (termotolerantes) (15%), pH (12%), demanda biológica de oxigênio (DBO) (10%), fosfato total (PO_4^{3-}) (10%), nitrato (NO_3^-) (10%), temperatura (10%), turbidez (8%) e sólidos totais (8%) (IGAM, 2008; OLIVEIRA *et al.*, 2019).

Além da seleção dos parâmetros e atribuição de pesos, foram desenvolvidas curvas que são relativas à quantidade ou concentração de cada parâmetro e o valor do índice associado à mesma variável (GHORBANI, AFSHAR e HAMIDFAR, 2021). Essas curvas de qualidade e as equações dos parâmetros são apresentadas no Anexo.

Tabela 3.1 - Pesos para as variáveis incluídas no IQA-NSF

Parâmetro	Peso - w_i
Oxigênio dissolvido - OD (%Sat)	0,17
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	0,15
pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO (mg/L)	0,10
Nitrato (mg/L NO_3^-)	0,10
Fosfato Total (mg/L PO_4^{3-})	0,10
Variação na temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	0,10
Turbidez (UNT)	0,08
Sólidos Totais (mg/L)	0,08

Fonte: Brown (1973)

Desse modo, com base nos valores encontrados nas curvas de variação de qualidade, conforme a concentração de cada parâmetro, e do peso estabelecido a

cada variável, faz-se o cálculo do IQA-NSF através do produto ponderado (IGAM, 2008; KACHROUD *et al.*, 2019), de acordo com a Equação 1:

$$IQA_{NSF} = \prod_{i=1}^n qi^{wi}$$

Onde:

IQA_{NSF} : Índice de Qualidade da Água, variando de 0 a 100;

qi : qualidade do i-ésimo parâmetro de qualidade de água obtido através da curva média de variação de qualidade, em razão de sua concentração ou medida; e

wi : peso do i-ésimo parâmetro, atribuído em razão de sua importância na qualidade, entre 0 e 1.

O resultado deste produtório é um número adimensional, interpretado de acordo com as cinco classes de qualidade da água definidas pela NSF (Tabela 3.2):

Tabela 3.2 - Escala de cores e valores do IQA-NSF

Nível de Qualidade	Faixa
Excelente	$90 < IQA \leq 70$
Bom	$70 < IQA \leq 50$
Médio	$50 < IQA \leq 25$
Ruim	$25 < IQA \leq 0$
Muito Ruim	$0 \leq IQA \leq 25$

Fonte: Brown *et al.*, (1970)

No estado de Minas Gerais, a supervisão da qualidade das águas superficiais é conduzida pelo IGAM por meio do Programa "Águas de Minas", desde 1997. Esse programa tem a finalidade de atender a uma das diretrizes definidas na Lei nº 12.584/97, que criou o IGAM, no seu Art. 5º, inciso x, o qual tem a competência, dentre outras, a proceder à avaliação da rede de monitoramento da qualidade das águas no Estado". Além disso, o Programa Água de Minas tem o propósito de contribuir para a implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH), estabelecida por meio da Lei nº 13.199/99.

Segundo as informações do IGAM (2021), a rede de monitoramento desse programa tem mostrado sua importância ao fornecer dados fundamentais para a

formulação de estratégias e a avaliação da eficácia do Sistema de Controle Ambiental, sob a responsabilidade da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais (SEMAD), bem como para o planejamento e gestão Integrada dos Recursos Hídricos. Por meio dessas ferramentas, é possível dar subsídios à atuação dos Comitês e Agências de Bacias, que atuam juntamente com o IGAM e o CERH-MG.

Nesse contexto, o programa de monitoramento tem os seguintes objetivos principais:

- 1) Realizar análises e avaliações das condições da qualidade das águas superficiais em Minas Gerais;
- 2) Disseminar a situação da qualidade das águas aos usuários de recursos hídricos e favorecer o estabelecimento de metas de qualidade;
- 3) Fornecer dados para a formulação de estratégias para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos;
- 4) Examinar a eficácia das medidas de controle ambiental implantadas e sugerir regiões de atuação prioritária.

O programa engloba as principais bacias hidrográficas do estado e realiza monitoramentos cruciais em pontos estratégicos (principalmente em locais de captação de água ou áreas com histórico conhecido ou potencial de problemas de qualidade). Isso tem o propósito de observar a evolução da qualidade da água, identificar padrões emergentes e contribuir para a elaboração de diagnósticos (ANA, 2016).

Com o intuito de atingir esses objetivos, a vigilância das águas superficiais em Minas Gerais abrange diversos indicadores, incluindo o Índice de Qualidade da Água (IQA), que é adotado pela NSF. É notável ressaltar que, desde 2013, o parâmetro coliformes termotolerantes foi substituído pelo *Escherichia coli* (*E. coli*), uma vez que estudos atuais confirmam que essa bactéria é o único indicador de contaminação fecal, seja de origem humana ou de animais de “sangue quente”. O número limitado de espécies de coliformes termotolerantes encontradas em ambientes naturais reduz sua eficácia como indicadores de contaminação fecal (IGAM, 2018).

De acordo com o IGAM (2021), o IQA reage sensivelmente à contaminação advinda de esgoto, sendo frequentemente relacionado à qualidade da água bruta para uso público após o processo de tratamento, conforme mostrado na Tabela 3.3. Assim, o IQA reflete a influência de esgotos domésticos e outros componentes orgânicos, nutrientes e sólidos.

Tabela 3.3 - Classes do IQA e seu significado

Valor do IQA	Classes	Significado
$90 < \text{IQA} \leq 70$	Excelente	Águas apropriadas para tratamento convencional visando ao abastecimento público
$70 < \text{IQA} \leq 50$	Bom	
$50 < \text{IQA} \leq 25$	Médio	
$25 < \text{IQA} \leq 0$	Ruim	Águas impróprias para tratamento convencional visando ao abastecimento público, mais avançados
$0 \leq \text{IQA} \leq -25$	Muito Ruim	

Fonte: CETESB (2008) e IGAM (2021)

Esse indicador é amplamente reconhecido como um índice abrangente, frequentemente utilizado para classificar a qualidade da água em corpos d'água superficiais. Desde sua introdução, diversos estudos foram conduzidos utilizando esse modelo ou suas versões atualizadas para avaliar a qualidade da água em várias fontes hídricas (CUDE, 2001; LIOU *et al.*, 2004; OCAMPO-DUQUE *et al.*, 2007; VASANTHAVIGAR *et al.*, 2010; MOHEBBI *et al.*, 2013; SIKDER *et al.*, 2015; MISAGHI *et al.*, 2017; PHAM, 2017).

Nesse sentido, a definição da qualidade da água do rio Formoso será também por meio deste IQA, haja vista sua aplicação no Estado de Minas Gerais, além de ser amplamente usado para a classificação qualitativa dos recursos hídricos superficiais em diversos estudos realizados mundialmente, tanto no âmbito acadêmico-científico, quanto na esfera governamental.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização e caracterização geográfica e sociodemográfica da área de estudo

O município de Buritizeiro localiza-se na mesorregião Norte do Estado de Minas Gerais, mais especificamente na microrregião de Pirapora. Sua área territorial é de 7.218,401 km² (IBGE, 2021), limitando-se com os seguintes municípios: Pirapora a leste, Várzea da Palma e Lassance a sudoeste, São Gonçalo do Abaeté e Três Marias ao sul, João Pinheiro a oeste, Santa Fé de Minas e Ibiaí ao Norte e Lagoa dos Patos a nordeste

O acesso ao município de Buritizeiro ocorre pela rodovia BR-365 e pelas rodovias MGT-161 e MG-408, que dão acesso a importantes distritos, como São Bento e Cachoeira do Manteiga. Existem ainda as estradas municipais que também fazem a ligação da sede do município a outras localidades distritais (DER, 2020). Localizado a 355 quilômetros da capital do estado, Belo Horizonte, Buritizeiro tem uma população de 26.922 habitantes e o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) é de 0,624 (IBGE, 2010). A estimativa populacional para o ano de 2021 é de 28.184 habitantes (IBGE, 2021).

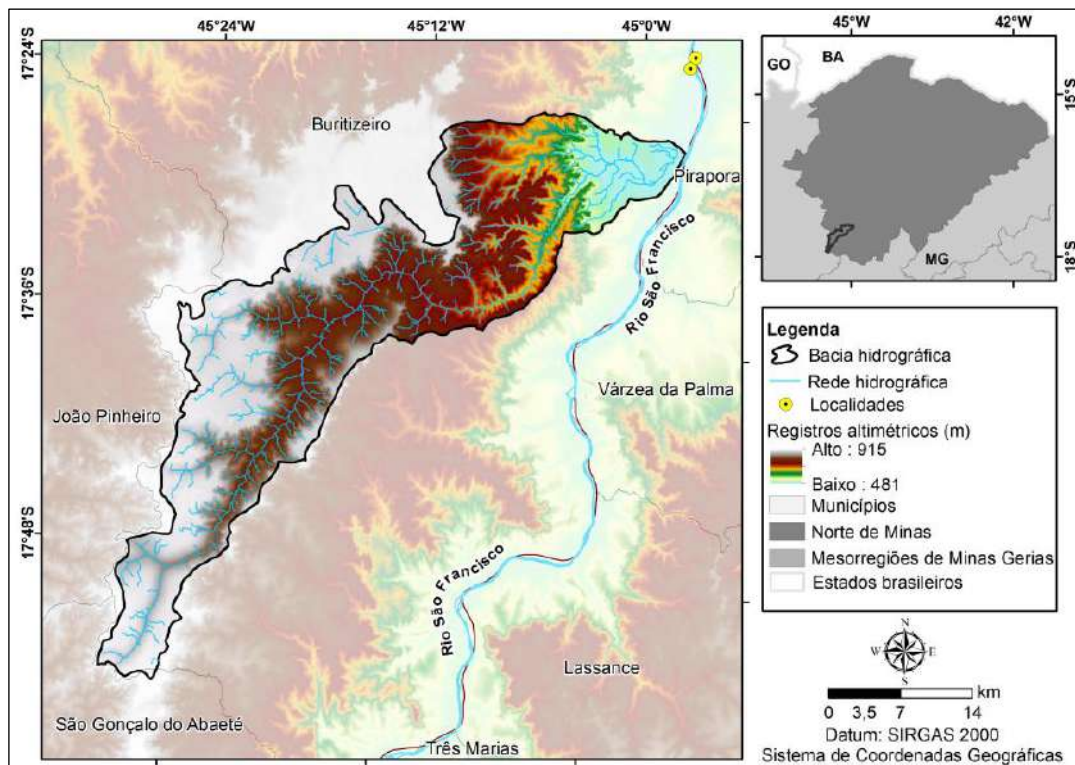
Do ponto de vista econômico, Buritizeiro, assim como outros municípios localizados na região do cerrado de Minas Gerais, recebeu aportes do governo na década de 1970 para estabelecer projetos de reflorestamento, produção de carvão vegetal e expansão da criação de bovinos (conforme GAMA *et al.*, 2003). Hoje em dia, essas atividades, juntamente com o setor comercial e de serviços, são as principais fontes de renda na região.

4.2 Aspectos ambientais da área de estudo: meio físico e biótico

A bacia hidrográfica do rio Formoso, afluente da margem esquerda do rio São Francisco, está situada no município de Buritizeiro, Norte de Minas Gerais. A bacia drena uma área de aproximadamente 846 km² e está localizada entre as coordenadas 17°24'15,15" e 17°54'48,28" de latitude sul e 44°5'0,57" e 45°28'7,98" de longitude oeste (Figura 4.1).

As nascentes deste curso de água estão localizadas na região dos Chapadão dos Geraís e na Serra do Morro Vermelho (VIANA, 2006), a 915 metros de altitude. Seu fluxo escoar por cerca de 87 km, iniciando na direção nordeste até receber as águas do córrego da Areia. Após a afluição deste córrego, seu fluxo segue até o desague no rio São Francisco, a uma altitude de 481 metros.

Figura 4.1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Formoso em Buritizeiro - MG



Fonte: Próprio autor

Da nascente à foz, os afluentes mais importantes são, pela margem esquerda, o córrego do Matão, o córrego da Vereda, o córrego Morro Vermelho e o córrego Paulo Geraldo, e, pela margem direita, é o córrego Veredinha (BAGGIO, 2008). O clima na bacia, de acordo com a IDE-Sisema, é o tropical semi-úmido, com inverno seco entre 4 a 5 meses.

O relevo na bacia é caracterizado por duas formas: as Chapadas do rio São Francisco, pertencentes aos domínios das bacias e coberturas sedimentares fanerozóicas, e a Depressão do Alto-Médio São Francisco, inserido no domínio dos Crátons Neoproterozóicos (IDE-SISEMA, 2021). Os solos da bacia são formados pelos Latossolos Vermelho distrófico típico de textura média alta de argila (LVd2), Vermelho distrófico típico de alta textura de argila (LVd3), sendo este predominante,

pelo Neossolo Quartzarênico Órtico com textura arenosa (RQo1) e os Neossolos Litólicos distrófico com textura argilosa (RLd1) (FEAM e UFV, 2010).

De acordo com o mapa dos biomas brasileiros (IBGE, 2019) a bacia está inserida no Bioma Cerrado, cuja vegetação, de acordo com o Instituto Estadual de Florestas (IEF, 2009), tem as fisionomias naturais de Campo, Campo cerrado, Floresta Estacional Semidecidual Montana e Vereda. Observa-se também a ocupação por florestas exóticas de Eucalipto e Pinus, bem como de culturas anuais de algodão, café e soja.

4.3 Análise geoespacial da bacia hidrográfica e da zona ripária do rio Formoso

Para avaliar a utilização e a cobertura do solo na bacia do rio Formoso foi analisada uma imagem do satélite Sentinel 2 (GEE, 2024). Foram utilizadas as bandas 4, 3 e 2 na formação da composição RGB. Esta composição em cores falsas permitiu que fossem identificados os diversos padrões de uso do solo, agropecuária, água, floresta plantada, formação florestal, formação savânica e lavoura. Estas amostras foram fundamentais para guiar e categorizar os diferentes usos da terra.

No processo de classificação supervisionada foi aplicado o classificador *Support Vector Machine* (SVM), devido à sua capacidade em diferenciar classes únicas em um espaço multidimensional. Para minimizar a tendência de similaridade causada pela resposta espectral entre algumas classes, o resultado foi ajustado vetorizando áreas específicas posteriormente.

O status de conservação da zona ribeirinha ao longo do rio Formoso foi avaliado por meio da vetorização do curso hídrico com o uso da plataforma *Google Earth* que apresenta imagens com uma resolução espacial superior à imagem do Sentinel, permitindo uma análise mais detalhada.

Isso foi necessário porque as bases de dados existentes, tais como, a IDE-Sisema, disponibilizam apenas informações em formato vetorial de linha. Para avaliar a situação em diferentes trechos, o curso hídrico ainda foi subdividido com base nas coordenadas coletadas a campo. No que se refere à avaliação da erosão, e os seus fatores relacionados, utilizaram-se os mapas da base de dados da IDE-Sisema, para

interpretar os níveis do risco potencial de erosão do solo, de vulnerabilidade do solo à erosão e da erodibilidade dos solos da bacia.

A elaboração do mapa de risco potencial de erosão, segundo Scolforo *et al.*, (2018), foi feita com de erodibilidade do solos e do declive. Para a obtenção da declividade os autores utilizaram um modelo digital de elevação, e sua classificação foi feita, de acordo com Lemos e Santos (1996), conforme a Tabela 4.1:

Tabela 4.1 - Classes de declividade do modelo digital de elevação

Declividade (%)	Relevo
0 - 3	Plano
3 - 8	Suave ondulado
8 - 20	Ondulado
20 - 45	Forte ondulado
45 - 75	Montanhoso
> 75	Escarpado

Fonte: Lemos e Santos (1996)

No que se refere à vulnerabilidade do componente ambiental solos do Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), que constitui uma das geocamadas da IDE-Sisema, sua análise foi feita considerando os fatores susceptibilidade do solo à degradação estrutural, taxa de decomposição da matéria orgânica do solo e a contaminação ambiental pelo uso do solo (SCOLFORO *et al.*, 2008). Esses autores destacam que os mapas citados acima foram elaborados a partir de uma reinterpretação dos mapas auxiliares da matéria orgânica do solo, do regime hídrico do solo, da textura do solo, pedológico simplificado e da hidrografia.

A erodibilidade dos solos, por sua vez, conforme Scolforo *et al.*, (2008), foi determinada analisando-se os mapas auxiliares do teor de matéria orgânica do solo, textura do solo e pedológico simplificado.

4.4 Estações de monitoramento da água

As estações de monitoramento foram definidas após levantamento em campo, considerando o perfil topográfico do rio, ou seja, o alto, médio e baixo curso, bem como a facilidade de acesso aos pontos. A escolha destes locais foi feita com auxílio de um GPS Garmim eTrex® 10 e para o cadastramento foi utilizada uma ficha com dados do rio e do ponto, elaborada de acordo com a NBR 9897/1987, da ABNT. A Tabela 4.2 mostra as estações de monitoramento indicando a localização ou referência da localidade, das coordenadas geográficas e da altitude.

Tabela 4.2 - Estações de monitoramento e sua localização no rio Formoso

Estações de monitoramento	Localidade ou referência do ponto	Latitude (S)	Longitude (W)	Altitude (m)
FOR01	Fazenda São José	17°47'26,17800"	45°21'46,38240"	814,89
FOR02	Ponte da estrada rural municipal	17°46'41,24280"	45°21'48,29400"	809,12
FOR03	Fazenda Santo Antônio	17°34'24,35160"	45°14'41,69400"	750,67
FOR04	Estrada rural para o distrito de Sambaíba de Minas e Assentamento Limeira	17°34'03,87480"	45°14'21,60240"	745,54
FOR05	Fazenda Nossa Senhora da Piedade	17°27'53,47080"	45°03'01,85760"	513,44
FOR06	Fazenda Formoso	17°27'53,47080"	45°03'01,85760"	499,88
FOR07	Estrada rural municipal - Acesso à Fazenda Mangueira	17°26'55,37760"	45°01'13,27800"	498,26

Fonte: Próprio autor

A estação de monitoramento FOR01, primeiro ponto de coleta, está localizada na Fazenda São José, na região do alto curso do rio Formoso. O uso do solo nas proximidades inclui pastagens, culturas anuais (como café, milho, soja e sorgo) e florestas de eucalipto. O acesso é feito por uma estrada rural municipal que conecta as fazendas da região ao distrito de Sambaíba de Minas. O segundo ponto, FOR02, encontra-se na ponte dessa estrada, a cerca de 1,7 km da FOR01. Próximo a este

local, predominam florestas de eucalipto, e a água do rio é captada para irrigação de eucaliptos e umectação de aceiros e carreadores.

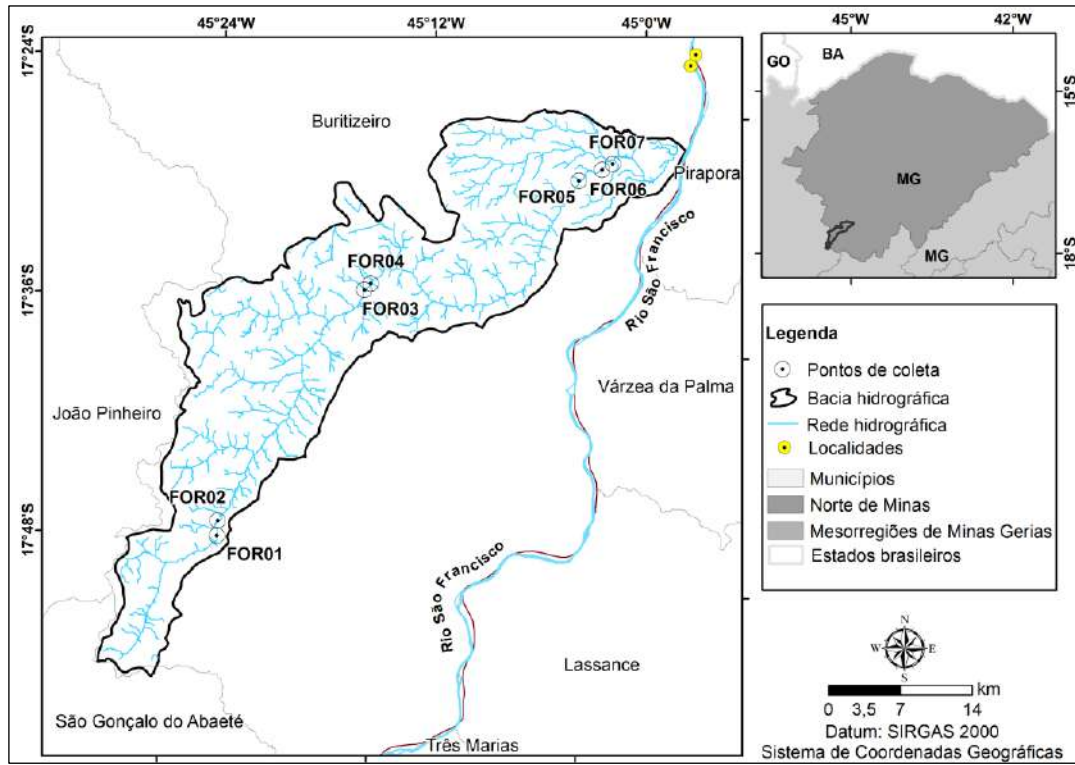
A estação FOR03, localiza-se na Fazenda Santo Antônio, próxima à vereda “Purgatório”. Na região existem grandes propriedades rurais com plantações de milho, soja, florestas de eucalipto e pequenas propriedades que cultivam hortaliças, como alface, couve, coentro, salsa e mandioca, todas irrigadas com a água do rio. Além da irrigação, a água do curso hídrico é usada para a dessedentação de animais, criação de aves e bovinos, e recreação de contato primário.

A cerca de 1,0 km deste ponto, está FOR04, cujas características do uso do solo são semelhantes às de FOR03. Observou-se solo exposto em áreas próximas, e a vereda do Purgatório deságua no rio, entre FOR03 e FOR04. Nesse trecho está situada a estrada rural municipal que dá acesso ao Distrito de Sambaíba de Minas, ao assentamento do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), na Fazenda Limeira, bem como as diversas fazendas na região.

A estação FOR05, situada na Fazenda Nossa Senhora da Piedade, localiza-se em uma região com vegetação nativa mais conservada, pois as características físicas da região, o solo e o relevo, limitam o desenvolvimento das atividades agrossilvipastoris em larca escala. No entanto, a água é utilizada para dessedentação de pequenos(as) rebanhos e criações e recreação por contato primário. Cerca de 5,0 km adiante está FOR06, na Fazenda Formoso, onde, também, estão situados pequenos sítios, nos quais têm pequenas criações de animais que têm acesso ao corpo hídrico. A água do rio também é usada para consumo humano e recreação.

A última estação, FOR07, está ao longo de uma estrada rural municipal que dá acesso à Fazenda Mangueira, ao assentamento do INCRA na Fazenda Limeira, ao Distrito de Sambaíba de Minas e às Comunidades do Frade e da Extrema. Além disso, próximo da estação, está o balneário do rio Formoso, localizado na Fazenda Batista, local usado para recreação. Nessa região, o uso da terra inclui agricultura e de criação de bovinos, com os animais tendo acesso direto ao rio e atividades recreativas diretas. A localização das estações é apresentada nas Figuras 4.2, 4.3 e 4.4.

Figura 4.2 - Localização das estações de monitoramento no rio Formoso



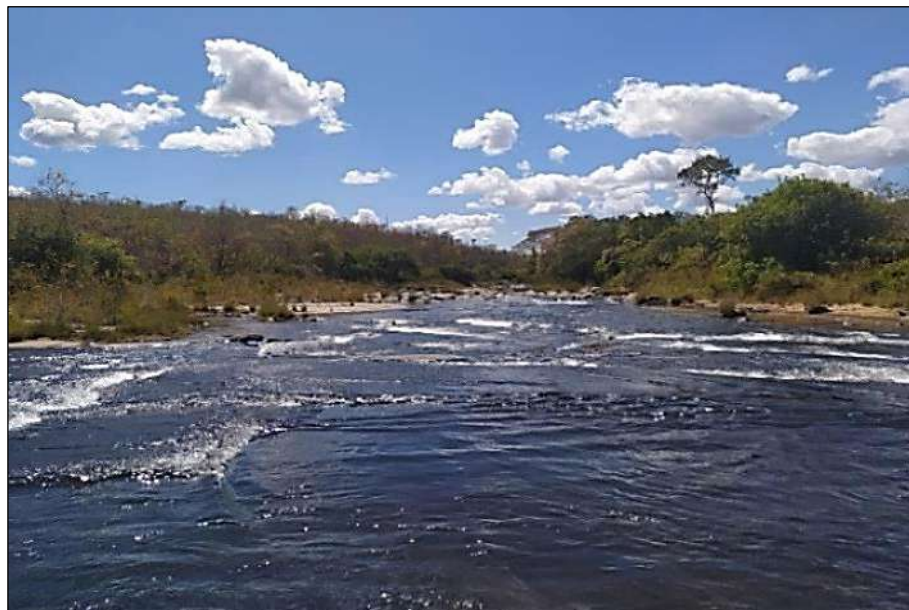
Fonte: Próprio autor

Figura 4.3 - Coleta na estação de monitoramento FOR03 no período chuvoso



Fonte: Próprio autor

Figura 4.4 - Coleta na estação de monitoramento FOR05 no período seco



Fonte: Próprio autor

4.5 Metodologia de coleta

Os métodos de coleta e armazenamento nos sete pontos seguiram os procedimentos recomendados pelo “*Standard Methods for the Examination Waste and Wastewater*” 23rd (APHA/AWWA/WEF, 2017), pela NBR 9898/1987 e o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos (CETESB e ANA, 2011).

As coletas foram realizadas, preferencialmente, a partir da segunda semana de cada mês, a fim de manter um padrão na amostragem. Exceto para as análises de pH e temperatura, as amostras foram coletadas diretamente no leito do rio, utilizando-se um balde de aço inox AISI 316L. O tempo necessário para as aferições em cada ponto, incluindo a coletas das amostras nos respectivos frascos, também ao longo dos sete pontos, variou de 1 a 1h30min, considerando o tempo de deslocamento.

A fim de manter a preservação adequada das amostras, as coletas foram realizadas em dois dias, sendo o primeiro destinado às estações FOR01 a FOR04 e o segundo às estações FOR05 a FOR07. A forma de armazenamento, os recipientes os fracos usados são apresentados na Tabela 4.3 A forma de armazenamento, os recipientes os fracos usados são apresentados na Tabela 4.3. A Figura I.1 (a), (b) e (c) mostra como foi feito o armazenamento e a análise das amostras de OD.

Tabela 4.3 - Recipientes e formas de armazenamento empregados nas coletas das amostras

Parâmetro	Recipiente/Frasco	Quantidade da Amostra	Preservação	Armazenamento
Oxigênio* dissolvido	VDBO e Béquer**	200 mL e 300 mL	Ampolas AccuVac®	Em caixa de isopor sem resfriamento
<i>Escherichia coli</i> ***	V (LE)	100 mL	Resfriamento (em gelo)	Refrigeração entre 2°C e 8°C ao abrigo da luz.
Demanda Bioquímica de Oxigênio	P	2 frascos de 300 mL	Resfriamento (em gelo)	Refrigeração a 4°C ± 2°C
Fosfato total	P	300 mL	Resfriamento (em gelo)	
Nitrato	P	300 mL	Resfriamento (em gelo)	Refrigeração a 4°C ± 2°C
pH - <i>in loco</i>	-	-	-	-
Sólidos totais	P	500 mL	Resfriamento (em gelo)	Refrigeração a 4°C ± 2°C
Turbidez	P	300 mL	Resfriamento (em gelo)	Refrigeração a 4°C ± 2°C
Clorofila/α	Frasco âmbar BL	1L (3)	Resfriamento em gelo e protegido da luz	Refrigeração entre 4°C e 10°C e mantido ao abrigo da luz

Fonte: CETESB e ANA (2011)

* A ampola AccuVac, utilizada no método 8166 da HACH, possibilita o armazenamento por um período após a coleta, com uma perda aproximada 3% na absorbância depois da primeira hora.

** Após a coleta no frasco VDBO, as amostras foram transferidas para um béquer a fim de serem introduzidas nas ampolas AccuVac, de vidro, nas quais contêm reagentes selados.

*** Os frascos para coleta de *E. coli* foram preservados com tiosulfato de sódio para neutralizar traços de cloro na água e esterilizados em autoclave.

4.6 Parâmetros analisados e as metodologias de análise

As análises foram realizadas no Laboratório de Controle de Qualidade da Água do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Pirapora-MG. As metodologias analíticas aplicadas são aquelas especificadas no SMWW (2017) e nos manuais dos espectrofotômetros da HACH DR 2500® e 3900® e do turbidímetro HACH TL 2300.

As metodologias HACH são adaptações daquelas definidas pela *American Water Works Association* (AWWA) descritas também no SMWW, e são aceitas pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), que, dentre outras, são entidades reguladoras dos padrões e metodologias de análises de águas e efluentes.

Os parâmetros, as unidades de medida, os métodos analíticos e os limites de detecção estão descritos na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Parâmetros analisados da água do rio Formoso, unidades de medida, métodos analíticos e limites de detecção (conclusão)

Parâmetro	Abreviação	Unidade	Método analítico	Limite de detecção
Oxigênio dissolvido	OD	mgO ₂ L ⁻¹	HACH 8166 ³ HACH 10360 ⁴	0,3 e 0,1
<i>Escherichia coli</i>	<i>E. coli</i>	NMP 100 mL ⁻¹	SMWW 9223 B	1,8
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO	mgDBO L ⁻¹	SMWW 5210	0,2
Fosfato total	PO ₄ ³⁻	mgPO ₄ ³⁻ L ⁻¹	HACH 8190 ⁵	0,06
Nitrato	NO ₃ ⁻	mgNO ₃ ⁻ L ⁻¹	HACH 10020 ⁶	0,2
pH - <i>in situ</i>	pH	pH a 25° C	SMWW 4500-H ⁺ B	0,1
Sólidos totais	ST	mgST L ⁻¹	SMWW 2540-B	2,0
Temperatura da água	T _{água}	°C	SMWW 2550-B	0 - 50°
Turbidez	Turb.	UNT	SMWW 2130-B	1,0
Clorofila-α	Chl-α	µgCl/α L ⁻¹	SMWW 10200-H	0,55

Fonte: Próprio autor

Cabe salientar que as amostras coletadas foram realizadas como matriz água de rio.

4.7 Banco dados, análise descritiva e avaliação de violação dos parâmetros em relação aos limites de referência da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 08/2022

Os dados referentes às análises dos parâmetros qualitativos da água, dos períodos de chuva e de estiagem, foram organizados em planilhas do Excel®, da

³ Método para análise de oxigênio dissolvido. Disponível em: <https://cdn.hach.com/7FYZVWYB/at/f47msj4w8vmbcpfrh499w7xj/DOC3165301096.pdf>

⁴ Método para análise de oxigênio dissolvido. Disponível em: <https://cdn.hach.com/7FYZVWYB/at/snj4vqw5rppbg35bcwc4mk7/DOC3165301243.pdf>

⁵ Método para análise de fósforo. Disponível em: <https://cdn.hach.com/7FYZVWYB/at/t4478pm9bfc4p54fw44sm2z/DOC3165301121.pdf>

⁶ Método para análise de nitrato total. Disponível em: <https://cdn.hach.com/7FYZVWYB/at/bwq4bm4pv7tbtn539jbkq9vb/DOC3165301068.pdf>

Microsoft Office, para possibilitar o tratamento estatístico descritivo e multivariado. A partir disso, foram calculadas as medidas dos valores mínimo e máximo, média, mediana, desvio padrão, coeficiente variação, os percentis (10, 25, 50, 75 e 90), coeficiente de assimetria e de curtose e intervalos de confiança inferior e superior. Essas medidas foram calculadas para cada período e estação de monitoramento.

Após a obtenção desses resultados, foram aplicados os testes não paramétricos de Mann-Whitney e Kruskal-Wallis ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), com o objetivo de avaliar as diferenças significativas dos dados, especialmente das medianas, entre os períodos chuvoso e de seca, considerando as variações nos parâmetros monitorados, bem como a variabilidade destes entre as estações de monitoramento. Além disso, foi utilizado o teste de Mann-Kendall a significância de 5% ($p < 0,05$) visando identificar a tendência elevação ou de redução dos parâmetros ao longo do período de monitoramento.

Kolassa (2021) explica que o teste de Mann-Whitney consiste em comparar as distribuições dos dois grupos com base nas posições relativas (ranque), das observações. Este teste é fundamentado na estatística T_U (MANN e WHITNEY, 1947) que é calculada a partir da soma de pares de observações em um conjunto de dados. O teste Kruskal-Wallis, por sua vez, é uma extensão do teste de Mann-Whitney e tem como objetivo avaliar as diferenças nas somas das posições entre múltiplos grupos independentes, ou seja, três ou mais grupos (KRUSKAL e WALLIS, 1952).

O teste de Mann-Kendall, é um teste não paramétrico que visa identificar tendências monotônicas em séries temporais. Sua aplicação avalia se os dados apresentam uma tendência crescente ou decrescente ao longo do tempo, sem fazer suposições sobre a distribuição dos dados. Esse teste também é baseado na concepção de posições relativas. Helsel e Hirsch (2020) descrevem que sua aplicação tem uma funcionalidade específica, qual seja: indicar se o valor central variou no decorrer do tempo.

O teste sazonal de Mann-Kendall incorpora a sazonalidade ao aplicar o teste Mann-Kendall individualmente em cada uma das n estações do ano, combinando os resultados ao final. Esse método se destaca por sua robustez ao considerar a sazonalidade nas estimativas de tendências em séries temporais de qualidade da água (BOEDER e CHANG, 2008), sendo, portanto, uma adaptação ou ampliação do teste Mann-Kendall tradicional (EPA, 2006; JOHNSON *et al.*, 2001).

Após realização destes testes, os dados obtidos, com exceção da temperatura da água, foram comparados aos padrões de qualidade da água estabelecidos na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 08, de 21 de novembro de 2022 (DN nº 08/2022). Esta Deliberação Normativa define os critérios de qualidade das águas de acordo com a classificação do corpo hídrico, determinando os valores mínimos, máximos ou intervalos de referência para os parâmetros físicos, químicos e biológicos ou bacteriológicos.

As medidas, referentes aos dois períodos, e por estações de monitoramento, foram organizadas em tabelas, no Excel, e em diagramas *box-plot*. A análise descritiva, a elaboração dos gráficos *box-plot* e a execução dos testes *post-hoc* foram realizadas utilizando o software RStudio com o pacote *dplyr*. A seguir, na Tabela I.1 (Anexo I), são apresentados os limites definidos para os parâmetros analisados neste estudo.

Para avaliar o nível de violação dos parâmetros em relação à Resolução DN nº 08/2022, foi realizada uma análise percentual utilizando-se os dados brutos coletados ao longo de oito meses consecutivos de monitoramento. A análise considerou dois períodos distintos: épocas de chuva e de seca.

Os parâmetros monitorados foram estabelecidos pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e incluíram *E. coli*, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, pH in loco, nitrato, fósforo total, turbidez e sólidos totais. Os cálculos foram realizados para cada parâmetro, evidenciando o grau de não conformidade em relação aos limites estabelecidos na legislação vigente.

4.8 Índice de Qualidade da Água (IQA) e sua análise descritiva

Neste estudo, o IQA foi calculado por meio do índice utilizado pelo IGAM (Equação 1), e que representa a qualidade da água em número que varia de 0 a 100.

Equação 1 - Modelo do Índice de Qualidade da água da NSF

$$IQA = \prod_{i=1}^9 qi^{wi}$$

Onde:

qi : qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de qualidade;

w_i : peso atribuído ao parâmetro em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1.

O resultado do IQA foi baseado nas curvas de qualidade e em equações específicas para cada parâmetro, conforme estão detalhadas no Anexo. Os parâmetros utilizados para o cálculo do indicador e seus respectivos pesos, bem como a classificação da água do rio Formoso estão detalhados nas Tabelas 3.2 e 3.3.

Após o cálculo do índice a partir dos dados brutos, foram obtidos também os valores mínimo, máximo, de média, de mediana, do desvio padrão, do coeficiente de variação, dos percentis (10, 25, 50, 75 e 90), dos coeficientes de assimetria e de curtose, além dos intervalos de confiança inferior e superior. Em seguida, realizou-se a comparação dos IQAs entre as estações chuvosa e seca, bem como entre as estações de monitoramento, utilizando os testes estatísticos não paramétricos de Mann-Whitney e Kruskal-Wallis com o objetivo de identificar diferenças significativas entre os períodos e os pontos de monitoramento.

Além desses, foi aplicado o teste de Mann-Kendal, que indicou as tendências do índice no decorrer do tempo. Todos os testes foram realizados considerando o nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Para o processamento e análise dos dados, a apresentação das medidas descritivas e a elaboração dos gráficos *box-plot*, foi utilizado o software RStudio com a utilização do pacote *dplyr*.

4.9 Correlação de Pearson e a Análise de Correlação Canônica (ACC)

A Correlação de Pearson (r) foi utilizada para analisar o nível de relação entre as variáveis qualitativas, considerando um nível de significância de 5% ($p < 0,05$). A Análise de Correlação Canônica (ACC) foi aplicada para reduzir a dimensionalidade do conjunto de dados, permitindo identificar os principais parâmetros que influenciam na qualidade da água.

Além disso, a correlação canônica também teve como objetivo identificar as estações de monitoramento que mais contribuíram para importância relativa dos componentes canônicos (VC), por meio dos *scores*. Esse método correlaciona as estações de coleta com os parâmetros analisados, sendo que quanto maior o score positivo, maior é a contribuição da estação para o componente canônico. Assim, essa

análise possibilita determinar os parâmetros de maior influência em cada estação de monitoramento, bem como no componente canônico correspondente.

A redução da dimensionalidade dos dados buscou representar os conjuntos de variáveis-resposta através de combinações lineares denominadas componentes canônicos. Desses componentes, foram selecionados os coeficientes que apresentaram maior correlação com as variáveis analisadas. Para garantir a relevância estatística da análise, considerou-se essencial a acumulação de 80% da variância explicada pelos dois primeiros componentes canônicos (CANs).

Para realizar as análises, utilizou-se o RStudio e o pacote *MultivariateAnalysis*, que foi empregado para calcular os coeficientes canônicos, identificar os principais parâmetros, reduzir a dimensionalidade do conjunto de dados e calcular os scores canônicos. Além disso, o pacote *corrplot* foi utilizado para gerar representações gráficas avançadas das matrizes de correlação, facilitando a interpretação e apresentação dos resultados.

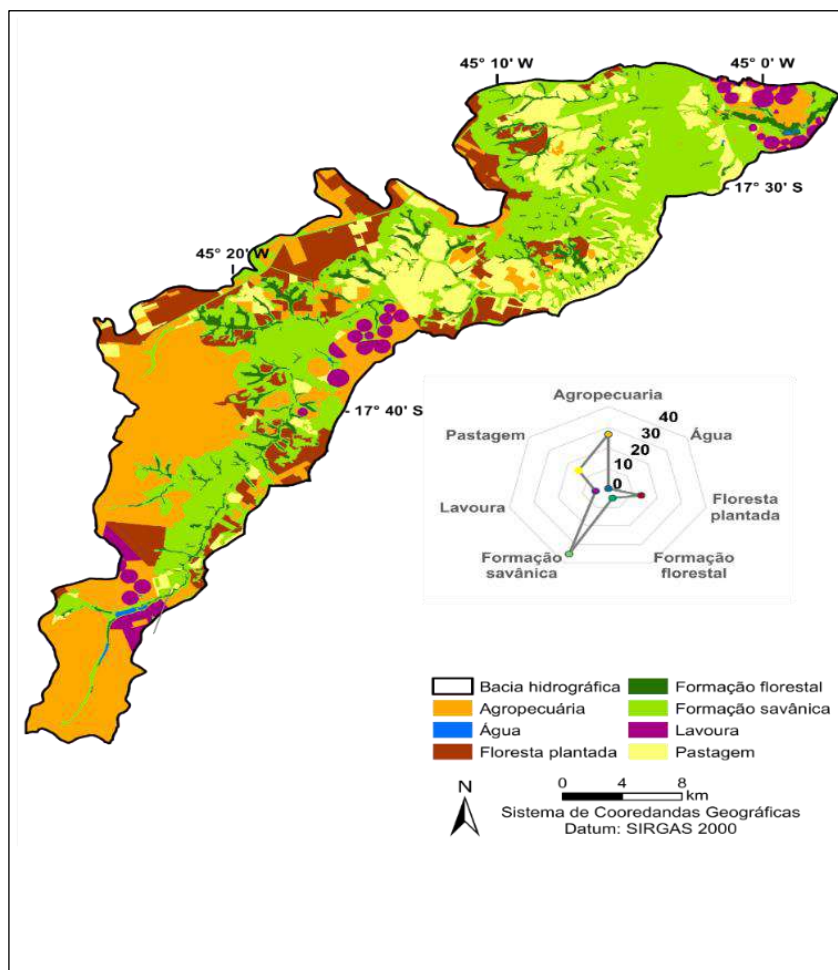
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Formoso

Na análise de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Formoso foram identificadas sete categorias, entre as quais predomina a vegetação nativa do Bioma Cerrado, com as típicas formações savânicas, destacando-se, dentre elas, as Veredas. A principal característica dessa fitofisionomia é a presença da palmeira Buriti (*Mauritia Flexuosa*), que predominante nas regiões do alto e médio rio Formoso. Em seguida as principais formas de uso são as lavouras, em geral, de grãos, de café, de sorgo, de algodão, e a pecuária extensiva (pastagens). A silvicultura de florestas exóticas, especialmente da espécie de Pinus e Eucalipto, também está entre os maiores usos da terra na bacia (Figura 5.1 e Tabela 5.1).

Tais atividades são desenvolvidas, sobretudo, na região denominada Chapadão dos Gerais, em virtude da boa aptidão agrícola do solo, as elevadas altitudes, que chegam a 915 m (Figura 5.1), e os índices de pluviosidade. O potencial agrossilvipastoril da bacia é impulsionado pelas médias e grandes propriedades rurais, principalmente.

Figura 5.1 - Formas de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio Formoso



Fonte: Elaborado pelo autor a partir das imagens do satélite Sentinel 2, do Google Earth Engine (GEE, 2024)

Tabela 5.1 - Classes de uso e cobertura da terra com suas respectivas na bacia hidrográfica do rio Formoso

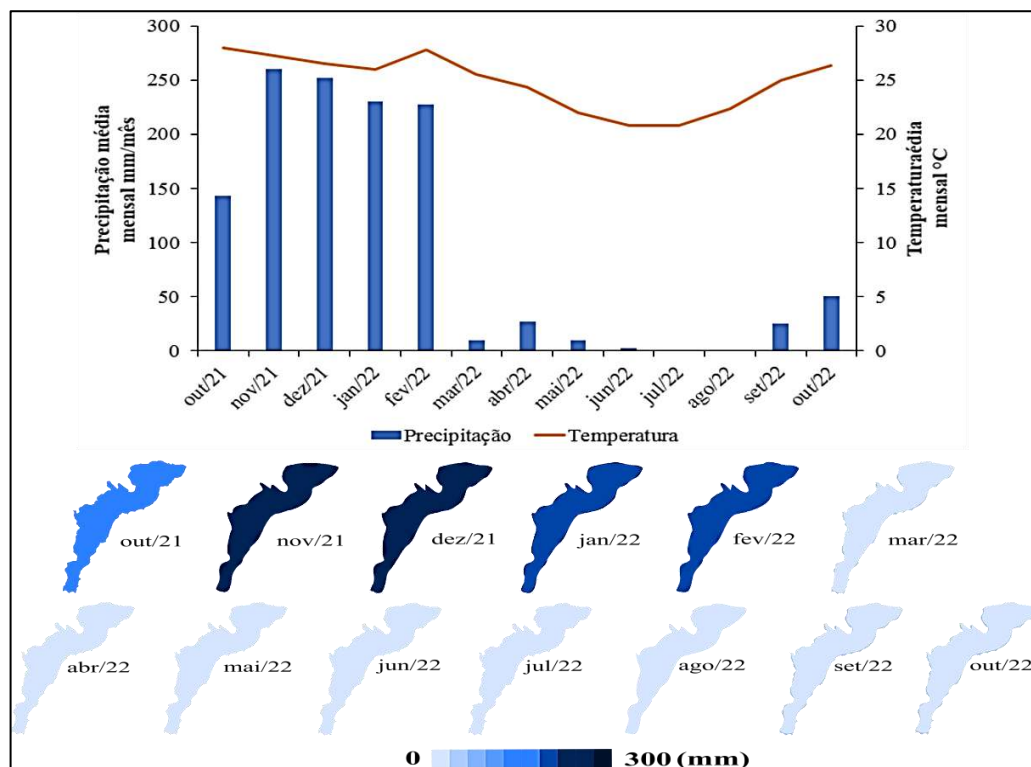
Classes	Área (ha)	Área (km ²)	(%)
Agropecuária	23.397,26	233,9726	26,84
Água	135,47	1,3547	0,16
Floresta plantada	11700,28	117,0028	13,42
Formação florestal	4086,74	40,8674	4,69
Formação savânica	30705,54	307,0554	35,22
Lavoura	17.973,73	179,7373	4,89
Pastagem	12.886,50	128,8650	14,78
Total	84.554,06	845,54	100

Fonte: Elaborado pelo autor a partir da classificação das imagens do satélite Sentinel 2, do GEE (GEE, 2024)

5.2 Temperatura e precipitação na bacia hidrográfica do rio Formoso

Observa-se que a temperatura atmosférica na bacia, entre outubro de 2021 e outubro de 2022, período do monitoramento, variou entre 20°C (mínima) e 28°C (máxima), com média de 24,8°C. A precipitação acumulada nos períodos chuvoso e seco foi de 114,6 a 1122 mm. Estes dados foram estimados a partir do satélite CHIRPS (*Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data*) entre os meses de outubro/2021 a outubro/2022 (Figura 5.2).

Figura 5.2 - Precipitação média entre outubro de 2021 e outubro de 2022 na bacia hidrográfica do rio Formoso



Fonte: Elaborado pelo autor segundo dados do satélite CHIRPS

5.3 Análise dos parâmetros de qualidade da água e a comparação com a DN COPAM/CERH n° 08/2022

5.3.1 Avaliação sazonal da qualidade da água

Após a organização dos dados brutos, de acordo com a Tabela I.1 (Apêndice), foram calculadas as medidas de estatística descritiva dos parâmetros nos períodos

chuvoso (novembro a março) e seco (junho a setembro), apresentadas na Tabela I.2 (Apêndice I). O comportamento da distribuição dos dados foi analisado por meio da média, mediana, do desvio padrão, do coeficiente de variação, da média geométrica, dos percentis 10, 25, 50 (mediana), 75 e 90, dos coeficientes de assimetria e curtose e os intervalos de confiança inferior e superior.

Em seguida, realizou-se o teste não paramétrico de Mann-Whitney, que indicou diferenças significativas entre as estações chuvosa e seca ($p < 0,05$), em relação a variabilidade da concentração dos parâmetros $T_{\text{água}}$, OD, *E. coli*, $\text{DBO}_{5,20}$, NO_3^- , ST, Turb e Cl/α (Tabela I.3 - Apêndice I). O teste não paramétrico de Mann-Kendall também foi aplicado, por meio do qual foram detectadas tendências de elevação e redução nas medidas dos parâmetros durante os oito meses de monitoramento.

Assim, aqueles que indicaram tendência de elevação foram Cl^- , OD, $\text{DBO}_{5,20}$ e pH, enquanto $T_{\text{água}}$, *E. coli*, NO_3^- , PO_4^{3-} , Turb, ST e Cl/α demonstraram tendência de queda (Tabela I.4 - Apêndice I). O teste indicou ainda que o parâmetro com maior tendência de variação foi a *E. coli* ($\tau = -0,5909$), do qual os valores reduziram no decorrer das análises.

Para a temperatura da água, foram encontrados valores medianos de $25,9^\circ\text{C}$ e $21,0^\circ\text{C}$. Segundo o IGAM (2008), a temperatura influencia a solubilidade dos gases, como o oxigênio dissolvido, e a transferência de gases, o que pode resultar em odores biodegradáveis. O oxigênio dissolvido, nos períodos chuvoso e seco, apresentou concentrações medianas de $6,95$ e $9,00 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, respectivamente. Esses valores foram comparados aos padrões estabelecidos pela DN COPAM/CERH nº 08/2022 para corpos hídricos de classe 1, que estipulam concentrações não inferiores a $6,0 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ (MINAS GERAIS, 2022). A Figura I.1 (c) - (Apêndice I) apresenta a determinação analítica do oxigênio dissolvido nos períodos seco.

Sobre o oxigênio dissolvido (OD), de acordo com a UNESCO/WHO/UNEP (1996), sua quantidade em águas naturais varia em função de diversos fatores, como temperatura, salinidade, turbulência, atividade fotossintética de algas e plantas, além da pressão atmosférica. Abel (2002) explica que o nível de oxigenação na água está diretamente relacionado à poluição orgânica, e o IGAM (2008) destaca que esse nível reflete a capacidade de um corpo de água natural de sustentar a vida aquática.

Acerca da análise de *E. coli*, expressa em número mais provável (NMP), a densidade mediana no período chuvoso foi de $1,30 \times 10^2 \text{ NMP.100 mL}^{-1}$, enquanto, na

estação seca, a densidade mediana foi de $6,3 \times 10^0$ NMP.100 mL⁻¹. Ao analisar os dois períodos, pode-se definir que esses valores de NMP estão dentro do limite máximo estabelecido para cursos hídricos até a classe 2, nos quais o NMP não deve exceder $1,0 \times 10^3$ NMP.100 mL⁻¹.

Para essa variável, cabe destacar que os resultados encontrados neste estudo são representativos em relação à legislação, pois foram realizadas 112 coletas ao longo de oito meses consecutivos, sendo quatro meses em cada período (chuvoso e seco). A deliberação normativa estabelece que as coletas durante um ano devem ser realizadas, no mínimo, bimestralmente. Isso significa que vinte e quatro amostragens, considerando a coleta e análise em duplicata, são suficientes para representar a qualidade da água em termos de *E. coli*.

Acerca do pH, Boyd (2020) explica que esse parâmetro representa uma medida da concentração de íons hidrogênio na água, sendo uma variável fundamental para sua qualidade, visto que muitas reações químicas dependem desse parâmetro. As águas naturais contêm ácidos e bases que influenciam processos biológicos determinantes da acidez ou basicidade. Dessa forma, o pH resulta das interações entre substâncias ácidas e básicas, além de processos químicos e biológicos.

Sendo assim, verificou-se, na análise, que os valores da mediana do pH encontrados in situ, nos períodos seco e chuvoso, 5,35 e 5,95, ficando pouco abaixo do limite mínimo normativo estabelecido, que deve ser de 6,0 a 9,0. Quanto ao valor determinado dos parâmetros, Matsumira e Tundisi (2008) descrevem que rios do cerrado têm pH ligeiramente ácido.

No que se refere à demanda bioquímica de oxigênio (DBO), cabe destacar que esse parâmetro é um dos indicadores mais significativos para caracterizar o estado de um corpo d'água, uma vez que indica o estado de poluição do rio no que tange, principalmente, às descargas com características domésticas. Sua presença mostra a existência de matéria orgânica biodegradável. Benedini e Tsakiris (2014) destacam a importância de estabelecer uma relação adequada entre a DBO constatada nos rios e nos ambientes poluídos.

Assim, os valores medianos da DBO analisada nos períodos chuvoso e seco foram de 0,00 e 7,60 mgDBO L⁻¹. Tais resultados atendem aos limites para cursos hídricos até a classe 3 da DN COPAM/CERH nº 08/2022, que estabelece o valor máximo de até 10,0 mgDBO L⁻¹. O maior resultado no período seco pode estar

associada à matéria orgânica fina particulada que sedimentou no leito do rio, devido à redução de volume e vazão, especialmente nos locais mais rasos, bem como pela atividade fotossintética.

Todavia, a DBO mais alta pode ser explicada pela decomposição da matéria orgânica particulada fina e da matéria orgânica dissolvida, que tende a permanecer na massa líquida ou se sedimentar em trechos com menor velocidade. Pode, ainda, representar a relação água-atmosfera, através do ciclo do carbono.

Acerca dos compostos nitrogenados, Braga *et al.*, (2005) explicam a condução do nitrogênio até a mineralização total sob a forma de nitritos e analisam o grau e a distância de uma poluição pela quantidade e sua forma. Nesse sentido, Boyd (2020) explica que altas concentrações de amônio e nitrato são fatores que colaboram para a eutrofização dos corpos d'água, e o nitrito, quando presente em níveis elevados, representa uma toxicidade significativa para os organismos aquáticos.

Em vista dessas circunstâncias, as concentrações medianas de NO_3^- obtidas, entre os períodos de maior e menor precipitação, foram de 0,50 e 0,30 $\text{mgNO}_3^- \text{ L}^{-1}$. Estes resultados atendem ao valor máximo pela DN para os corpos hídricos da classe 1, que deve ser até 10 $\text{mgNO}_3^- \text{ L}^{-1}$. No que tange ao fósforo na água, este se mostra, principalmente, nas formas de ortofosfatos, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos ficam disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. As formas em que os ortofosfatos se apresentam na água (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) dependem do pH, sendo a mais comum na faixa usual de pH o HPO_4^{2-} .

Segundo Sperling (2014), a origem do fósforo pode ser natural e antropogênica sendo a última causada pelos despejos domésticos, industriais e fertilizantes que, em alta concentração, tendem a gerar um grande crescimento de algas. Os níveis PO_4^{3-} na época chuvosa e seca apresentaram concentrações medianas de 0,18 mg L^{-1} e 0,17 mg L^{-1} , respectivamente.

Acerca dessa variável, cabe ressaltar que não há limite máximo na deliberação normativa por se tratar de uma forma iônica reativa. Entretanto, é possível obter sua concentração, convertendo em fósforo total, a fim de compará-la à legislação, considerando o peso molecular do Ortofosfato (PO_4^{3-}), do fósforo e do Oxigênio (O_2), e dividindo-os por 3,066. Neste sentido, os valores medianos acima convertidos em PT são de 0,058 e 0,055 mgPT L^{-1} . De modo geral, portanto, os valores medianos nos

períodos ficaram próximos do valor máximo permitido para corpos d'água enquadrados até a classe 3, que deve ser de até 0,15 mgP L⁻¹.

A presença de Cl⁻ na água está relacionada à solubilidade de OD e, consequentemente, a sua saturação. Sua concentração nos períodos chuvoso e de estiagem foram as medianas de 0,50 e 1,75 mgCl⁻ L⁻¹. Estas concentrações atenderam aos limites definidos para os cursos d'água enquadrados na classe 1 da deliberação normativa. Para esse parâmetro não houve diferença significativa entre os períodos, de acordo com o valor de U de Mann-Whitney.

A avaliação da turbidez no presente estudo, nos dois períodos, revelou valores baixos, com medianas de 8,44 e 2,87 unidades nefelométricas de turbidez (UNT). Esses resultados estão dentro dos valores máximos permitidos pela DN COPAM/CERH nº 08/2022. Acerca dessa variável, Boyd (2020), explica que a turbidez se relaciona ao grau de interferência da penetração da luz na água e traz grandes consequências ao crescimento de plantas aquáticas. De acordo com Braga *et al.*, (2005), sua origem está associada aos materiais em suspensão na água, que podem ser finamente divididos ou estar em estado coloidal, além de microrganismos microscópicos.

A análise dos sólidos totais na água é importante para definir suas condições ambientais, visto que podem causar danos à vida aquática, de acordo com as formas presentes. Em termos analíticos, os Sólidos Totais, segundo Vesilind e Morgan (2011) são os resíduos da evaporação da água a 103°C, constituídos por sólidos dissolvidos e suspensos. Nessa linha, Mota (2011) conceitua que os sólidos sedimentáveis são oriundos de fontes não pontuais de poluição, tais como o escoamento superficial.

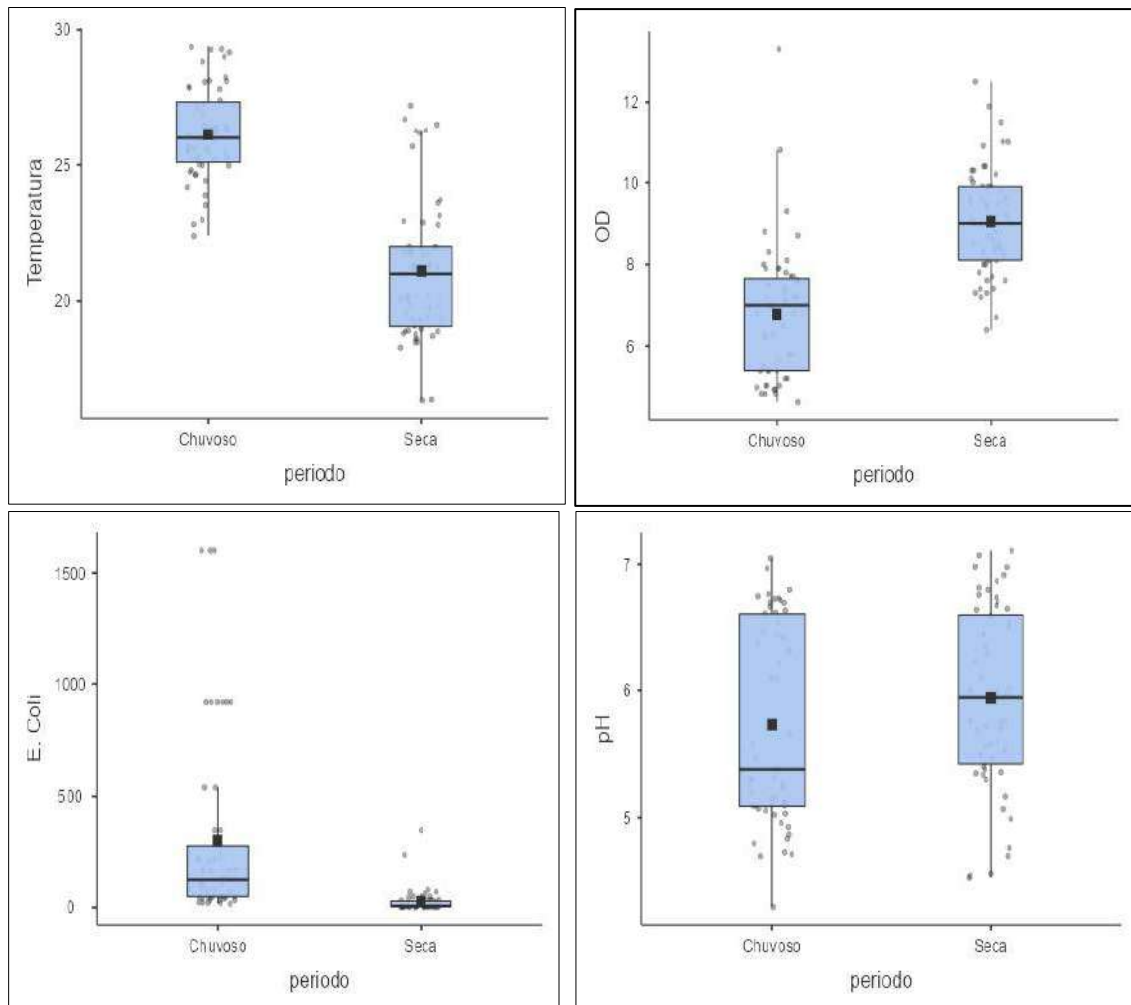
Com base nessas concepções, observaram-se baixas concentrações medianas de ST com 30,7500 e 19,4200 mg L⁻¹ na água do rio Formoso, nos períodos de chuva e de seca. Em relação ao atendimento à legislação, não há padrões definidos para essa variável, mas para sólidos suspensos totais (SST). Os sólidos totais também são constituídos por frações de SST, logo, essa concentração atende aos padrões da classe 1, na qual deve ser de até 50 mgST L⁻¹.

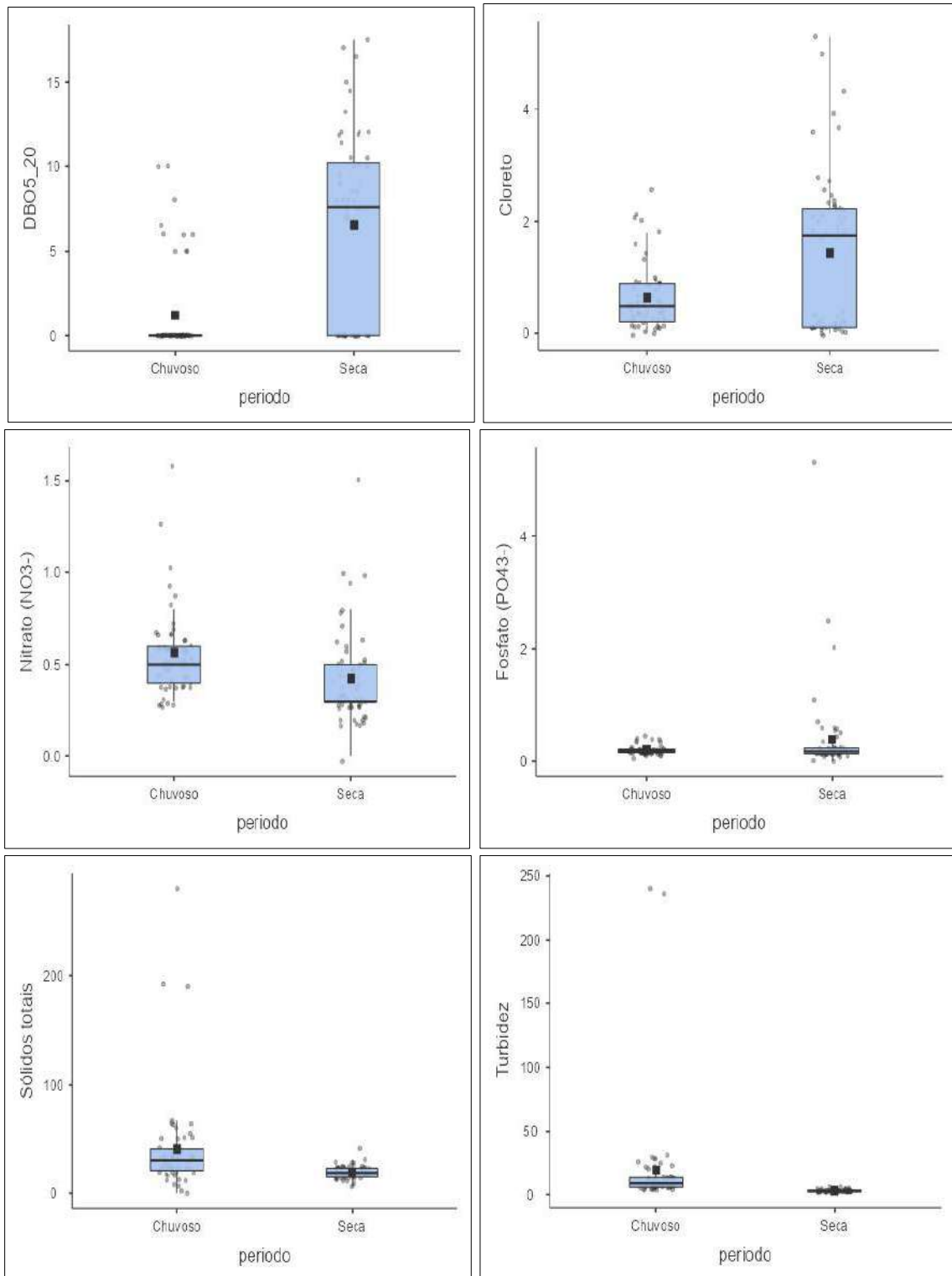
De acordo com a UNEP/WHO (1996), a clorofila presente no fitoplâncton é comumente empregada no monitoramento e na avaliação da qualidade da água, especialmente em relação aos impactos do aumento de nutrientes ou ao desempenho da água nos processos de tratamento. Nesse sentido, sua análise no rio Formoso

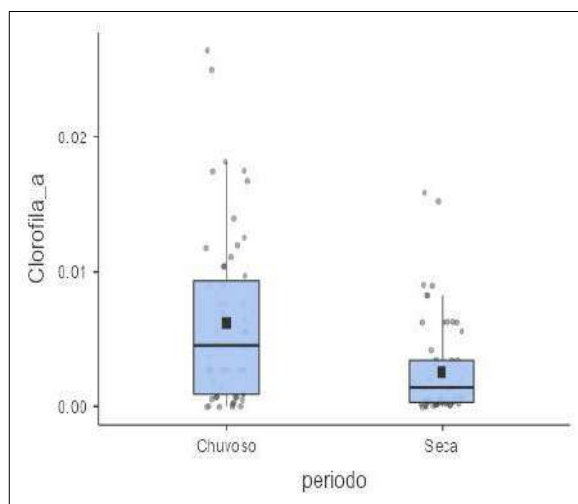
apresentou concentrações muito baixas na chuva e na seca, respectivamente, com valores medianos e de média praticamente iguais a zero.

Foram determinados, no entanto, no período chuvoso e de estiagem, os valores máximos de 0,0264 e 0,0158 e $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Cabe ressaltar que a maior parte dos dados encontrados estão abaixo dos percentis 75 e 90. Com base nessas concentrações, o padrão para a classe 1 de enquadramento de corpos hídricos da DN COPAM/CERH nº 08/2022 foi atendido. Os resultados dos parâmetros são apresentados em *box-plot* na Figura 5.3

Figura 5.3 - *Box-plot* dos parâmetros analisados nos períodos chuvoso e seco (linha mediana, marcador da mediana, linha inferior e superior - quartis - e os *outliers*) após o teste não paramétrico de Mann-Whitney, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$)







Fonte: Próprio autor

5.3.2 Avaliação sazonal da qualidade da água por estação de monitoramento

De maneira semelhante à análise sazonal (período chuvoso e seco), as medidas de estatística descritiva foram calculadas para os parâmetros de qualidade da água monitorados nas sete estações de monitoramento (FOR01 a FOR07), cujos resultados estão apresentados na Tabela I.5 (Apêndice I).

Para verificar a variabilidade entre as estações de monitoramento foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ao nível de significância de 5% ($p < 0,05\%$), seguido do teste de comparação múltipla de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner (DSCF). Esse método é utilizado para comparações em análises post-hoc, frequentemente aplicado após a realização de um teste de Kruskal-Wallis. Sua utilização é realizada para comparações múltiplas. Os resultados destes são apresentados nas Tabelas I.6 e I.7 (Apêndice I).

Assim, os parâmetros que apresentaram maior diferença significativa de acordo com o teste de Kruskal-Wallis, entre as estações de monitoramento, foram OD, pH, sólidos totais e Cl/α . Os valores de H, associados aos p-valores menores que 0,05, foram: 20,273 (OD), 88,069 (pH), 14,815 (ST) e 34,107 (Cl/α). Com relação às medidas descritivas, entre as estações de monitoramento, no período chuvoso, as menores concentrações medianas de OD foram observadas em FOR01 (4,90 $mgO_2 L^{-1}$) em FOR02 (5,2 $mgO_2 L^{-1}$) em FOR05 (7,9 $mgO_2 L^{-1}$), conforme mostra a Figura 5.4.

Ao analisar o período seco, as medianas de OD com maior diferença significativa entre as estações de monitoramento foram em FOR01 (7,9 $mgO_2 L^{-1}$),

FOR02 ($7,35 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$), FOR05 ($9,3 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$) e em FOR06 ($9,4 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$). Essas variações são apresentadas na Figura 5.4 e na Tabela I.5 (Apêndice - I). Esses valores atenderam aos padrões normativos estabelecidos pela DN nº 08/2022 e indicaram uma tendência de elevação nas estações FOR05 e FOR06, que pode ter relação com a característica morfológica do canal fluvial nestes locais.

Na região dessas estações, o rio percorre sobre lajes, caracterizado por ser raso e apresentar um fluxo turbulento de corrente, o que facilita a oxigenação da água. Além disso, os valores analisados, em uma avaliação global, atenderam aos padrões normativos estabelecidos pela DN nº 08/2022. Para Cox (2003) a reareação é um dos fatores mais relevantes no controle da concentração de oxigênio na água, sendo influenciado pela temperatura, dissolução do atmosférica, profundidade e a velocidade da água. Também interferem as características morfológicas, com a presença de cachoeiras, barragens e corredeiras.

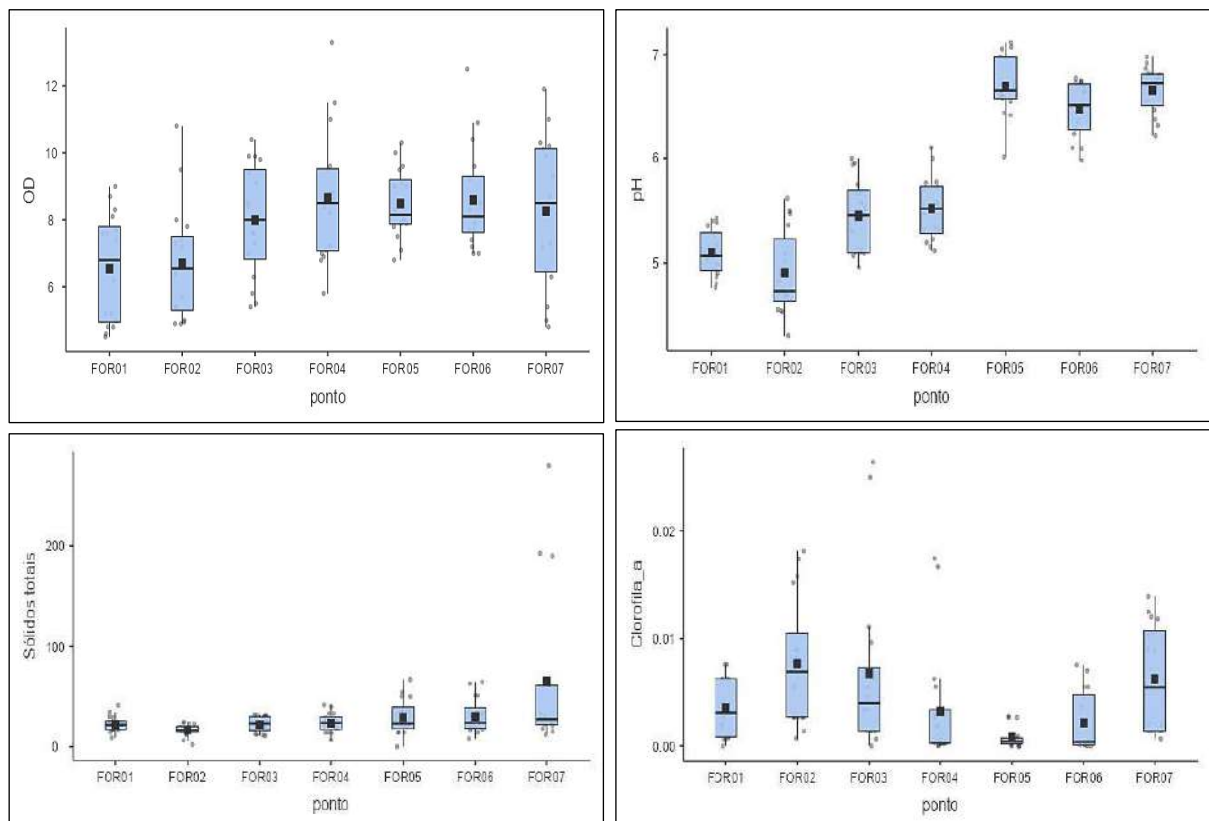
As observações do pH mostraram fortes diferenças nas medianas entre as estações de monitoramento da região do alto e médio rio Formoso, em comparação àquelas situadas no baixo curso hídrico, ao longo do tempo analisado. Os valores obtidos variaram, por período, de 4,9 em FOR01, e 6,47 em FOR07. Durante o período de estiagem as medianas oscilaram entre 5,26 e 6,81, nas mesmas estações (Figura 5.4).

Nesse sentido, vale ressaltar que o pH determinado na estação FOR01, em ambos os períodos, estiveram abaixo da faixa padrão definida na deliberação normativa. Por outro lado, os resultados encontrados na estação FOR07, estão dentro dos limites mínimo e máximo estabelecidos. Esses resultados indicam que a espacialidade e a sazonalidade influenciaram nos resultados em relação aos limites normativos.

Acerca da espacialidade, a influência pode ter sido causada pela caracterização da zona ribeirinha nessa região, formada por solos hidromórficos, tipo de solo favorece o acúmulo de elevados teores de matéria orgânica, uma vez que sua decomposição é limitada pela ausência de oxigênio atmosférico. Como resultado, o pH desses solos tende a ser ácido, resultado da decomposição parcial da matéria orgânica e da liberação de ácidos orgânicos. Outro aspecto relevante são as formas de uso e ocupação da terra na região do alto curso, trecho onde são desenvolvidas atividades agrossilvipastoris que também podem influenciar no pH.

Na análise de ST, as principais variações significativas verificadas entre as estações de monitoramento ocorreram em FOR02 e FOR07, com medianas de 19,2500 e 15,8300 mgST L⁻¹, no período de chuvas, e de 62,5000 e 23,7500 mgST L⁻¹ no período seco. Os valores de Cl/α indicaram variação significativa entre as estações de monitoramento FOR01 e FOR05 (H=-4,763, p=0,013), FOR02 e FOR05, FOR06 (H=-6,075, p<0,001; H=-4,437, p=0,028), FOR03 e FOR05 (H=-5,184, p=0,005) e FOR05 e FOR07 (H=5,481, p=0,002). As medianas variaram entre 0,0008 e 0,0111 µgCl/α L⁻¹, com oscilações observadas entre os períodos de chuva e estiagem. No intervalo de valores mínimos e máximos, as concentrações registradas variaram de 0,0000 a 0,0181 µgCl/α L⁻¹.

Figura 5.4 - *Box-plot* dos parâmetros analisados por estações de monitoramento (linha mediana, marcador da mediana, linha inferior e superior - quartis - e os *outliers*), após o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% (p<0,05)

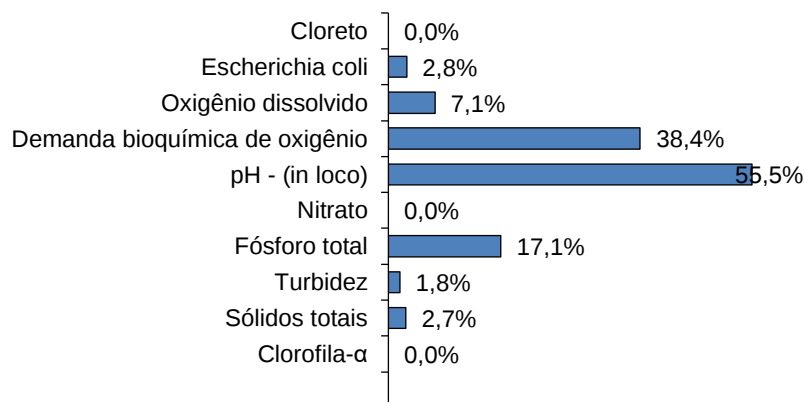


Fonte: Próprio autor

5.3.2 Análise do percentual de violação dos limites estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM/CERH nº08/2022

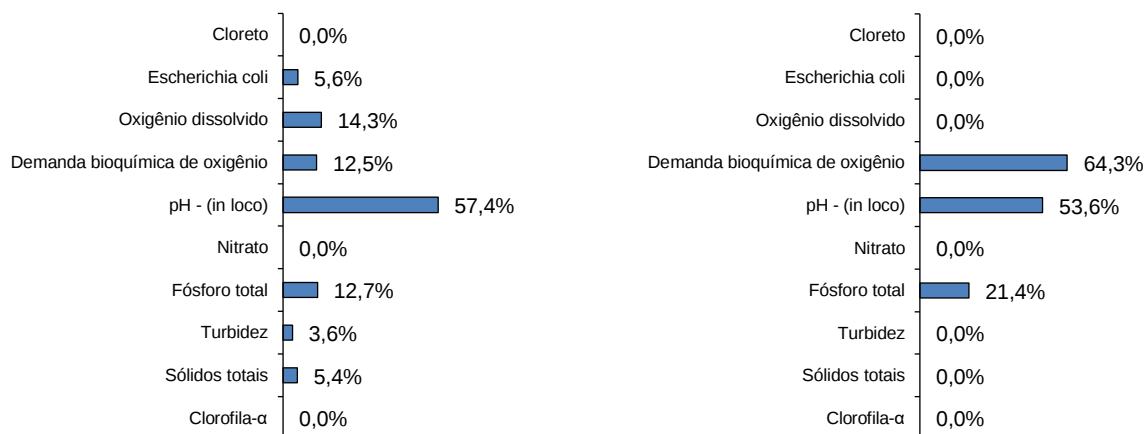
O nível de violação dos parâmetros em relação à DN nº 08/2022 foi calculada em porcentagem, utilizando-se os dados brutos referentes a todo o período observado, que compreendeu oito meses consecutivos de monitoramento, e específicos para os períodos de chuva e de seca. Verificou-se a violação de sete parâmetros com limites estabelecidos e que são monitorados pelo IGAM: *E. coli*, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, pH *in loco*, fósforo total, turbidez e sólidos totais (Gráficos 1 e 2).

Gráfico 1 - Frequência da ocorrência de parâmetros fora dos limites normativos da DN nº 08/2022 no decorrer do monitoramento



Fonte: Próprio autor

Gráfico 2 - Frequência da ocorrência de parâmetros fora dos limites estabelecidos da DN nº 08/2022 por período monitorado



Fonte: Próprio autor

Ao considerar os oito meses de observações, os parâmetros com maior quantidade de dados fora dos limites normativos foram a pH, DBO e o PT, que registraram índices de inadequação de 38,4%, 55,5% e 17,1% dos parâmetros, respectivamente (Gráfico 1). O Gráfico 2 mostra o percentual de violação nos períodos de chuva e de estiagem, nos quais observa-se que o pH apresentou 57,4 e 53,6% dos dados fora dos limites definidos na DN. A DBO, por sua vez, teve um maior número de dados inadequados aos limites normativos no período de seca, com 64,3%, enquanto, no período chuvoso, o percentual foi de 12,5%.

Em seguida, os parâmetros com maior ocorrência de resultados fora do limite legal foram o fósforo total, o oxigênio dissolvido, a *E. coli*, os sólidos totais e a turbidez. Dentre estes, o Fósforo foi o que apresentou maior índice de inadequabilidade, com 17,1% dos dados, ao longo dos oito meses de observações, 12,7% no período de maior precipitação e de 21,4% na estação seca. Para o parâmetro *E. coli* o nível de violação do padrão normativo obtido foi de 7,1% ao longo de todo o período monitorado e de 5,6% no período chuvoso.

A violação do limite legal dos sólidos totais correspondeu a 2,7% dos dados durante os oito meses de monitoramento e de 5,4% no período chuvoso. Ainda sobre os parâmetros físicos, a turbidez da água, observou-se que sua contribuição para a violação dos padrões definidos na legislação ambiental foi de 1,8%, em oito meses de análise, 3,6% na estação chuvosa.

Sobre os três últimos parâmetros abordados, observa-se claramente a contribuição de cada um para a violação dos limites normativos, principalmente no período chuvoso, momento em que houve maior densidade (NMP) e concentração. Sendo assim, pode-se concluir que a sazonalidade exerceu influência nos padrões quantitativos e qualitativos, visto que, na estação chuvosa, houve maior deposição de matéria orgânica contaminada por *E. coli*, e de sólidos totais, nos quais incluem-se os sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos totais.

Quanto ao OD, à DBO e ao pH, a violação desses parâmetros pode estar relacionada aos processos de decomposição da matéria orgânica depositada e sedimentada, especialmente no período seco, bem como à dinâmica do ambiente, que envolve a interação entre água e atmosfera e as características edáficas e de uso e ocupação da terra na bacia. Essas circunstâncias contribuem para a redução ou elevação do pH.

Considerando o cenário apresentado e visando uma comparação com dados ambientais disponíveis, os resultados deste estudo mostraram-se semelhantes com aqueles registrados pelo IGAM em análises de *E. coli* e fósforo total ao longo da série histórica⁷. Os registros indicam que, no período de 2014 a 2023, *E. coli* e fósforo total foram os parâmetros com maior índice de violação dos limites normativos.

O fósforo total, indicativo de contaminação por enriquecimento orgânico, apresentou vinte e cinco ocorrências de violação do padrão normativo. O parâmetro *E. coli*, por sua vez, indicativo de contaminação fecal, apresentou densidades de NMP maiores que o padrão normativo da classe 2 nos seguintes períodos: 1º e 2º trimestre de 2015, 3º trimestre de 2017, no 1º, 3º e 4º trimestre de 2018 e no 3º trimestre de 2019. Os Gráficos I.1 e I.2 (Apêndice I) apresentam os percentuais de violação dos parâmetros, de acordo com os dados da estação SF019, do IGAM.

É importante destacar que a estação SF019, situada na Unidade Estratégica de Gestão 2 (UEG 2), que abrange a circunscrição hidrográfica SF6, está localizada abaixo do exutório do rio Formoso, tornando-a potencialmente influenciada por suas águas (Figura I.2 - Apêndice) (IGAM, 2021). Essa localização, bem como a disponibilidade de dados trimestrais por parâmetro desde 2014⁸, conforme estabelecido pela DN nº 01/2008 (revogada) e pela DN nº 08/2022, proporcionou uma análise detalhada e uma comparação mais precisa com os resultados desta pesquisa (MINAS GERAIS, 2016).

5.6 Análise do Índice de Qualidade da Água (IQA)

Os resultados do IQA no monitoramento da qualidade das águas do rio Formoso foram obtidos a partir dos dados brutos dos parâmetros de utilizados no cálculo do índice, apresentados na Tabela I.8 (Apêndice) e no Gráfico 3. O gráfico indica a frequência de ocorrência das classes, e foram elaborados considerando a determinação em duplicata das análises físicas, químicas e microbiológica.

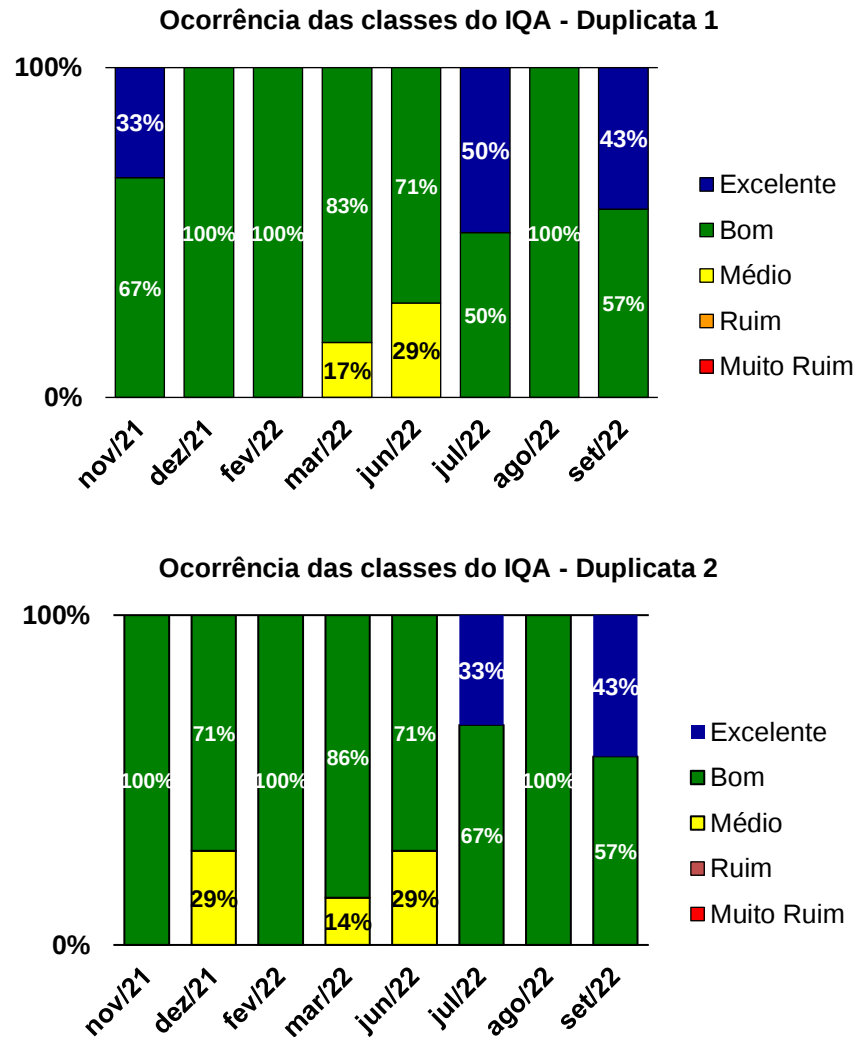
Desta maneira, o IQA foi calculado considerando as variações dos resultados das amostras. No entanto, alguns índices também não foram calculados devido à imprecisão de alguns resultados dos parâmetros *E. coli*, pH e PO_4^{3-} , que foram

⁷ <http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/405>

⁸ <http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/322>

encontrados, especialmente, no período chuvoso. Esses resultados totalizaram seus registros, correspondendo a 5,35% do banco de dados total. As Figuras I.3 e I.4 (a), (b) e (c), no Apêndice 1, exemplificam o resultado do IQA, através da nota do *qi* e a percentagem máxima do *qi* dos parâmetros *E. coli*, na estação chuvosa, e o pH, na estação de estiagem.

Gráfico 3 - Frequência de ocorrência das classes do IQA nos meses monitorados no rio Formoso



Fonte: Próprio autor

Durante o período de observação, a água de boa qualidade (IQA Bom) apresentou maior frequência nas duplicatas do IQA, com ocorrências variando entre 50% e 100%. Em seguida, a água classificada como excelente (IQA Excelente) registrou uma frequência de 33% a 50% nas amostras avaliadas. Já o IQA Médio, que

indica qualidade satisfatória, teve ocorrências oscilando entre 14% e 29%. Para as categorias de IQA Ruim e Muito Ruim, não foram registrados índices (ver Gráfico 3).

De maneira geral, o curso d'água apresentou água de boa qualidade (IQA Bom), principalmente no período seco, o que mostra uma relação com a variação sazonal, que consiste em um fator importante acerca de sua qualidade. No período de estiagem, observou-se maior ocorrência do IQA Excelente, pois os parâmetros qualitativos se mostraram melhores.

Em termos da sazonalidade do IQA, Passig *et al.*, (2015), Medeiros *et al.*, (2017), Amâncio *et al.*, (2018), IGAM (2019; 2020), Andrade Costa *et al.*, (2020), Gomes *et al.*, (2020), também apontam que a sazonalidade influenciou nos parâmetros do IQA em rios e bacias hidrográficas. Diversos estudos, como os realizados por Passig *et al.*, (2015), Medeiros *et al.*, (2017), Amâncio *et al.*, (2018), IGAM (2020), Andrade Costa *et al.*, (2020), Gomes *et al.*, (2020), apontam para a influência significativa da sazonalidade nos parâmetros que compõem o IQA em diferentes rios e bacias hidrográficas.

A sazonalidade pode afetar a qualidade da água devido às variações no volume de precipitação, que modificam os níveis de escoamento superficial. Esse processo eleva a quantidade de poluentes e sedimentos transportados para os corpos hídricos. A qualidade da água para consumo humano representa um aspecto crítico de saúde pública e gestão ambiental. Segundo o IGAM (2021), o IQA é um indicador fundamental para determinar se a água bruta captada para abastecimento público pode ser tratada por métodos convencionais.

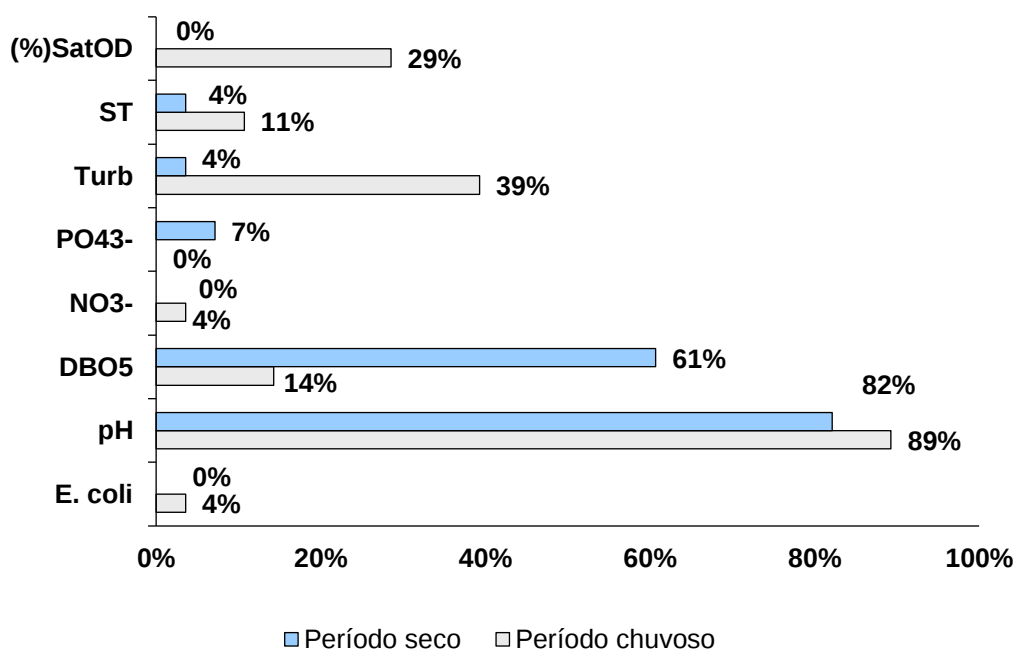
O índice classifica a água em diferentes categorias, de médio a excelente, que indicam sua adequação para tratamento e consumo. Este índice é particularmente sensível à presença de contaminações como esgotos, materiais orgânicos, nutrientes e sólidos, servindo como uma referência primordial para a qualidade da água.

Ainda sobre a frequência de classes do IQA do rio Formoso, os percentuais observados podem ser comparados aos registrados pelo IGAM, em 2022, para os rios Jequitaí, Pacuí e um trecho do rio São Francisco. Nos rios Jequitaí e Pacuí, por exemplo, que pertencem a mesma circunscrição hidrográfica (SF6 - UEG 2), afluentes do médio São Francisco, predominaram IQAs nas melhores classes (excelente e bom) com mais de 50%. Esse cenário também foi encontrado no rio Formoso no decorrer do período monitorado.

Quanto à influência dos parâmetros no IQA, o Gráfico 4 mostra a frequência com que cada parâmetro interfere no índice calculado durante o monitoramento. O pH apresentou a maior influência no período chuvoso e de seca, com percentuais de 89% e 82%, respectivamente. Em seguida, observou-se a DBO no período de estiagem, com influência de 61%. Essas variáveis, principalmente o pH, também contribuíram para a maior ocorrência do IQA Médio no decorrer do período.

Os valores de pH, mais afastados da faixa de neutralidade, influenciaram na diminuição e na elevação do índice durante o monitoramento, haja vista sua importância sobre o cálculo do índice, que representa 12% do valor. Essa variável é a terceira mais importante na composição do IQA. Além do pH, a turbidez durante o período chuvoso se mostrou relevante, conforme demonstrado pelas análises, resultando da maior deposição de todo tipo de sedimento. Esses resultados corroboram os que foi determinado na ACC, evidenciando a contribuição desses parâmetros que têm cargas canônicas significativas em ambos os períodos.

Gráfico 4 - Frequência de dados dos parâmetros que mais influenciaram o IQA durante os períodos chuvoso e seco



Fonte: Próprio autor

Castro *et al.*, (2023) avaliaram que variações no pH tiveram um impacto significativo na diminuição dos níveis de classificação do Índice de Qualidade da Água

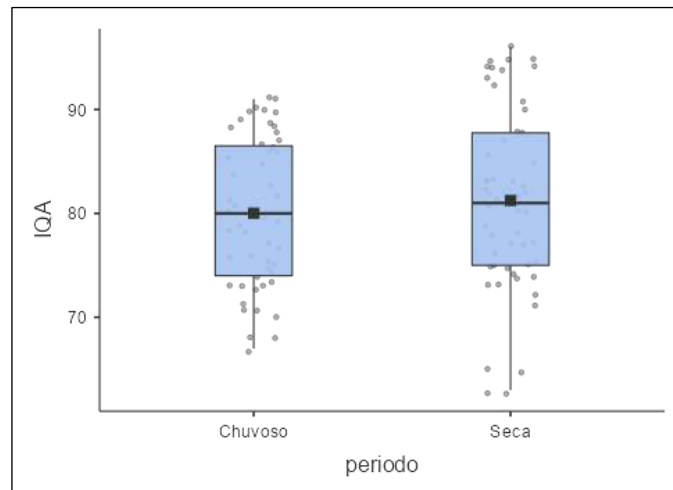
(IQA) de uma bacia no Cerrado durante o período seco. Por outro lado, Trindade *et al.* (2017) notaram que uma redução na DBO em certas estações de monitoramento do rio das Velhas, na região metropolitana de Belo Horizonte, ajudou a melhorar o IQA durante o período avaliado.

Por outro lado, o rio Formoso apresentou água de melhor qualidade em relação aos afluentes da região do baixo rio São Francisco, em Sergipe, no período chuvoso, no qual 50% dos tributários obtiveram uma qualidade satisfatória (IQA Regular) (BRITTO *et al.*, 2018). Em comparação à água de três microbacias no Sul da Bahia, nos períodos de chuva e de estiagem, o rio Formoso também teve melhor qualidade, visto que nessas três microbacias as classificações predominantes do IQA foram média e regular (LOPES *et al.*, 2019).

Após obtenção do IQA com base nos dados brutos, estes foram submetidos a tratamento estatístico por meio do cálculo da média, mediana, do desvio padrão, do coeficiente de variação, da média geométrica, dos percentis 10, 25, 50 (mediana), 75 e 90, dos coeficientes de assimetria e de curtose e os intervalos de confiança inferior e superior que são mostrados na Tabela I.9 (Apêndice). Esse processo foi fundamental para verificar a distribuição dos dados coletados e avaliar possíveis diferenças estatisticamente significativas entre os períodos analisados. Após essas análises, os dados foram submetidos ao teste *post-hoc* de Mann-Whitney ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

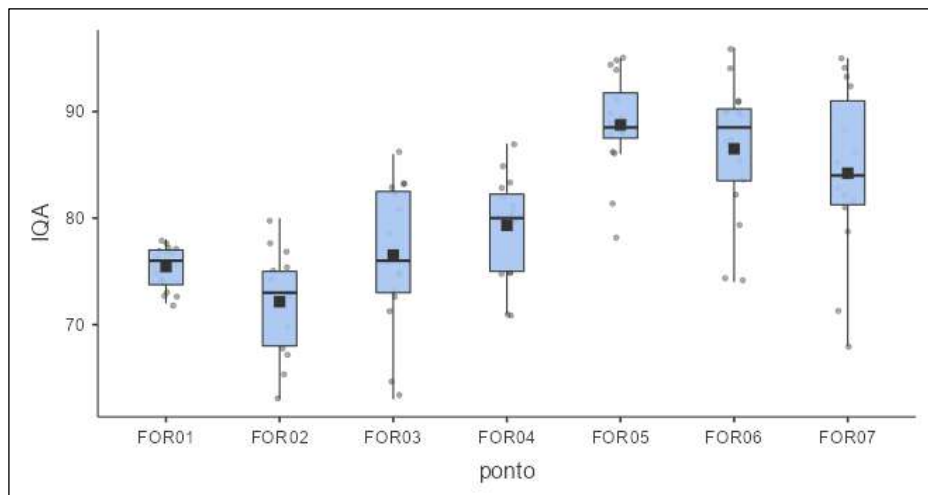
Nesse sentido, a mediana calculada para o IQA nas estações seca e chuvosa foram 79,50 e 81,00 respectivamente (Figura 5.5), entre as quais não foi observada diferença estatística significativa, visto que o valor foi maior que $p > 0,05$ ($p = 0,385$) (Tabela I.9 - Apêndice). As medidas estatísticas descritivas também foram calculadas para o IQA por pontos de monitoramento, sendo realizado posteriormente o teste de Kruskal-Wallis a 5% ($p < 0,05$).

Figura 5.5 - *Box-plot* do IQA (linha mediana, marcador da mediana, linha inferior e superior - quartis - e os *outliers*) por período



Fonte: Próprio autor

Figura 5.6 - *Box-plot* do IQA (linha mediana, marcador da mediana, linha inferior e superior - quartis - e os *outliers*) por estação de monitoramento



Fonte: Próprio autor

Os IQAs obtidos para a água do rio Formoso indicam adequabilidade ao tratamento convencional para o abastecimento, condição estabelecida pelo IGAM, caso houvesse essa essa forma de uso do corpo hídrico.

5.4 Análise de Correlação de Pearson

A correlação entre as variáveis, durante os períodos de maior e menor precipitação, foi avaliada por meio do coeficiente de correlação de Pearson (r) ao nível

de significância de 5%. É importante destacar que as correlações lineares, como a de Pearson, não implicam causalidade entre as variáveis.

Os valores, em azul, representam coeficiente de correlação positiva e na cor vermelha indicam correlação negativa. Valores sobrepostos com o “X” apontam para as correlações que não apresentaram significância estatística. A significância estatística das correlações é dada pelos valores de $p < 0,05$, $p < 0,01$ e $p < 0,001$ (Tabelas II.1 e II.2 - Apêndice II).

Acerca dessas correlações, Kumar *et al.*, (2006), explicam que se o coeficiente estiver próximo de -1 ou 1 indica uma relação mais forte, negativa ou positiva, entre duas variáveis, enquanto um valor próximo de 0 indica que não há relação linear significativa entre elas, com um nível de significância de $p < 0,05$. No entanto, de acordo com a correlação mais baixa, por exemplo, $|r| < 0,50$, pode ainda ser estatisticamente significativa em $p < 0,01$.

Assim, observou-se que as correlações positivas no período chuvoso, no geral, se mostraram fracas, mas significativas, sendo elas, entre: a E.Coli e o OD $|r| = 0,35$, $p < 0,01$, o pH, OD e a E. Coli $|r| = 0,37$, $p < 0,05$ e $r = 0,30$, $p < 0,01$ o PO_4^{3-} e a Tágua $|r| = 0,38$, $p < 0,01$ Turb, NO_3^- e PO_4^{3-} $|r| = 0,35$, $p < 0,01$ e $r = 0,46$, $p < 0,01$ e ST, NO_3^- , PO_4^{3-} e Turb $|r| = 0,31$, $p < 0,05$; $r = 0,33$, $p < 0,05$ e $r = 0,31$, $p < 0,05$. De outra forma as correlações negativas foram, Cl/α e Cl^- $|r| = -0,31$, $p < 0,05$ e entre DBO e pH $|r| = -0,32$, $p < 0,05$ (Figura II.1 - Apêndice II).

As correlações, neste período, caracterizam, respectivamente, a poluição difusa do corpo hídrico, seja por matéria orgânica e por solo escoado, mas também à relação entre a água e a atmosfera, determinando o equilíbrio ácido-base no corpo hídrico. Sobre a poluição difusa, Matos (2011), explica que sua causa, em bacias hidrográficas, está associada à contaminação física, caracterizada pela presença de sólidos. Esses sólidos representam também a contaminação química, seja orgânica ou mineral. As causas dessa forma de poluição associam-se ao escoamento dos locais onde são desenvolvidas as atividades de mineração e agropecuária (MATOS, 2011).

No que se refere à interface ácido-base (interação água-atmosfera) dos corpos de água naturais, Baird e Cann (2011) explicam que, nessas condições, os sistemas aquáticos contêm quantidades significativas de dióxido de carbono, devido à sua dissolução atmosférica, e de outros íons produzidos pelas reações envolvendo esse

elemento. Assim sendo, o ácido carbônico é a espécie dominante em pH mais baixo, além de determinar outras formas iônicas. Esses autores definem ainda que a água da chuva e a oxidação da matéria orgânica também resultam no aumento das concentrações desse ácido.

No período seco as correlações positivas significativas variaram entre moderadas e fracas sendo elas: Cl^- e Tágua $|r|=0,49$, $p<0,001$, pH e o OD $|r|=0,57$, $p<0,001$ e Cl/α , E. Coli, DBO e NO_3^- $|r|=0,42$ $p<0,001$, $r=0,35$, $p<0,01$ e $r=0,32$, $p<0,01$. As inter-relações negativas foram a DBO e o Cl^- $|r|=-0,67$, $p<0,001$, a Cl/α e o OD $|r|=-0,45$, $p<0,001$ e a Cl/α e o pH $|r|=-0,56$, $p<0,05$ (Figura II.2 - Apêndice II)

Neste período foram observadas correlações mais fortes e significativas em relação àquelas que foram obtidas no período chuvoso. Não foram observadas também as interações que se referem às variáveis físicas, como sólidos totais, e químicas, com os íons nitrato e fosfato. Assim, as correlações encontradas indicam a ocorrência do reequilíbrio no rio Formoso, estabelecendo-se a contribuição da fotossíntese e a ação da interface água-atmosfera, associados à diminuição do transporte de sedimentos para o curso hídrico.

Acerca da fotossíntese, de forma simplificada, realizada por seres autótrofos, tem-se como um dos produtos o oxigênio dissolvido ($\text{O}_{2(\text{aq})}$), resultante da reação entre o dióxido de carbono atmosférico $\text{CO}_{2(\text{g})}$ e a água (H_2O), processo em que ocorre a fotólise (dissociação) da molécula de água.

Com a dissociação da água são produzidos íons H^+ que se associam ao dióxido de carbono dissolvido ($\text{CO}_{2(\text{aq})}$) formando o ácido carbônico ($\text{H}_2\text{CO}_{3(\text{aq})}$), do qual o carbono é novamente utilizado na fotossíntese. Deste modo, estabelece-se o equilíbrio do processo, o que pode explicar a ligeira elevação do pH e as maiores concentrações de oxigênio dissolvido em relação ao período seco.

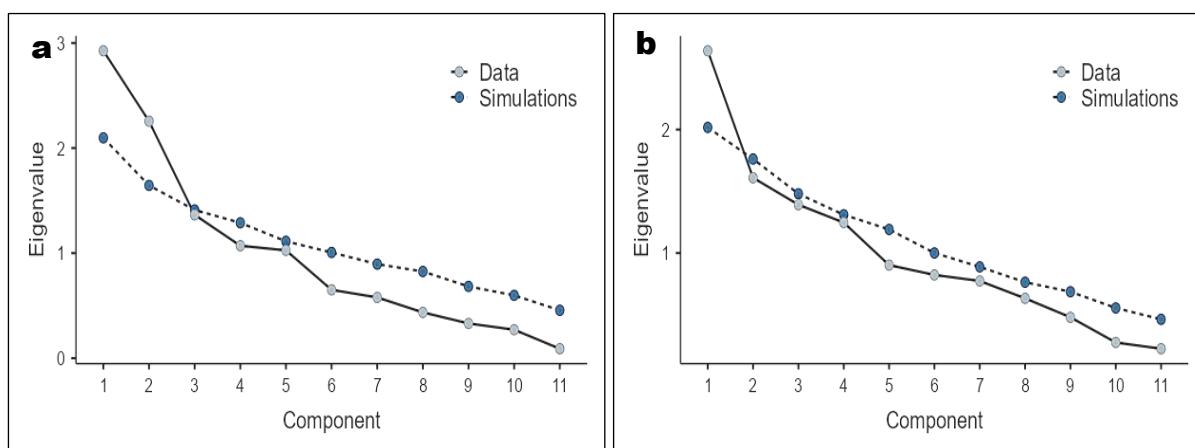
No que tange à interface água-atmosfera no rio, de forma oposta ao período chuvoso, a influência pode ser atribuída à maior difusão do oxigênio atmosférico ($\text{O}_{2(\text{g})}$) e do $\text{CO}_{(\text{g})}$ em razão da menor temperatura do ar e da água. Tais condições indicam para o reequilíbrio do corpo d'água. Sendo assim, a maioria das correlações, em ambos os períodos, indicaram quais foram as principais variáveis de qualidade da água, definindo preliminarmente os parâmetros mais relevantes na Análise de Correlação Canônica.

5.5 Análise de Correlações Canônicas

A Análise de Correlações Canônicas (ACC) teve por objetivo identificar quais foram os parâmetros mais importantes para caracterizar a qualidade da água nas estações FOR01 a FOR07, bem como obter um número reduzido de variáveis que representasse toda a estrutura dos dados originais e a maior parte da variância encontrada nos mesmos.

Na análise, por período, foram consideradas as duas primeiras dimensões de variáveis canônicas (VC1 e VC2), que explicaram mais de 80% da variação total dos dados. Nesse sentido, na época chuvosa, a variação dos dados da VC1 foi explicada por 88,10% e da VC2 por 6,94%. No período de estiagem, a variabilidade dos dados foi de 89,79% na VC1 e 6,18% na VC2. A Figura 5.7 (a) e (b) mostra o gráfico *scree* com a variabilidade mencionada.

Figura 5.7 - Gráfico *scree* com os autovalores e a variância dos eixos canônicos dos períodos chuvoso (a) e seco (b)



Fonte: Próprio autor

Em termos de variância total acumulada, portanto, no período de chuvas, os dois primeiros eixos canônicos explicaram 95,04% da variabilidade dos dados. A Tabela 5.2 apresenta as cargas canônicas (*canonical loadings*) de cada variável, sendo considerados, como correlações fortes, os carregamentos com valor igual ou maior do 0,7 e -0,7 e, moderadas, com carregamento entre 0,5 e -0,5 a 0,7 e -0,7 em ambos os períodos.

Tabela 5.2 - Coeficientes de correlação canônica das variáveis originais na definição das quatro variáveis canônicas no período chuvoso

Eixos	VC1	VC2	VC3	VC4	VC5	VC6
Autovalores	26,24	2,07	0,95	0,31	0,17	0,05
Variância (%)	88,10	6,94	3,20	1,04	0,56	0,17
T _{água}	-0,47	0,47	-0,70	-0,26	-0,05	0,05
OD	<u>-0,64</u>	-0,29	<u>-0,61</u>	0,27	-0,20	-0,13
Cl ⁻	0,34	<u>-0,55</u>	0,44	<u>-0,62</u>	0,07	0,02
<i>E. coli</i>	-0,80	0,31	0,13	0,36	-0,32	0,06
pH	-1,00	0,05	0,01	-0,02	0,01	0,00
DBO _{5,20}	0,80	0,32	-0,25	-0,12	-0,41	0,10
NO ₃ ⁻	-0,32	0,29	0,48	<u>-0,57</u>	-0,45	-0,21
PO ₄ ³⁻	-0,39	0,86	-0,15	0,02	0,00	-0,28
Turb	<u>-0,56</u>	0,75	0,22	0,24	-0,14	-0,05
ST	<u>-0,53</u>	0,74	0,25	0,30	-0,09	-0,11
Cl/α	0,24	0,84	-0,43	0,22	0,02	0,11

Fonte: Próprio autor

A primeira dimensão de variáveis canônicas (VC1) indicou a contribuição de matéria orgânica alóctone (de origem externa), conforme demonstrado pelas elevadas cargas canônicas positiva da DBO_{5,20} (0,80) e dos carregamentos canônicos negativos, em módulo, das variáveis pH (-1,00), *E. coli* (-0,80). Os coeficientes canônicos negativos, com carregamento moderado, foram representadas pelo OD (-0,64), pela Turb (-0,56) e pelos ST (-0,53).

A matéria orgânica afluenta ao rio Formoso é composta, em grande parte, por sólidos finamente particulados, como restos de culturas agrícolas e silvicultura, incluindo a serapilheira de florestas exóticas (Figura III.1 (d)). As áreas de pastagem também contribuíram para o aporte desse material, devido à proximidade com o corpo hídrico, facilitando o transporte do material orgânico, como resíduos fecais de bovinos.

Outro componente da matéria orgânica são as folhas e galhos parcialmente decompostas, provenientes da vegetação das áreas ripárias que foram transportados para o corpo hídrico. Na região do alto curso, essas áreas são formadas por solos pouco drenados, caracterizados por solos hidromórficos, o que favorece o acúmulo

de carbono orgânico (Figura III.1 (a), (b) e (c)). Essas condições explicam a elevada importância relativa da DBO, como resultado da matéria orgânica alóctone.

Nesse contexto, Hawkes *et al.*, (2018) explicam que a matéria orgânica em ambiente aquático é uma mistura de moléculas, cujas fontes, de acordo com Hamil *et al.*, (2018) podem incluir águas residuais e partículas industriais, matéria orgânica do solo, fitoplâncton vivo e outros detritos vegetais. Conforme Matos (2010), a forma de entrada nos cursos d'água se dá, principalmente, pela poluição difusa que introduz partículas de solo, nutrientes e dejetos animais com alta DBO. Esses dejetos são ainda uma importante fonte de contaminação das águas superficiais e subterrâneas por bactérias e vírus.

A forte carga canônica da DBO e do pH, relacionada à carga moderada do OD neste eixo, pode ser atribuídas à oxidação da matéria orgânica introduzida no corpo hídrico. No entanto, infere-se que a estabilização não foi completa, devido à menor densidade das partículas sólidas finas, que são transportadas com mais facilidade. Ainda assim, pode ter ocorrido a demanda exercida por oxigênio, levando à formação de ácido carbônico como produto da oxidação, resultando em um pH ligeiramente ácido.

Sob essa perspectiva, o processo de decomposição durante o período de chuva ocorreu como um reator biológico de fluxo a pistão, mas com menor tempo de detenção hidráulica (TDH) e com uma mistura mais homogeneizada. Nesse sentido, o menor TDH está relacionado à maior vazão do rio, enquanto a maior homogeneização da água é atribuída ao maior turbilhonamento. O resultado foi a manutenção satisfatória dos níveis de OD, havendo apenas um pequeno consumo de oxigênio.

Além disso, a difusão e dissolução do CO₂, a menor reoxigenação atmosférica do oxigênio e a baixa produção de oxigênio pela fotossíntese podem ter influenciado nas reações bioquímicas e os processos da química ácido-base da água, reduzindo o a concentração de OD e a medida de pH. Essas condições estão associadas à maior temperatura da água, ao volume do corpo hídrico e à velocidade de fluxo.

A componente VC1 teve forte influência das estações de monitoramento FOR01 a FOR04, destacando-se as estações FOR01 e FOR02, que obtiveram os maiores scores na correlação canônica (Tabela III.1 - Apêndice III). Nessas estações, a DBO, principalmente, apresentou maior influência, conforme pode ser observado

pelo comprimento do vetor em direção à variável. Nessas estações, a concentração de DBO foi maior, conforme se observa nos valores máximos calculados na estatística descritiva. Foi nessas estações também que o pH apresentou valores menores.

Acerca da relação entre a dissolução do oxigênio dissolvido e a temperatura da água, Colin e Baird (2011), Vesilind e Morgan (2011) explicam que a solubilidade dos gases aumenta ou diminui de acordo com a temperatura, pressão atmosférica e a concentração de sólidos dissolvidos. Nesse sentido, Colin e Baird (2011) descrevem que a dissolução de O_2 em água com temperatura a $0^\circ C$ é de $14,7 \text{ mg L}^{-1}$ e com temperatura a $35^\circ C$, a concentração de O_2 é de $7,0 \text{ mg L}^{-1}$.

Quanto à dissolução do CO_2 , Baird e Cann (2011), definem que em ambientes aquáticos há quantidades significativas dessa espécie, sendo a difusão atmosférica uma das formas de entrada. Ainda sobre a difusão do CO_2 , Baird e Cann (2011) explicam também que a água da chuva tem grande concentração de dióxido de carbono, na forma de $H_2CO_{3(aq)}$, o que torna o pH ácido, com 5,6. Essas concepções, portanto, corroboram os valores do pH e do OD encontrados na época chuvosa.

Ainda sobre a matéria orgânica, é importante salientar que o material depositado pode ter sido mais estabilizado durante os dias sem precipitação na estação chuvosa, especialmente no mês de janeiro, quando se tem menos dias com chuva e maiores temperaturas do ar e da água. Essa característica meteorológica é denominada de veranico.

No que se refere ao forte coeficiente canônico da *E. coli*, (-0,80), seu valor baseia-se no escoamento de material fecal para o curso hídrico, como parte da matéria orgânica, sendo essa bactéria heterotrófica anaeróbia facultativa. A correlação de Pearson entre a *E. coli* e o OD, explica sua importância no eixo VC1 e sua correlação canônica com as demais variáveis.

Sendo assim, esse cenário se baseia no conceito de Von Sperling (2014) que compara os rios como reatores biológicos, estando os seus constituintes susceptíveis às alterações por processos físicos de advecção e difusão, bem como por processos bioquímicos e físicos de conversão.

Von Sperling (2014) explica ainda que a advecção é resultante do movimento unidirecional do fluido, que transporta uma substância de uma posição para a outra. Quanto à difusão, sua causa decorre do movimento desordenado que provoca o

espalhamento dos constituintes e a diluição destes ao longo do tempo. Os processos de conversão têm relação com os fatores biológicos, físicos e químicos.

Acerca da DBO, Vesilind e Morgan (2015) explicam que essa variável é uma medida de oxigênio necessária para que bactérias e outros microrganismos aeróbios estabilizem a matéria orgânica decomponível. Esse consumo, conforme descrito por Von Sperling (2014), é atribuído principalmente à respiração das bactérias heterotróficas aeróbias. Quanto à bactéria *E. coli*, apesar de ser uma bactéria anaeróbia facultativa, é capaz de realizar a fermentação de carboidratos (PERCIVAL e WILLIAMS, 2014), o que mostra sua capacidade de absorver e decompor a matéria orgânica no corpo d'água (LIANG *et al.*, 2003; YANG *et al.*, 2007).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) também demonstrou um forte carregamento positivo no componente "Fator Agrícola" durante a avaliação da qualidade da água do córrego Sheriban, na Turquia. Segundo Mutlu *et al.*, (2023), esse fator foi influenciado pelos insumos provenientes da agricultura. Essas circunstâncias, como afirmado por Uncumusaoğlu e Mutlu (2018), são ocasionadas em razão das atividades agropecuárias e do esgoto doméstico no curso d'água.

Na análise da qualidade da água dos rios Nampong e Songkhram, na Tailândia, realizada por meio de técnicas estatísticas multivariadas, os parâmetros pH e OD também mostraram grandes cargas negativas. Essas cargas foram identificadas no varifator 2, que reflete a influência da poluição de fontes difusas e sugere a decomposição parcial da matéria orgânica proveniente de áreas agrícolas (MUANGTHONG e SHRESTHA, 2015).

Lopes *et al.*, (2019) concluíram que a agricultura e a pecuária exerceram uma influência negativa na qualidade da água do rio Cachoeira, devido à predominância dessas atividades na bacia. Descargas provenientes de fontes difusas associadas ao uso de produtos agrícolas e de dejetos animais podem ter contribuído para o aumento dos Sólidos Totais (ST), da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), do fósforo e do nitrogênio na água.

Castro *et al.*, (2023) observaram, por meio da análise dos componentes principais, que a DBO, o Oxigênio Dissolvido (OD) e o pH apresentaram fortes cargas fatoriais devido às substâncias químicas provenientes dessas atividades na avaliação da qualidade da água do rio Verdinho, localizado no Cerrado brasileiro, especialmente durante o período chuvoso.

A segunda dimensão de variáveis canônicas (VC2) mostra uma forte relação com a alteração física, química e biológica da água. Essa influência é observada pelas elevadas cargas canônicas dos parâmetros PO_4^{3-} (0,86), Turb (0,75), ST (0,74) e Cl/α (0,84) (Tabela 5.3). Esse fenômeno é atribuído ao transporte difuso de sedimentos, principalmente de solos, para o corpo hídrico em decorrência das chuvas.

Em termos do aspecto físico, os sólidos totais englobam todo tipo de partículas sólidas, sejam em suspensão ou dissolvida. Quando depositadas em corpos hídricos, tornam a água mais turva. Conforme Matos (2012), os sólidos referem-se à matéria suspensa e dissolvida nas águas. Para Von Sperling (2014), são a forma do constituinte responsável para avaliar o nível de turbidez.

Essa relação fica evidente na VC2, pois a carga canônica significativa de sólidos totais reflete o que seriam os diversos sedimentos depositados no rio, ou seja, as partículas de solo oriundas das áreas agrossilvipastoris, estradas rurais, caminhos existentes e regiões de solo exposto. Os valores mais elevados desses parâmetros foram observados nas estações de monitoramento FOR05, FOR06 e FOR07, localizadas do baixo curso hídrico, conforme descrito na Tabela I.5 (Apêndice I) e ilustrado na Figura III.2 (a) e (b). Esse trecho, embora tenha corredeiras, devido à formação rochosa constituída por lajes, também é formado por poças.

A correlação desses parâmetros e as interações com as estações de monitoramento são representadas no gráfico *biplot*, na Figura 5.8. Observa-se uma correlação forte entre os parâmetros, em função da pequena distância angular entre os vetores. No que tange às interações com as estações, destaca-se o comprimento e a direção do vetor associado à FOR07, que obteve maior score na componente canônica, exercendo assim maior influência no eixo VC2 (Tabela III.1 - Apêndice III).

A medida mais elevada de Turbidez e as maiores concentrações de PO_4^{3-} , ST e Cl/α nessa região estão relacionadas ao baixo gradiente de elevação, que reduz a vazão do rio e favorece o aumento da concentração desses sedimentos. Esta região é caracterizada como uma planície, estando próxima à foz no rio São Francisco. Segundo Gasparini, Calijuri e Corbi (2019), no baixo curso a água fica mais turva e com mais sedimentos dos processos que ocorrem a montante. No que se refere à similaridade entre as estações de coleta, observou-se proximidade entre os locais FOR02, FOR03 e FOR04 em relação ao parâmetro DBO, e FOR01 e FOR02, quanto à variável Cl^- .

De acordo com Reis e Brandão (2019), os sedimentos surgem das margens dos cursos de água ou da superfície da bacia hidrográfica, de processos erosivos e de dejetos de animais oriundos dos locais onde são criados. Assim, as atividades silviculturais, isto é, o plantio e o corte de florestas plantadas, e as atividades agrícolas é que favorecem o aumento da concentração desses sedimentos.

Na perspectiva da bioquímica, o nitrato e o fosfato são essenciais para o crescimento das macrófitas aquáticas e do fitoplâncton. Concentrações mais elevadas desses nutrientes resultam em maiores níveis de clorofila- α . Dessa forma, as variáveis NO_3^- , PO_4^{3-} e ST aderem à superfície de sedimentos transportados, e que quando depositados no corpo hídrico são dessovidos, tornando-se disponíveis para macrófitas e ao fitoplâncton.

O aumento da turbidez, causado pela elevação na concentração de sólidos totais, pode ter reduzido a penetração de luz na coluna d'água, impactando negativamente a taxa de fotossíntese. Esse efeito é observado nas menores concentrações medianas de Cl/α registradas na região do baixo rio Formoso, onde se localizam as estações FOR05, FOR06 e FOR07. Como consequência, é possível que a produção de oxigênio tenha sido limitada, especialmente na estação FOR07, que apresentou o menor nível de OD entre os pontos analisados. Fatores adicionais, como a decomposição de matéria orgânica, podem ter contribuído para o resultado observado (Tabela I.5 - Apêndice I).

Esse análise estabelece a relação entre as variáveis ST, Turb e Cl/α , e ratifica as correlações de Pearson entre a Turb com o PO_4^{3-} , bem como a relação entre os ST, o PO_4^{3-} e a Turb (Figura II.1). Essas correlações se mostraram fracas e moderadas, contudo, foram estatisticamente significativas ($p < 0,05$). Para Matos (2012), os ortofosfatos podem ser conduzidos pelas águas pluviais se forem despejados fertilizantes em áreas agrícolas, chegando aos cursos de água superficial.

Conforme Sirqueira e Oliveira-Filho (2005) e Smith e Schindler (2009), o fósforo é fundamental para o crescimento de algas. Ele ocorre nas formas de ortofosfatos, polifosfatos e fosfatos orgânicos em águas naturais. Sendo assim, as ações humanas, tais como o uso de fertilizantes agrícolas, despejos industriais e os lançamentos de efluentes domésticos, levam à disponibilização deste nutriente favorecendo a eutrofização do corpo hídrico.

A interação entre a turbidez e os nutrientes é importante para entender a produção primária em corpos de água. A luz e os nutrientes, que se encontram principalmente nas camadas superiores da coluna de água, especialmente em massas aquáticas profundas, são essenciais. Nesta camada a quantidade de oxigênio gerada pela fotossíntese supera a necessidade para respiração, e os nutrientes são amplamente utilizados nas regiões superiores dos lagos durante épocas de grande proliferação de fitoplâncton (BERNARDO, MINILLO e DANTAS, 2010).

Em suma, todos esses parâmetros fortemente carregados da VC2 mostraram concentrações ou medidas maiores no período chuvoso, mas não o suficiente para promover alterações significativas na qualidade da água. A concentração mediana de Cl/α se foi de $0,0024 \mu\text{g L}^{-1}$ no período, indicando uma produção muito baixa do pigmento liberado na água por meio da floração do fitoplâncton. De acordo com Tundisi e Matsumura-Tundisi (2011), ambientes aquáticos com concentração entre $0,3$ a $2,5 \mu\text{g L}^{-1}$ são considerados oligotróficos.

Essas pequenas concentrações mostram que o rio Formoso não é recebe lançamentos de efluentes com elevada carga de nutrientes e componentes biodegradáveis, não havendo, portanto, possibilidade de suas águas serem altamente eutrofizadas. Vesilind e Morgan (2015) esclarecem que a eutrofização geralmente acontece em rios de fluxo muito lento. Além disso, Umwali *et al.*, (2021) analisaram que em um lago tropical em Ruanda, África, os índices de turbidez e sólidos totais estão ligados ao período de chuvas, influenciando as variações sazonais e espaciais na qualidade da água, conforme identificado pela Análise de Componentes Principais.

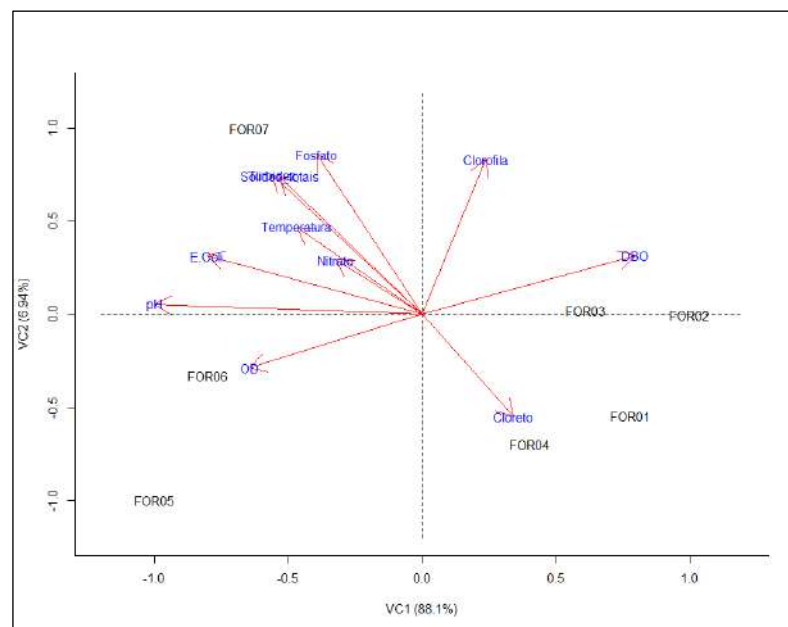
Muangthong e Shrestha (2015) destacam que altas contribuições da turbidez e dos sólidos totais são associadas a fontes difusas provenientes de áreas florestais e agrícolas. Egbueri (2019), ao avaliar a qualidade dos recursos hídricos em regiões agrícolas na Nigéria, constatou que altas cargas fatoriais de NO_3^- e PO_4^- sugerem o uso de fertilizantes inorgânicos. Da mesma forma, Cruz *et al.*, (2019) perceberam que elevadas cargas de fósforo total (PT) e turbidez estão ligadas ao depósito de sedimentos transportados pelo escoamento superficial do solo na bacia.

Além disso, fortes cargas fatoriais de clorofila/ α e PO_4^{3-} foram observadas na análise das características físicas e químicas do rio Poxim, em Sergipe, apontando uma relação com o conteúdo de matéria orgânica na água, já que a presença de nutrientes está relacionada ao crescimento algal (AGUIAR NETTO *et al.*, 2012).

Castro *et al.*, (2023) analisaram que os parâmetros turbidez, sólidos totais (ST) e fósforo total (PT) se mostraram mais significativos durante os meses de chuva (janeiro e fevereiro), refletindo a forte influência da sazonalidade nas variações da qualidade da água.

A Figura 5.8 apresenta o gráfico *biplot* para a VC1 e a VC2 do conjunto de dados do período de chuvas com os autovetores.

Figura 5.8 - Gráfico *biplot* para as componentes VC1 e VC2 do período chuvoso



Fonte: Próprio autor

No período seco, a variabilidade total acumulada dos dados foi explicada por 95,97%, e as cargas canônicas das dimensões VC1 e VC2 são mostradas na Tabela 5.3. A VC1 mostrou forte correlação com sete dos onze parâmetros de qualidade de água determinados, sendo as relações positivas: Turb (0,90), Cl/α (0,86), E. coli (0,82) e DBO (0,74). As fortes relações negativas ocorreram com o pH (-0,99), o OD (-0,89) e a Tágua (-0,76). Observou-se ainda uma correspondência moderada com o parâmetro ST (-0,68).

Nesse contexto, o primeiro eixo de variáveis canônicas explica o processo de autodepuração do curso d'água após o período chuvoso, devido ao forte carregamento canônico dessas variáveis. Fatores como a diminuição das chuvas e, conseqüentemente, do volume de água e da vazão interferiram nesse processo, permitindo que a luminosidade estivesse de forma mais intensa na massa líquida.

Além disso, o rio Formoso é um curso hídrico raso, exceto na região da estação de monitoramento FOR03, característica hidráulica que pode explicar o seu reequilíbrio qualitativo, tendo em vista a importância da fotossíntese.

Essas características são retratadas na Figura 5.9, especialmente porque os vetores das variáveis Turb e Cl/α estão direcionados aos scores que representam as estações de monitoramento FOR01 e FOR02. Além da redução do volume, vale destacar que nesse trecho o curso hídrico tem um fluxo de escoamento mais lento, o que contribui para a atividade fotossintética das algas e plantas aquáticas.

Tabela 5.3 - Coeficientes de correlação canônica das variáveis originais na definição das quatro variáveis canônicas no período seco (continua)

Eixos	VC1	VC2	VC3	VC4	VC5	VC6
Autovalores	12,71	0,88	0,23	0,22	0,09	0,03
Variância (%)	89,79	6,18	1,61	1,58	0,63	0,21
T _{água}	-0,76	0,50	-0,39	-0,11	0,07	0,03
OD	-0,89	-0,30	0,11	0,15	0,13	0,10
Cl ⁻	0,35	0,06	0,43	-0,71	0,33	0,27
<i>E. coli</i>	0,82	0,44	-0,17	-0,30	0,13	-0,02
pH	-0,99	0,14	0,06	-0,02	0,04	-0,01
DBO _{5,20}	0,74	-0,39	0,01	0,55	0,05	0,06
NO ₃ ⁻	0,40	0,29	-0,17	0,05	-0,64	0,13
PO ₄ ³⁻	0,01	-0,58	-0,06	0,73	0,34	-0,03
Turb	0,90	0,75	0,42	0,06	0,01	0,06
ST	-0,68	-0,38	0,30	-0,26	0,48	-0,09
Cl/α	0,86	0,48	0,06	0,17	0,00	0,01

Fonte: Próprio autor

As cargas canônicas significativas dessas variáveis explicam a produtividade primária no corpo hídrico, haja vista os elevados níveis de DBO no período seco. A DBO é um indicador da presença de componentes orgânicos e de matéria orgânica que demanda oxigênio para sua decomposição. Além disso, observa-se os elevados níveis de OD. Desse modo, embora a DBO se mostre importante e represente uma medida do consumo de OD disponível para degradar os compostos orgânicos,

produzidos na própria fotossíntese, o oxigênio disponível também é um produto da atividade fotossintética.

Cabe salientar, que a concentração de OD manteve-se adequada, atingindo saturações superiores a 100%, e a DBO não excedeu o limite normativo, conforme se observa na Tabela I.2 - Apêndice I. Acerca disso, a fotossíntese pode ser explicada pela existência de vegetação aquática e algas em algumas das estações, por exemplo, nos pontos FOR01, FOR02, além de musgos fixados nas lajes, como no ponto de monitoramento FOR05 (Figura III.4 (a) e (b) - Apêndice).

No entanto, apesar do estado de reequilíbrio natural, a DBO também pode ter sido influenciada para a completa estabilização da matéria orgânica sedimentada no leito do corpo hídrico, após o período chuvoso, ou produzida no ambiente, pela decomposição do fitoplâncton. A demanda por oxigênio também inclui a necessidade do metabolismo dos peixes, encontrados, por exemplo, na estação FOR02 (Figura III.5). Esses organismos não apenas consomem oxigênio, mas também disponibilizam nutrientes por meio das excretas, que são assimiladas pelas plantas aquáticas. Com isso, o ciclo do carbono e do nitrogênio são mantidos no corpo hídrico.

Sobre a autodepuração, Von Sperling (2014) define como um processo pelo qual um curso d'água se recupera utilizando mecanismos inteiramente naturais. Gasparini, Calijuri e Pinto (2019) descrevem essa recuperação como um fenômeno gradual que acontece através de processos químicos, tais como oxidação e redução; físicos, como diluição e sedimentação; e biológicos, envolvendo a atuação de microrganismos como algas e bactérias, atuando conjuntamente para que o curso d'água alcance um novo equilíbrio.

Esses autores também mencionam que a autodepuração é frequentemente estudada em relação à demanda bioquímica de oxigênio, que serve como um indicativo indireto da quantidade de matéria orgânica presente no sistema aquático. No contexto do rio Formoso, a produção primária pode ser compreendida através da concepção de Matsumura e Tundisi (2008), que apontam a variação na velocidade do escoamento, a radiação solar subaquática e a concentração de nutrientes em diferentes trechos do rio como fatores fundamentais para a análise da produção primária. A avaliação nesse caso é feita através da microdistribuição dos componentes dos produtores primários.

Vesilind e Morgan (2015) explicam que o aumento da DBO ocorre devido a uma fase inicial de rápida decomposição de matéria orgânica, durante a qual os microrganismos consomem materiais facilmente degradáveis. Após essa fase inicial, a necessidade de oxigênio no sistema diminui, visto que restam apenas os materiais mais resistentes à decomposição.

A turbidez tem um papel fundamental no processo de recuperação natural, pois a fotossíntese, para ser realizada, depende da energia luminosa assimilada pela comunidade planctônica. Portanto, a luminosidade não deve sofrer grandes interferências na massa líquida. Acerca dessa condição, foi atribuído o forte coeficiente canônico da turbidez (Turb. 0,90), com menores níveis obtidos durante a estiagem na região (Tabela I.2 - Apêndice I). A redução da turbidez foi observada em relação à diminuição do escoamento superficial difuso e, conseqüentemente, da vazão do corpo hídrico. A Figura III.6 ilustra a diferença macroscópica da turbidez entre os períodos chuvoso e seco.

Esse contexto é representado no gráfico *biplot* (Figura 5.9), que evidencia as relações estabelecidas no eixo VC1 por meio dos vetores, destacando as distâncias entre cada um, comprimentos (força) e os *scores* dos componentes canônicos. Identificou-se uma forte correlação entre os parâmetros DBO, *E. coli*, Cl/α e Turbidez, direcionados aos *scores* FOR01 e FOR02, representando as estações de monitoramento que contribuíram para a correlação canônica. Vale ressaltar também a proximidade entre FOR01 e FOR02, quanto à contribuição dessas parâmetros no componente VC1 (Tabela III.1 - Apêndice).

Essas condições ambientais podem ter influenciado diretamente nos processos de reoxigenação e desoxigenação do corpo hídrico, proporcionando um equilíbrio. Nesse contexto, neste trecho, pode ter ocorrido uma ação simultânea de reoxigenação e desoxigenação, como efeito de uma simbiose das condições encontradas, tais como a presença de luz e de vegetação aquática (ex.: vegetação típica das veredas, o capim natural), que promovem a fotossíntese. A *E. Coli*, por sua vez utiliza o oxigênio dissolvido liberado na água e contribui para a ciclagem de nutrientes, tanto do fitoplâncton quanto da matéria orgânica dissolvida.

Além dessa circunstância, observou-se folhas, restos de vegetação morta e material fecal de bovinos em decomposição, que servem de alimento às duas comunidades bióticas (Figura III.3 (a) e (b)). Sobre isso, a Tabela I.5 (Apêndice I)

demonstra que, principalmente entre as estações FOR01 a FOR04, a DBO e a Cl/α apresentaram valores medianos e máximos maiores neste período,

Essa circunstância corrobora o sentido dos vetores de *E. coli* e Cl/α (Figura 5.17) que estão praticamente sobrepostos, indicando que a população de *E. Coli* e do fitoplâncton podem ter crescido concomitantemente. Tal condição ratifica a correlação positiva de Pearson obtida para o período seco ($r=0,42$, $p<0,001$). A Tabela II.2, no Apêndice II, mostra que a concentração média e mediana de *E. Coli* nesta estação de monitoramento foi maior do que as demais no período.

O forte carregamento canônico das variáveis $T_{\text{água}}$ (-0,76), OD (-0,89) e pH (-0,99), ratifica a ocorrência da autodepuração do rio através da fotossíntese, concepção essa que pode explicar a maior produção de oxigênio em relação à demanda. Apesar disso, vale destacar que a temperatura da água no ambiente aquático também é relevante, pois, quando mais baixas, facilitam a solubilização do oxigênio atmosférico e tendem a homogeneizar a distribuição do fitoplâncton na massa líquida.

O OD tem relação com a $T_{\text{água}}$ e com processo de fotossíntese, sendo este mais determinante no pH. Nesse sentido, o OD manteve excelentes níveis de concentração, indicando que apenas uma pequena fração de matéria orgânica, predominantemente de origem alóctone, foi oxidada. Esse comportamento reflete a entrada de matéria orgânica oriunda de fontes externas ao ecossistema, como resíduos vegetais e sedimentos.

A elevação do pH da água está associada ao consumo de dióxido de carbono (CO_2) pela fotossíntese, que produz íons bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}), responsáveis pelo aumento da alcalinidade. Esse processo pode ter sido parcialmente influenciado pela reoxigenação do corpo hídrico, embora, sua principal relação estivesse estabelecida com a redução CO_2 disponível. Os valores de OD e pH e a forma como estão representados estão na Tabela I.2 (Apêndice) e na Figura 5.3).

A relação inversa entre DBO e OD é observada, representada pelas direções opostas dos vetores no gráfico *biplot*. A DBO reflete a demanda de oxigênio para a decomposição de matéria orgânica, enquanto a OD denota disponibilidade desse gás no curso hídrico. Dessa forma, essa relação ratifica o equilíbrio dinâmico no rio. Diante do contexto apresentado, os carregamentos da componente VC1 corroboram a correlação de Pearson no período seco, pois o pH e o OD mostraram significância

estatística ($r=0,57$, $p<0,001$). Ambos elevaram sua medida e concentração, respectivamente, conforme se verifica na Figura II.2 e Tabela II.2 - Apêndice.

A análise dos vetores no gráfico biplot (Figura 5.17) mostra uma forte correlação entre OD, pH e T_{água}, conforme indicado pelos menores ângulos entre os respectivos vetores. Em termos de direção, esses vetores apontam para os *scores* das estações FOR05, FOR06 e FOR07, localizadas no baixo curso do rio. A proximidade entre os *scores* dessas estações destaca a similaridade no comportamento dos parâmetros monitorados, refletindo condições ambientais consistentes ao longo desse trecho do rio.

Acerca desses processos, Von Sperling (2018) destaca que tais fenômenos são parte do balanço de oxigênio na água. Sobre a reoxigenação, Vesilind e Morgan (2015) explicam que uma das maneiras pela qual o oxigênio é introduzido na água é através da difusão atmosférica, um processo que depende de fatores como temperatura, pressão atmosférica e a concentração de sólidos dissolvidos. Braga *et al.*, (2005) definem esse processo de reaeração como produção exógena, que envolve a transferência de oxigênio do ar para o meio aquático.

Do ponto de vista do consumo, Braga *et al.*, (2005) também explicam que o oxigênio dissolvido é utilizado por decompositores aeróbios para a decomposição completa da matéria orgânica presente no ambiente aquático. Em termos de produção, Von Sperling (2018) salienta que a fotossíntese é o principal fenômeno responsável, no qual seres autótrofos, como plantas aquáticas e algas, sintetizam matéria orgânica e liberam oxigênio.

Taoufik, Khouni e Ghrabi (2017) perceberam que o processo de autodepuração ocorreu no rio Wadi El Bey, na Tunísia, especialmente em áreas menos poluídas e influenciadas por mudanças sazonais. Em um estudo feito na região Centro-Oeste do Brasil, Souza Pereira *et al.*, (2019) também obtiveram cargas fatoriais opostas entre *E. coli* e pH, destacando a importância desses parâmetros na avaliação da qualidade da água de um córrego durante os períodos seco, no inverno e na primavera.

O oxigênio dissolvido também apresentou forte carga fatorial negativa (-0,81), no estudo que avaliou as variações espaciais e sazonais da qualidade da água de um rio no Nordeste do Brasil. Exerceram influência sobre a variável, a atividade agrícola e a sazonalidade (CRUZ, *et al.*, 2019). Em uma análise no rio dos Sinos, no Sul do Brasil, Alves *et al.*, (2018) identificaram cargas fatoriais positivas para a turbidez

(0,896 e 0,743) e negativa para o pH (-0,605) durante as estações de outono e inverno, ressaltando o impacto sazonal na distribuição da poluição da água.

No estudo realizado por Ramírez *et al.*, (2018), que investigou as variações intra-anuais dos parâmetros físico-químicos e da clorofila- α em um sistema rio-várzea no México, foi identificado que a clorofila- α (Cl/ α) exibiu uma carga positiva, embora moderadamente fraca. De forma semelhante ao presente estudo, essa carga foi associada aos períodos em que o nível da água estava mais baixo, sugerindo uma dinâmica específica entre os níveis da água e a presença ou concentração de clorofila- α .

Conforme detalhado por Ramírez *et al.*, (2018), os níveis de clorofila- α (Cl/ α) estão diretamente relacionados à capacidade do fitoplâncton de assimilar nutrientes inorgânicos disponíveis no ambiente aquático. Este fenômeno também foi observado em outras pesquisas, como as realizadas por Shuhaimi-Othman *et al.*, (2007) e Wang *et al.*, (2018). Além disso, conforme destacado por Mayora *et al.*, (2013), Brito *et al.*, (2014), Roach *et al.*, (2014) e novamente por Ramírez *et al.*, (2018), a Cl/ α pode também estar associada às dinâmicas de escoamento, particularmente durante transições para períodos de níveis mais baixos de água.

Esses estudos indicam uma complexa interação entre os fatores físicos do habitat e a biologia do fitoplâncton, enfatizando como as variações ambientais podem influenciar diretamente a produtividade primária aquática. No que tange a essa variável, no rio Formoso, cabe destacar que sua concentração se mostrou muito baixa neste período, quando comparada à legislação. Essa condição se apresentou semelhante à situação observada pelos autores supracitados no que se refere ao aumento e redução de nível dos sistemas aquáticos (Tabela I.2 - Apêndice).

O segundo eixo de variáveis canônicas (VC2) destaca a contribuição essencial da turbidez, com carga positiva elevada (0,75), e da temperatura da água (T_{água}), com carga moderada (0,50), para a manutenção do equilíbrio do curso hídrico. As demais variáveis apresentaram carregamentos positivos e negativos menos expressivos, indicando uma influência subjacente no processo.

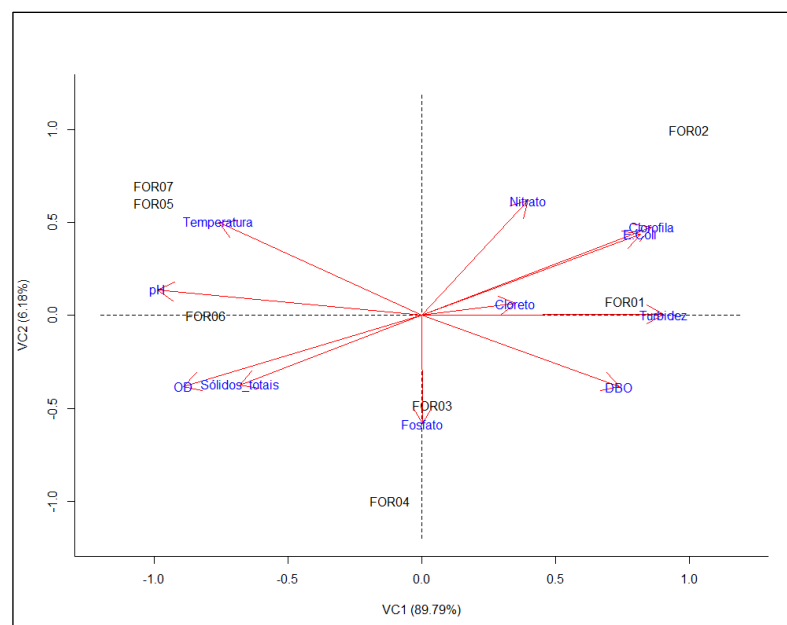
A elevada turbidez pode ser atribuída à presença de matéria orgânica fina, resultante da decomposição do fitoplâncton, que confere um aspecto ligeiramente turvo à água. No entanto, conforme indicado na Tabela I.2 (Apêndice I), os níveis de

turbidez permaneceram baixos durante o período seco, ressaltando seu papel na síntese de Cl/α .

A temperatura da água também demonstrou relevância nesse período, que é caracterizado pelas menores temperaturas. Esse parâmetro influencia diretamente a solubilidade do oxigênio e promove uma homogeneização térmica na coluna d'água, contribuindo para a estabilidade do sistema hídrico. As interações entre turbidez, temperatura e outros fatores são visualizadas de forma integrada no gráfico biplot (Figura 5.9), a partir dos dados analisados nos eixos VC1 e VC2.

Neste período, a similaridade entre os pontos de coleta foi observada entre as estações de monitoramento, FOR01 para Cl/α , DBO, *E. coli* e Turb, FOR03 e FOR04, em relação aos parâmetros PO_4^{3-} e FOR05, FOR06 e FOR07 para os parâmetros OD, pH, $T_{\text{água}}$ e ST.

Figura 5.9 - Gráfico *biplot* para as componentes VC1 e VC2 do período seco



Fonte: Próprio autor

5.7 Medidas mitigadoras para a melhoria da qualidade de água do rio Formoso

As mudanças no uso da terra, nas regiões tropicais, mostraram um padrão semelhante afetadas por fatores como o crescimento econômico, o tamanho das propriedades e a acessibilidade (ETTER *et al.*, 2006; ROSA *et al.*, 2013). Nesse

contexto, a substituição de áreas florestais pela agricultura reduz a qualidade da água, devido à erosão das terras cultivadas, à aplicação excessiva de fertilizantes e esterco, ao aumento na densidade animal, à erosão dos canais, às atividades de construção e à geração de águas residuais (OMETO *et al.*, 2000; GERGEL *et al.*, 2002; EROL e RANDHIR, 2013; GUNAWARDHANA *et al.*, 2016; HUANG *et al.*, 2016).

Em contrapartida, Sweeney *et al.*, (2004), Mingoti e Vetorazzi (2011), Schilling e Jacobson (2014) e Tanaka *et al.*, (2016) afirmam que a preservação das áreas florestais em bacias hidrográficas agrícolas pode regular os ciclos biogeoquímicos, controlar a erosão oferecer proteção contra a erosão e diminuir a quantidade de poluentes, o escoamento de nutrientes e a temperatura da água.

Portanto, é evidente que as bacias hidrográficas cobertas por florestas nativas proporcionam uma melhor qualidade da água em relação às bacias hidrográficas com outros usos da terra. Acerca disso, Knee e Encalada (2014) identificaram que as bacias hidrográficas que abrigam riachos em áreas florestais preservadas tendem a apresentar a melhor qualidade de água. Wang *et al.* (2013) também associaram áreas com cobertura florestal a uma boa qualidade da água, quando comparadas com fazendas e áreas urbanas.

Além disso, Huang *et al.* (2016) verificaram que há uma forte correlação positiva entre os parâmetros de qualidade da água e a proporção de cobertura florestal. Ribeiro *et al.*, (2009); Singh e Mishra (2014), explicam que as florestas tropicais, dentre elas a Mata Atlântica, são uma mistura de áreas florestais em diferentes estágios de conservação, frequentemente intercaladas com áreas agrícolas ou de outros usos do solo (RIBEIRO *et al.*, 2009; SINGH e MISHRA, 2014).

Nessa linha, as reservas ecológicas em terras privadas são reconhecidas como uma importante estratégia para fornecer diversos serviços ecossistêmicos e conservar a biodiversidade (BRANCALION *et al.*, 2013; BANKS-LEITE *et al.*, 2014; PALMER e RUHL, 2015). Para garantir a conservação dessas áreas em terras privadas e promover práticas agrícolas mais sustentáveis, foram implantados instrumentos regulatórios mistos por atores públicos e privados visando compensar os proprietários pelo manejo sustentável de suas terras e pela preservação de vegetação nativa remanescente (LAMBIN *et al.*, 2014; PHALAN *et al.*, 2016).

Nesse contexto, foram destinadas consideráveis quantias financeiras para programas que buscam aprimorar a disponibilidade de água potável, envolvendo os

proprietários de terras e promovendo práticas agrícolas mais sustentáveis (BENNETT e CARROLL, 2014). As áreas ribeirinhas têm recebido especial atenção devido ao reconhecimento de seus serviços na conservação dos recursos hídricos, bem como de suas diversas funções ecológicas (NAIMAN e DÉCAMPS, 1997), respaldadas por políticas e proteção legal em escala global (RICHARDSON *et al.*, 2012; RICHARDS *et al.*, 2015).

Conforme observado por Lowrance *et al.*, (1985), essas áreas desempenham múltiplos papéis: fornecem sombra e matéria orgânica aos riachos e à sua biota; funcionam como corredores ecológicos para a vida selvagem (LESS e PERES, 2008); estabilizam as margens dos rios (ABERNETHY e RUTHERFURD, 2000); retêm o escoamento de água, produtos químicos e sedimentos provenientes de áreas adjacentes (MAYER *et al.*, 2007; YUAN *et al.*, 2009); e desempenham um papel vital na dinâmica dos ciclos biogeoquímicos na paisagem (NAIMAN e DÉCAMPS, 1997).

É importante ressaltar que, além da gestão da cobertura vegetal nativa, a adoção das Melhores Práticas de Gestão (Best Management Practices - BMP) em áreas de produção agrícola pode evitar a origem da maioria dos problemas que afetam os recursos hídricos (TUPPAD *et al.*, 2010). Portanto, uma ação complementar ao estabelecimento de zonas de proteção ciliar se torna necessária e deve ser empregada sempre que possível. Quando implementadas corretamente em áreas agrícolas, as BMP são capazes de proteger o solo contra o impacto das gotas de chuva e promover a infiltração das águas superficiais, reduzindo a erosão do solo e a poluição proveniente de fontes difusas por sedimentos, nutrientes e agroquímicos (LIU *et al.*, 2017).

As BMPs tradicionalmente adotadas em áreas agrícolas incluem técnicas como rotação de culturas, culturas de cobertura, manejo de nutrientes, plantio direto, cursos de água com gramíneas, faixas tampão vegetadas, lagoas de captação de água e terraços. Da mesma forma, a conservação ou a restauração da vegetação nativa em áreas estratégicas de bacias hidrográficas rurais também é considerada uma prática para a gestão de bacias hidrográficas.

Com base nesse contexto, deveria haver a implementação de três ações essenciais, de curto, médio e longo prazo, sendo elas: o mapeamento e a análise das áreas ripárias por meio de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), a restauração dos serviços ecossistêmicos das zonas ripárias e utilização de técnicas de

conservação do solo. Assim, o poder público estadual deve agir, por meio de seus órgãos de controle, visto que é responsável pela gestão da bacia no município de Buritizeiro, além dos produtores rurais que também devem ser incluídos nesse contexto. É importante ressaltar que, durante o período da pesquisa em campo, essas práticas foram pouco observadas na bacia e ao longo do curso d'água.

5.7.1 Mapeamento e análise das áreas ripárias por meio de Sistema de Informação Geográfica (SIG) de acordo com a legislação ambiental

A preservação e restauração das áreas de vegetação ripária ao longo do corpo hídrico principal e de outros corpos d'água da bacia contribuem para a filtragem dos poluentes difusos causados pelo escoamento superficial direto, associados ao carregamento de sólidos, de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e de defensivos agrícolas. Além desses benefícios, a vegetação nativa desempenha um papel fundamental na absorção de água da chuva, pois auxilia na manutenção das vazões da bacia nas diferentes épocas do ano.

Segundo Bauman *et al.*, (2007), os serviços ecossistêmicos associados às zonas ribeirinhas são frequentemente referidos como serviços das bacias hidrográficas e englobam a purificação da água, a regulação das vazões, o controle da erosão e a estabilização das margens dos rios. Antes, porém, de iniciar ou implementar essas ações, é necessário realizar um diagnóstico dessas áreas a fim de avaliar o seu estado atual de conservação e traçar objetivos relacionados à sua gestão. Neste cenário, algumas etapas, descritas a seguir, devem ser executadas para o início desse processo.

Com a coleta dos dados geográficos, as imagens de satélite, a elaboração de mapas com a localização, bem como a ocupação da terra, será possível obter estimativas do tamanho das APPs que deverão ser preservadas e recuperadas. Isso deverá ser feito, segundo a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que institui a Lei Federal de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012), e a Lei 20.922, de 16 de outubro de 2013, que estabelece, no âmbito do estado de Minas Gerais, a Política Florestal e de Proteção à Biodiversidade do Estado em Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2013). Convém salientar que a lei mineira apenas reproduz as disposições da lei federal para o seu âmbito de aplicação.

Nesses códigos, as APPs são definidas como áreas do entorno das nascentes e os olhos d'água perenes, com raio mínimo de 50 metros, bem como as faixas marginais de cursos d'água naturais perenes e intermitentes, excluídos os efêmeros, medidas a partir da borda da calha do leito regular, cuja largura da faixa de vegetação varia entre 30 a 500 m, de acordo com a largura do rio.

De forma a complementar ao mapeamento, serão utilizados os dados ambientais das propriedades, relativos às APPs hídricas, cadastrados na plataforma do Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), visando avaliar o estado em que as mesmas se encontram e apresentar cenários com as áreas mínimas de recomposição, segundo a classificação de cada imóvel quanto ao número de módulos fiscais.

Conforme Brancalion *et al.*, (2016), essa condição é propícia à lei, pois estabelece programas inovadores de controle e incentivo que facilitam e promovem a sua aplicação. Dessa forma, foram implementados programas como o Cadastro Ambiental Rural (CAR), o Programa de Regularização Ambiental (PRA), o Projeto de Recuperação de Terras Degradadas e Alteradas (PRADA) e o programa de Cotas de Reserva Ambiental (CRA), conforme estabelecido pelo Decreto Federal nº 7.830, de 17 de outubro de 2012. Essas quatro ferramentas institucionais possibilitam uma gestão abrangente e integrada, indo além do simples monitoramento e fiscalização do cumprimento.

Neste estudo, é apresentado um mapa com o levantamento das áreas próximas às zonas ripárias do rio Formoso com base na análise geoespacial da bacia (Figura III.1 - Apêndice III). São mostradas também as formas de uso e ocupação da terra com a quantificação das áreas com vegetação nativa e com uso alternativo do solo.

Acerca da utilização de SIG (Sistema de Informações Geográficas), Guidotti *et al.*, (2020) delinearão uma modelagem que estimou a perda de solo e a deposição de sedimentos em cursos hídricos, bem como a situação atual das APPs uma bacia hidrográfica na região de Piracicaba, São Paulo. Cenários das larguras das faixas de vegetação foram formulados visando avaliar a sua influência na proteção destes mananciais. Nessa linha, os resultados indicam que, quanto mais estreita é a área ciliar, menor o controle da dinâmica da erosão do solo dentro das APPs. Essa condição mostra a necessidade da cobertura florestal nos 15 primeiros metros, o que equivale à proteção dessas áreas quando totalmente florestadas.

Valera *et al.*, (2017) conduziram um diagnóstico das áreas degradadas na bacia do rio Uberaba, empregando o uso de SIG em conjunto com modelos de perda, conflito de uso e tolerância ao solo. Os resultados mostraram que parte da bacia estava em estado avançado de degradação, resultante de danos, tais como a modificação da qualidade da água e dos ecossistemas ribeirinhos por conta do carreamento de partículas. Dessa maneira, a combinação da USLE (Universal Soil Loss Equation), modelos de tolerância do solo e Sistemas de Informação Geográfica possibilita a efetiva aplicação do princípio do poluidor-pagador (PPP), uma vez constatada a degradação do solo.

Para Simões *et al.*, (2002), a utilização de sensoriamento remoto e SIG também foi conduzida em um estudo que propôs um método para identificar as áreas prioritárias para a restauração da vegetação ciliar na porção superior da bacia do rio Pardo, localizada em São Paulo, Brasil. Os resultados apontaram que a restauração da vegetação ciliar deve abranger aproximadamente 81,27% da área de preservação permanente e deveria ser realizada em três etapas, visando a alocação eficiente de recursos de acordo com a ordem de prioridade.

Ao utilizar os dados do Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) de Minas Gerais e o apoio de SIG, Monteiro *et al.*, (2017) analisaram a bacia hidrográfica do rio Verde, localizada na Serra da Mantiqueira, em Minas Gerais, quanto aos diferentes cenários representativos dos imóveis rurais em relação às alterações nas áreas de preservação permanente estabelecidas pelo novo Código Florestal. Essa análise revelou uma redução de aproximadamente 48% na área protegida em comparação com a legislação anterior.

Neste contexto, também foi realizado o levantamento do uso e cobertura da terra na bacia do rio Formoso, baseando-se, especialmente, na vetorização do curso hídrico, no qual foi observada a predominância da ocupação da terra por formação savânica, o Cerrado, com 307,10 km², equivalente a 35,22% da área. São incluídas na formação savânica as áreas alagadas, que, na bacia, são caracterizadas por hidromorfismo (saturação de água), e uma vegetação típica, com 70,42 km² (8,28%). As formações florestais ocupam 40,86 km², correspondendo a 4,69% da área da bacia (Figura 5.1 e Tabela 5.1).

Sobre os estudos de uso e ocupação da terra, cabe salientar a diferença entre os mapas, nas Figuras 5.1 e III.1 (Apêndice III), pois, neste último, há inclusão da área

alagada obtida na plataforma MapBiomas. Ainda sobre as formações florestais, a Figura III.2 (Apêndice III) indica a presença da fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual Montana (Mata Seca), no baixo rio Formoso.

As observações em campo corroboram os resultados obtidos por SIG quanto às fitofisionomias, pois as veredas, que são qualificadas como uma das formações savânicas do bioma, situam-se, predominantemente, na região do alto e médio curso. Vale destacar que tal formação é composta por diferentes tipos de vegetação, visto sua presença em meio aos estratos herbáceo-arbustivo de Cerrado Ralo e Campo, podendo ser qualificada também como Mata de Galeria inundável em regiões planas e baixas (Figura VI.1 (a)).

No baixo curso, foi visualizada a maior cobertura do solo pelas formações mais adensadas de Cerrado, compostas pelas fitofisionomias do Cerrado Típico, a Mata de Galeria, incluindo aquelas que são inundáveis, e da Mata Seca do Cerrado (Figura VI.1 (b)). Essas circunstâncias demonstram que o rio Formoso pode ser considerado um ambiente ribeirinho complexo, pois são encontradas diferentes fitofisionomias ao longo do seu curso. Isso, porque ao analisar duas regiões, o alto e o médio, juntas, encontram-se as formações savânicas, e no baixo curso as formações florestais de Cerrado, ambas caracterizadas nos parágrafos anteriores.

Estes cenários mostram que a zona ribeirinha do corpo hídrico, de forma geral, se mostra conservada, provavelmente, em virtude do tratamento jurídico especial aplicado às formações de Vereda e de Mata Seca, no decorrer da ocupação alternativa do solo. Esse ordenamento foi estabelecido pelas diferentes leis federais e estaduais (BRASIL, 1965; BRASIL, 2012, MINAS GERAIS, 2012; MINAS GERAIS, 2022). Todavia, apesar do estado de conservação, na análise geoespacial apresentada na Figura IV.1 (Apêndice IV), foi possível perceber que algumas áreas próximas ao corpo hídrico são ocupadas por agropecuária, lavoura e pastagem.

Assim, de acordo com os cenários apresentados, será necessário realizar um mapeamento mais preciso da zona ripária do rio Formoso e dos seus afluentes, com a delimitação dos solos hidromórficos das Veredas, nas regiões do alto e médio curso hídrico. A partir dessa delimitação, as APPs nas Veredas deverão ser definidas em largura mínima de 50 metros, conforme a legislação ambiental, por meio da aplicação da ferramenta *buffer*.

Do médio para o baixo curso, ao se observar a transição da fitofisionomia Veredas para o Cerrado Típico, Mata de Galeria e Mata Seca, o *buffer* deverá ser feito em 50 metros a partir do polígono do curso hídrico, que foi vetorizado, segundo a largura do corpo hídrico. Essa região não possui solos hidromórficos, mas solos rochosos, vale mais encaixado, com escoamento sobre os lajedos.

Sendo assim, tais ações deverão ser feitas por meio da aquisição de imagens de satélite com melhor resolução, bem como por pontos de controle georreferenciados coletados em campo. Com isso, poderá ser feito um diagnóstico preliminar dos locais mais críticos, em termos das áreas ocupadas por vegetação nativa, que subsidiará as medidas de restauração dos serviços ecossistêmicos das zonas ripárias.

5.7.2 Restauração dos serviços ecossistêmicos das zonas ripárias da bacia do rio Formoso

A restauração ecológica das zonas ripárias é essencialmente um esforço para recuperar e revitalizar áreas ao longo das margens de corpos hídricos como rios, lagos e riachos. Estas zonas são críticas para a integridade tanto dos ecossistemas aquáticos quanto terrestres, agindo como áreas de interface ou transição. O principal foco da restauração é restaurar as funções ecológicas originais dessas áreas, o que pode incluir o aumento da biodiversidade local, a melhoria da qualidade da água e a proteção do solo contra a erosão, contribuindo significativamente para a saúde geral dos ecossistemas relacionados.

Nesse contexto, propõe-se que as áreas ribeirinhas da bacia hidrográfica sejam avaliadas em termos de sua conservação e preservação do componente florestal, de sua distribuição nessas áreas e de sua interação com o solo. Essas medidas devem ser conduzidas por meio de uma avaliação, que incluirá a realização de um levantamento deste componente, englobando uma análise da composição botânica, da estrutura e da distribuição da vegetação, além de uma análise do solo visando avaliar suas propriedades físicas, químicas e biológicas.

Com base nisso, deve ser elaborado um plano de preservação dos fragmentos vegetacionais remanescentes e de restauração das matas ciliares, principalmente aquelas que têm maior grau de perturbação e onde o solo mostra maior grau de degradação, que pode ser denominado como Projeto Técnico de Reconstituição da

Flora (PTRF) (MINAS GERAIS, 2021). Esse estudo deve fornecer dados sobre a composição botânica e a estrutura da vegetação, mas também as técnicas que devem ser implementadas para restaurar suas funções ecossistêmicas e os efeitos sobre o ambiente ribeirinho.

No que tange a caracterização da vegetação, Longhi *et al.*, (2000) definem a importância do reconhecimento das espécies em uma área, além da análise da estrutura das florestas, para a caracterização da vegetação arbórea de um determinado local. Para Vilela *et al.*, (1993), Custódio Filho *et al.*, (1994) e Moro e Martins (2011), o estudo da florística e da fitossociologia de uma floresta representa o passo inicial para o seu conhecimento, pois, associado à sua estrutura e dinâmica, pode-se construir uma base teórica que subsidie a conservação dos recursos genéticos e de áreas similares, além da recuperação e restauração de áreas ou fragmentos florestais degradados, contribuindo substancialmente para seu manejo.

Segundo Kent (1992), a fitossociologia é aplicada para realizar um diagnóstico qualitativo e quantitativo das formações vegetais, fornecendo informações essenciais para o planejamento de ações ambientais, como manejo ambiental e florestal, e restauração de áreas degradadas.

Em relação a isso, na literatura, são encontradas pesquisas em nível de pós-graduação *stricto sensu*, abordando o diagnóstico da composição florística das APPs ciliares perturbadas em rede de drenagem (DZEDZEJ, 2008); o estudo da composição florística de fragmentos florestais ao longo da bacia do rio São Francisco para a definição de um modelo de revegetação (MELO, 2008); a avaliação dos gradientes de solo e vegetação em mata ciliar do rio São Francisco para fins de restauração florestal (RODRIGUES, 2011); a caracterização física da sub-bacia do ribeirão Santa Cruz, em Lavras, MG; e a proposta de recuperação de suas nascentes por meio do estudo da vegetação (PINTO, 2003).

Melo *et al.*, (2016), ao analisarem a estrutura fitossociológica das áreas de preservação permanente na bacia do córrego Andreas, RS, identificaram a presença de cinco grupos com base no Índice de Valor de Importância (IVI), além de destacarem as espécies recomendadas para a restauração em áreas de preservação que sofreram degradação. Por sua vez, Piaia *et al.*, (2020), utilizando indicadores como composição florística, diversidade, cobertura de dossel e profundidade da serapilheira,

observaram uma aceleração no processo de sucessão ecológica em áreas ribeirinhas no estado do Rio Grande do Sul.

Esses mesmos indicadores foram considerados por Figueiredo *et al.* (2022) na análise da composição da flora, perfil da vegetação em relação ao solo e importância das espécies vegetais por meio de parâmetros de ocorrência e fitossociológicos em projetos de restauração ecológica ao longo do rio Gualaxo, Minas Gerais. Algumas espécies dos gêneros *Byrsonima*, *Xylopia*, *Ocotea* e *Croton*, além das famílias Fabaceae e Myrtaceae, foram identificadas como relevantes no processo de restauração para manter a identidade florística local e regional do Rio Doce.

Diante desse cenário, vale destacar a importância do monitoramento dos processos de restauração ecológica para avaliar a recuperação das funções ecossistêmicas, uma vez que os processos sucessionais podem ser dinâmicos e imprevisíveis. Para alcançar esse objetivo, é fundamental contar com indicadores ecológicos que não apenas avaliem a restauração da estrutura vegetal, mas também a recuperação das funções do ecossistema em comparação com as áreas preservadas de forma mais integral.

Um indicador fundamental dessas funções é a decomposição da matéria orgânica, uma vez que está diretamente associada à reciclagem de nutrientes e à retenção de carbono no solo (MACKAY *et al.*, 2016; DYBALA *et al.*, 2019). Esse processo de decomposição da serapilheira envolve a quebra do material vegetal, cujos produtos são posteriormente incorporados à matéria orgânica do solo na forma de nutrientes e húmus, desempenhando um papel essencial na estruturação do solo e no crescimento da vegetação (BERG e McCLAUGHERTY, 2003).

Quanto aos benefícios proporcionados pelas áreas ripárias com vegetação, conservada ou restaurada, um deles é a melhoria da qualidade da água. Nesse contexto, Mello *et al.*, (2018b) constataram, ao avaliarem a qualidade da água em bacias agrícolas tropicais, que aquelas com maior cobertura florestal tendem a ter uma água de melhor qualidade em comparação com outras formas de uso e ocupação da terra. A restauração ciliar na bacia hidrográfica em estudo reduziu os sedimentos em suspensão (9,26%), o nitrogênio total (22,6%) e o fósforo total (7,83%). Dessa forma, a proteção da zona ribeirinha e das práticas de conservação do local são fundamentais para melhorar a qualidade da água.

Durante a avaliação de riachos no sudeste do Brasil, sob diferentes usos do solo, foi observado que as matas ciliares com maior extensão e densidade apresentaram níveis mais elevados de oxigênio dissolvido e uma maior diversidade de macroinvertebrados, mesmo em áreas com predominância de cultivo de cana-de-açúcar. Além disso, foi constatado que uma maior diversidade de peixes está associada à presença de cobertura vegetal natural em uma escala de bacia hidrográfica (TANAKA *et al.*, 2016).

Nesse contexto, entende-se que há diferentes técnicas de restauração que podem ser aplicadas. Por isso, a importância do diagnóstico ambiental que dará subsídios à execução adequada das medidas propostas, sobretudo, à conservação e ao plantio de espécies regionais e ao controle da erosão do solo.

5.7.3 Medidas para o controle da erosão do solo na bacia hidrográfica do rio Formoso

O controle da erosão do solo em áreas agrossilvipastoris e nas estradas de uma bacia hidrográfica é de extrema importância para a conservação do solo, visando o controle da erosão, e à qualidade da água dos mananciais superficiais, principalmente, por meio das práticas mecânicas quando não há possibilidade. Essas práticas são apresentadas na forma de estruturas, sendo elas: os terraços, as curvas de nível, o plantio direto e as bacias de captação que têm a função de diminuir os efeitos do escoamento superficial sobre o solo e melhorar a infiltração de água.

Pires e Souza (2013) descrevem as práticas mecânicas como estruturas artificiais criadas pelo ser humano, através da manipulação controlada de porções de terra. Essas práticas podem ser empregadas individualmente ou em conjunto. Algumas das práticas mecânicas recomendadas incluem a organização sistematizada dos caminhos, o preparo e plantio em curvas de nível, a criação de sulcos e camalhões em áreas de pastagem, a aplicação de *mulching* vertical, a construção de bacias para captação de águas pluviais provenientes de estradas, a implementação de terraceamento e a criação de canais de escoamento.

Esses autores concluem ainda que tais práticas, se bem utilizadas, resultam em um controle eficaz da erosão, contribuindo para a manutenção e o aumento da produtividade das culturas. Esse cenário tende a proporcionar o aumento do lucro aos

empreendedores e reduz os impactos ambientais no meio físico, garantindo, portanto, um desenvolvimento sustentável para atividade econômica.

É importante ressaltar que o emprego das geotecnologias, como os SIG, o Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS), a cartografia e geoprocessamento, desempenha um papel essencial no controle da erosão do solo. Isso se deve à capacidade dessas ferramentas de fornecer diagnósticos precisos sobre o uso e ocupação da terra, por meio de mapas temáticos.

Além disso, possibilitam a utilização de modelos preditivos de erosão do solo, como a Equação Universal de Perda de Solo, em inglês, *Universal Soil Loss Equation* (USLE), aplicada no Cerrado brasileiro (SIQUEIRA *et al.*, 2022), a Equação Universal Revisada de Perda de Solo, em inglês, *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) (CERRI *et al.*, 2001; OLIVEIRA, DURÃES e MELLO, 2013) e o Projeto de Previsão da Erosão Hídrica, em inglês, *Water Erosion Forecast Project* (WEPP) (AMORIM, *et al.*, 2010, GUIDOTTI *et al.*, 2020).

No presente estudo, ênfase é dada às medidas mecânicas de controle da erosão do solo, visto que já são aplicadas nas propriedades rurais, sobretudo as grandes, e a adesão a elas tende a ser maior devido à própria regularização ambiental (licenciamento ambiental) dos empreendimentos. Outro fator a ser considerado é a facilidade de implementá-las no curto prazo. Assim, sugere-se que essas técnicas, já consolidadas, tenham a sua utilização ampliada, sendo elas: a implantação de sulcos e camalhões nas áreas de produção agrícola e de pastagem, plantio direto e em curva de nível, e a adequação dos caminhos e das estradas rurais com o uso das bacias de captação de águas pluviais.

Vale ressaltar também que a implantação dessas medidas deverá ser feita, essencialmente, no alto e do médio rio Formoso, localidades onde as atividades agrossilvipastoris são desenvolvidas em maior escala, bem como pela própria característica dos solos que, visivelmente, apresentam grande susceptibilidade à erosão.

Destaca-se, porém, que, embora essas estruturas estejam implantadas, a aplicação dessas técnicas, principalmente as bacias de captação das estradas rurais, estão sem manutenção que possa garantir sua eficiência (Figuras 5.11, 5.12 e 5.13). Em termos práticos, as Figuras 5.11 e 5.12 mostram, respectivamente, uma caixa de

retenção e os sulcos e camalhões em curva de nível implantados em áreas de plantio.

Figura 5.11 - Caixa de contenção de sedimentos em propriedade rural situada na bacia do rio Formoso



Fonte: Próprio autor

Figura 5.12 - Curvas de nível com sulcos e camalhões em propriedade rural situada na bacia do rio Formoso



Fonte: Próprio autor

Os sulcos e camalhões são técnicas de manejo utilizadas na agricultura e na pecuária para melhorar a eficiência do uso do solo e, sobretudo, dos recursos hídricos, controlando a perda de solo por erosão para melhorar as condições de crescimento

das culturas. Os sulcos, especificamente, são depressões lineares ou canais escavados na superfície do solo, construídos, geralmente, para dissipar a energia do escoamento da água da chuva que causa sua erosão. Essa estrutura contribui também para a infiltração da água no solo, mantendo-o sempre úmido, o que contribui para a formação do bulbo úmido das plantas nas linhas de plantio ou para o armazenamento de água para dessedentação na pastagem (Figura 5.13)

Os camalhões, por sua vez, são elevações lineares de solo que são construídas entre os sulcos com o objetivo de controlar o fluxo de água da chuva que escorre superficialmente, reduzindo a perda de solo e nutrientes, permitindo que ela se infiltre na terra. Deste modo, a combinação de sulcos e camalhões são úteis em áreas inclinadas, devido à necessidade do controle da energia da água no escoamento, mas também em regiões que têm regime de chuvas com baixa pluviosidade, pois a água é armazenada por mais tempo nas áreas de produção agrícola e nas pastagens. Por essas concepções, frisa-se, portanto, que essas práticas se mostram com uso consolidado nas propriedades da bacia.

Figura 5.13 - Ênfase no sulco e no camalhão em curva de nível



Fonte: Próprio autor

No que tange a essas estruturas, Pires e Souza (2013) explicam que os sulcos e camalhões são equivalentes a um terraço de dimensões reduzidas, construídos em contorno (a partir de linhas em nível), com arados reversíveis, de aiveca ou de disco, tombando a terra sempre para o lado de baixo. Uma ou duas passadas no mesmo

sulco são suficientes para sua construção. Outra opção seria a construção de sulcos em contorno ou de camalhões em contorno, isoladamente, e não formando um conjunto.

Sobre o plantio direto, esta técnica consiste na semeadura direta do solo sem o preparo convencional. Dessa maneira, a aragem e gradagem não são realizadas, e o plantio é feito sob a cobertura morta, proveniente de restos de culturas vegetais colhidas, ou de culturas de cobertura do solo específicas para essa técnica de plantio. Isso permite que a matéria orgânica e as raízes no solo sejam mantidas, contribuindo para a melhoria de sua estrutura física ao se decomporem, captação de água e diminuição da evaporação da água do solo e redução de perdas por erosão.

Souza *et al.*, (2019) definem o plantio direto como sendo a semeadura realizada sem qualquer preparo primário ou secundário prévio do solo, utilizando apenas a máquina semeadora, que abre um sulco mínimo na linha de semeadura, incorpora o adubo e coloca a semente. A ausência de preparo primário ou secundário resulta na manutenção da fitomassa residual na superfície do solo, minimizando assim a principal causa da erosão hídrica, que é o impacto das gotas de chuva diretamente na superfície do solo.

O plantio em curva de nível é uma técnica de conservação do solo que envolve o plantio das culturas seguindo o contorno do terreno. As curvas de nível são linhas que seguem a topografia das áreas de produção agrossilvipastoril, de modo que o plantio e a irrigação sejam realizados horizontalmente ao longo dessas curvas. Isso ajuda a reduzir a erosão do solo, pois a água da chuva é desviada horizontalmente ao longo das curvas, diminuindo a velocidade do seu escoamento e evitando a formação de sulcos e ravinas. Conforme Souza *et al.*, (2019), a linha em contorno é aquela que une pontos de igual altitude (cota) no terreno. É chamada de "curva", pois, na maioria dos casos, a linha que une os pontos de igual cota é representada por uma curva.

No que diz respeito às bacias de captação de águas pluviais, essas estruturas são concebidas para recolher e controlar a água da chuva que escoas das estradas e áreas pavimentadas ou não pavimentadas. Elas desempenham um papel crucial na gestão dos recursos hídricos e na prevenção de inundações em áreas urbanas, bem como na erosão em áreas rurais.

Nos trechos de estradas rurais, tais estruturas são planejadas para captar a água da chuva que escorre em excesso a fim de evitar danos à infraestrutura viária,

bem como minimizar os impactos ambientais no solo, nas áreas próximas da pista de rolamento, e nos cursos d'água da bacia hidrográfica. A construção dessas bacias é realizada às margens das estradas, ao longo do seu curso, em locais mais baixos do terreno, visando a captação e o armazenamento da água da enxurrada. Deste modo, reduz-se a perda de solo, sendo, essas estruturas, qualificadas como caixas de contenção, canais, depressões e valas, que retêm a água e a direcionam adequadamente para locais específicos externos à estrada.

Além dessa função, essas bacias retêm, temporariamente, a água da chuva e que lentamente infiltra no solo. Sua implantação é recomendada em estradas rurais localizadas em terrenos inclinados ou em áreas suscetíveis à erosão, como é o caso na bacia do rio Formoso, onde o solo é predominantemente arenoso (Figuras 5.14, 5.15 e 5.16).

A Figura 5.14 ilustra uma das bacias de captação em uma das estradas da bacia, com o leito cheio de sedimentos arrastados pelo escoamento das águas das chuvas. Isso evidencia a necessidade dessa estrutura para a conservação do solo, mas também ressalta a importância da sua manutenção. Já a Figura 5.15 mostra a sarjeta que direciona a água da chuva para essa mesma bacia de captação, porém, devido à falta de manutenção, foram formados pequenos sulcos. Assim, a funcionalidade da sarjeta fica comprometida, uma vez que não conduz de forma eficaz a água para a bacia de captação.

Figura 5.14 - Bacia de captação de água da chuva implantada em uma estrada rural da bacia do rio Formoso



Fonte: Próprio autor

Figura 5.15 - Sarjeta da estrada que conduz a água até a bacia de captação em uma estrada rural da bacia do rio Formoso



Fonte: Próprio autor

Figura 5.16 - Trecho da estrada rural da bacia que dá acesso ao distrito Sambaíba de Minas e às propriedades rurais da região sem os mecanismos de controle de erosão do solo



Fonte: Próprio autor

Essas estruturas, empregadas para controlar o escoamento das águas pluviais em estradas vicinais ou propriedades rurais, são conhecidas como bacias de captação. Elas são reservatórios construídos no terreno, podendo assumir diferentes formatos, como bacia, caixa ou terraço, com o objetivo principal de interceptar o

excesso de água da chuva. Além disso, possibilitam a infiltração da água acumulada e a retenção dos sedimentos transportados pelas enxurradas (BARROS *et al.*, 2013).

Com relação ao uso das geotecnologias, essas ferramentas podem ter um importante papel no diagnóstico dos processos erosivos em uma bacia hidrográfica, pois fornecem ferramentas e dados essenciais para compreender, monitorar e mitigar a erosão do solo.

Por isso, sugere-se que seja realizado, inicialmente, por meio de SIG, um diagnóstico das áreas mais o mapeamento da cobertura do solo e as áreas mais susceptíveis à erosão do solo na bacia. Este diagnóstico consiste em elaborar mapas de diferentes variáveis, baseadas em modelos de banco de dados geográficos, tais como declividade (Figura 5.17), classes do solo (Figura 5.18), teor de matéria orgânica (Figura 5.19), a risco à erosão (Figura 5.20), a vulnerabilidade dos solos à erosão (Figura 5.21) e erodibilidade (Figura 5.22) que integrados resultam na definição do nível de erosão.

Assim, no presente estudo, esse diagnóstico foi feito por meio da elaboração de mapas, com dados disponíveis na IDE-Sisema, os quais foram elaborados a partir da reinterpretação dos mapas auxiliares como tipo de solo, do teor de matéria orgânica do solo, mapas pedológicos simplificados, risco potencial de erosão, a intensidade das chuvas e a exposição do solo ao impacto direto das gotas de chuva.

Com base nesses conceitos, o diagnóstico deste estudo é inicialmente apresentado através de um mapa de declividade (Figura 5.57), elaborado, de acordo com o Modelo Digital de Elevação (MDE) da *National Aeronautics and Space Administration* (NASA). Este fator tem grande influência nas perdas de solo e água devido à erosão hídrica. Isso ocorre porque, à medida que a inclinação do terreno aumenta, o volume e a velocidade da água que escoar sobre a superfície também aumentam, reduzindo a infiltração de água no solo.

Essa circunstância aumenta o transporte de partículas do solo, tendo como causa a enxurrada, da mesma forma que a água tem capacidade de desagregar o solo por meio da ação de cisalhamento. Isso resulta na concentração de água nos sulcos que seguem a inclinação do terreno. Observa-se, nesse sentido, que a maior parte declividade do terreno da bacia hidrográfica do rio Formoso é plana ou suavemente ondulada, com área total de 770,16 km², relativa à 91,1% da superfície

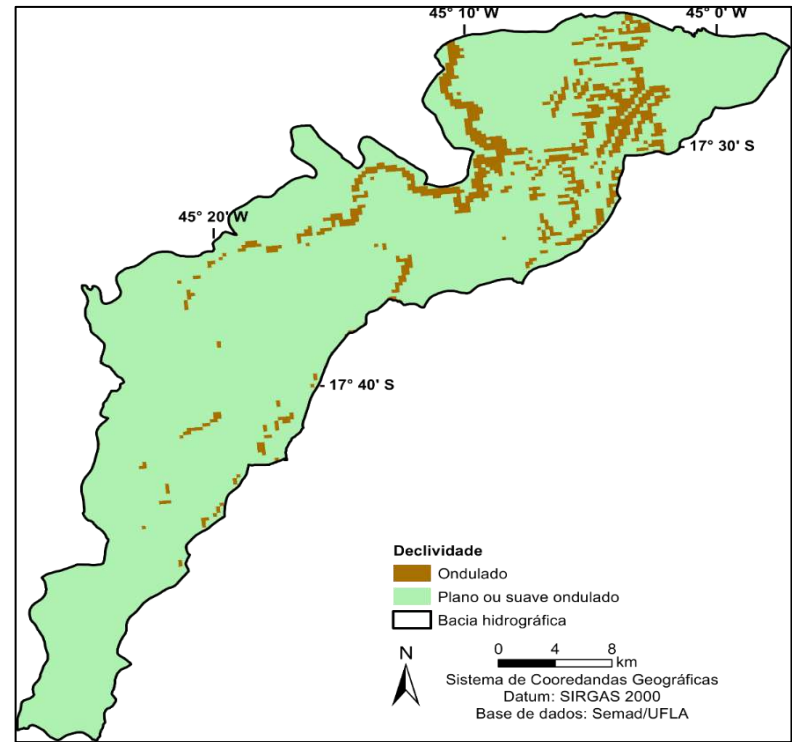
(Tabela 5.4). Cabe salientar, ainda, que esse fator também está relacionado à erodibilidade e ao risco potencial de erosão, mostrado na Figura 5.20.

Tabela 5.4 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: declividade na bacia hidrográfica

Fator	Classe	Área (ha)	Área (km²)	(%)
Declividade	Ondulado	7.524,21	75,24	8,9
	Plano ou suave ondulado	77.015,88	770,16	91,1

Fonte: IDE-Sisema (2024) - adaptado

Figura 5.17 - Mapa de declividade da bacia hidrográfica do rio Formoso



Fonte: IDE-Sisema (2024) - adaptado

O processo de erosão, segundo Pereira *et al.*, (2003), é resultado das condições do terreno, mas, também de uma combinação de fatores, dentre os quais se destacam, a declividade, a capacidade de infiltração de água no solo, a distância percorrida pelo escoamento superficial, a rugosidade superficial, a resistência do solo à ação erosiva da chuva e a percentagem de cobertura do solo existente à época da ocorrência da chuva.

Nessa concepção, a declividade e a distância percorrida pelo escoamento superficial são características que constituem o fator declividade. A inclinação, resulta

na maior energia potencial do solo e a altura da água sobre um declive, que podem ser convertidos em energia cinética. O comprimento, por sua vez, está associado a quantidade de escoamento, que é quantificada em razão da distância do escoamento superficial, ou seja, sendo maior o comprimento do declive, maior é a quantidade escoada e a velocidade também (WHITE, 2009).

O tipo de solo também um fator do processo de erosão que mostra relação direta com a erodibilidade. Dessa forma, a erodibilidade do solo é resultado da associação de componentes como o tipo do solo e sua textura, a porosidade e o teor de matéria orgânica, que são características intrínsecas à formação dos solos.

Por isso, elaborou-se um mapa de classificação pedológica da bacia para discutir as condições de vulnerabilidade do solo à erosão e erodibilidade, na qual mostram 6 tipos de solo, predominando os Latossolos Vermelho distrófico (LVd2) com 46,7%, seguido do Neossolo Quartzarênico órtico (RQo1), que ocupa uma área relativa de 37,1% da bacia, e do Neossolo Litólico distrófico (RLd1) que é encontrado em 14,1% da bacia. A Tabela 5.5 apresenta a classificação de solos da bacia.

Tabela 5.5 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: classes de solo na bacia hidrográfica

Fator	Classe	Área (ha)	Área (km²)	(%)
Mapa de solos	Cambissolo Háptico Tb distrofico	37,60	0,38	0,0
	Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico	1.492,02	14,92	1,8
	Latossolo Vermelho distrófico	39.504,95	395,05	46,7
	Neossolo Flúvico Tb eutrófico	190,37	1,90	0,2
	Neossolo Litólico distrófico	11.932,19	119,32	14,1
	Neossolo quartzarênico órtico	31.382,99	313,83	37,1

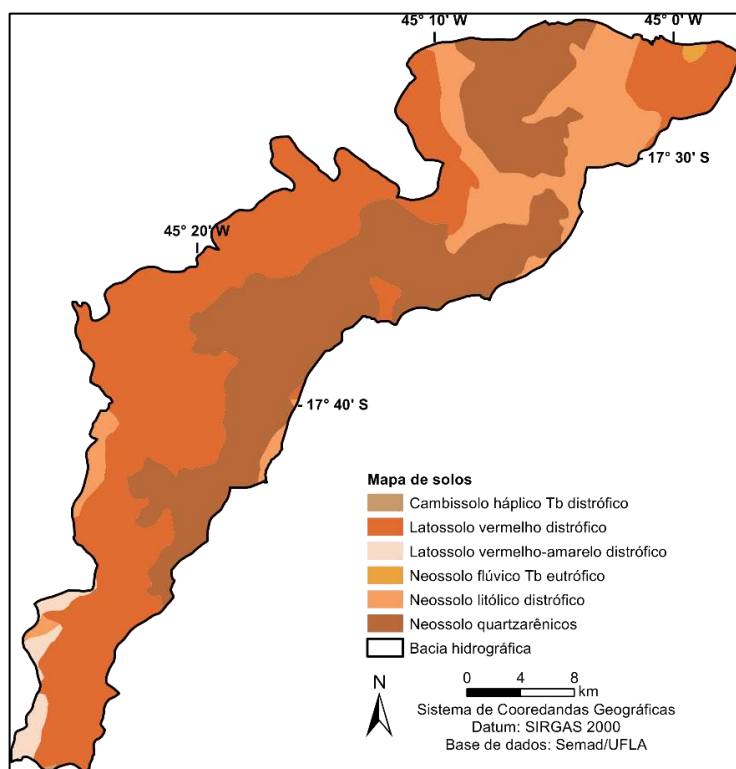
Fonte: IDE-Sisema (2024) - adaptado

Os Latossolos são solos formados por materiais minerais e são conhecidos pela presença de um horizonte B latossólico, que se encontra abaixo de qualquer tipo de horizonte A, a uma profundidade de até 200 cm a partir da superfície do solo. Esse horizonte pode se estender até 300 cm se o horizonte A tiver mais de 150 cm de espessura.

Ao comparar a Figura 5.18 com a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos

(SANTOS *et al.*, 2018), observa-se que os solos podem ser típicos ou argissólicos e são bem drenados. No entanto, também existem solos com cores mais menos intensas e drenagem que varia de moderada a imperfeita. Isso sugere que esses solos se formaram em condições atuais ou passadas que envolveram algum grau de gleização.

Figura 5.18 - Mapa das classes de solos da bacia hidrográfica do rio Formoso



Fonte: IDE-Sisema (2024) - adaptado

Os Neossolos Quartzarênicos (RQ) são solos que não têm contato com rochas sólidas ou fragmentos de rochas até 50 cm de profundidade, com uma sequência de camadas A-C, mas que possuem textura arenosa (areia ou areia franca) em todas as camadas até 200 cm de profundidade ou até encontrar uma rocha sólida ou fragmentos de rocha.

Esses solos são compostos principalmente por quartzo, com 95% ou mais de quartzo, calcedônia e opala nas frações de areia grossa e fina. Eles praticamente não contêm minerais que se alteram facilmente. Podem ter camadas de textura francoarenosa ou mais fina, desde que não atendam aos critérios para formar uma camada B textural (SANTOS *et al.*, 2023).

Os Neossolos Litólicos Distróficos (RQd) são solos minerais que ainda estão em um estágio inicial de desenvolvimento. Os RQd são caracterizados por ter uma camada de rocha ou fragmentos de rocha a menos de 50 cm da superfície, com uma camada superficial de solo ou matéria orgânica diretamente sobre essa rocha ou sobre um horizonte C ou Cr.

Sobre esse tipo de solo, Santos *et al.*, (2023) Solos com contato lítico ou fragmentário lítico a menos de 50 cm da superfície. Geralmente, se caracterizam por apresentar um horizonte A ou hístico diretamente sobre a rocha ou sobre um horizonte C ou Cr, ou sobre material com 90% (em volume) ou mais de sua massa composta por fragmentos grosseiros, como cascalho de quartzo, com diâmetro maior ou igual a 2 mm (cascalhos, calhaus e matacões).

Podem ainda ter um horizonte B em formação inicial, cuja espessura não atende aos critérios para qualquer horizonte B diagnóstico. Horizontes vértico, hístico ou horizonte A chernozêmico contendo 150 g kg^{-1} ou mais de carbonato de cálcio equivalente, se presentes, não atendem aos critérios para Vertissolos, Organossolos e Chernossolos Rêndzicos, respectivamente (SANTOS *et al.*, 2023).

Acerca da matéria orgânica, sua quantidade em massa ou o teor no existente no solo é fundamental para demonstrar sua fertilidade, avaliar sua estrutura e promover a atividade biológica. Em termos da capacidade estrutural, a matéria orgânica contribui para formar e manter os agregados, tornando o solo mais estável durante as chuvas e no decorrer do escoamento superficial e subsuperficial.

Além disso, protege o solo da superfície do solo, visando o amortecimento do impacto das gotas da chuva e diminuindo a velocidade do escoamento superficial. Ao analisar a bacia hidrográfica, na Tabela 5.6 e Figura 5.19, verifica-se a predominância do nível “baixo” deste fator. Isso decorre das características da vegetação na região, que é constituída por fisionomias de Cerrado, que, em geral, produzem um volume menor de matéria orgânica, e, conseqüentemente, da quantidade de serapilheira.

As condições climáticas e meteorológicas são fatores importantes para a decomposição da matéria orgânica na região da bacia hidrográfica, na qual predomina o clima tropical com baixa umidade. Assim, devido aos baixos índices de chuva e de umidade, a taxa de decomposição da matéria orgânica e de produção da biomassa total do solo, que inclui resíduos vegetais vivos e mortos e os microrganismos, são menores.

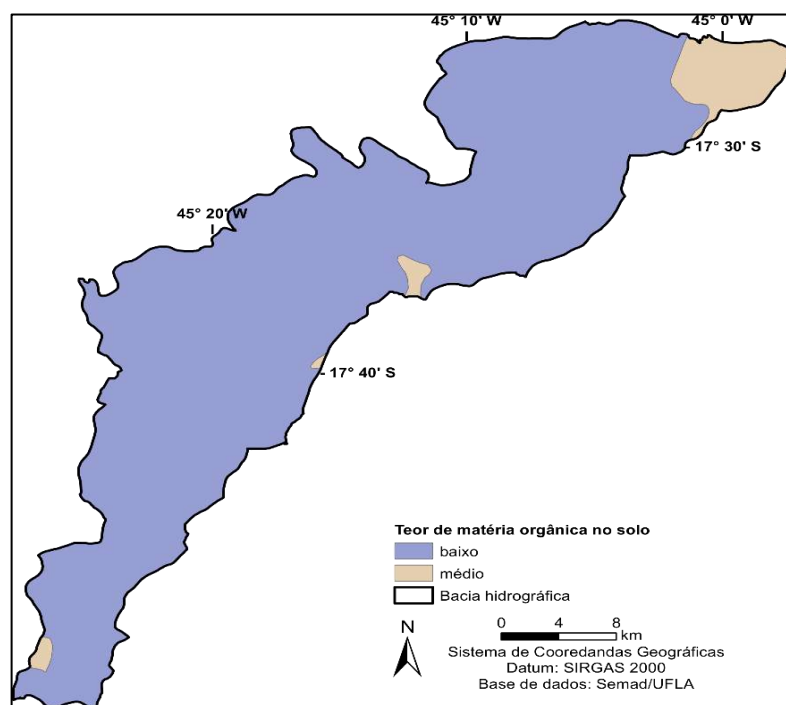
Maior teor de matéria orgânica no solo, no entanto, em relação à classe baixa, é verificado na região próxima à foz do rio Formoso, onde há formações florestais e áreas alagadas (várzea) do rio Formoso e do rio São Francisco, apresenta maior teor de matéria orgânica no solo em comparação com áreas de classe baixa. Isso se deve à combinação da maior quantidade de resíduos vegetais, clima quente e a maior umidade do solo, que oferece condições favoráveis à decomposição da serrapilheira e a produção de matéria orgânica no solo.

Tabela 5.6 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: teor de matéria orgânica

Fator	Classe	Área (ha)	Área (km²)	(%)
Teor de matéria orgânica no solo	Baixo	7.9747,96	797,48	94,3
	Médio	4.792,14	47,92	5,7

Fonte: IDE-Sisema (2024) - adaptado

Figura 5.19 - Mapa do teor de matéria orgânica na bacia hidrográfica do rio Formoso



Fonte: IDE-Sisema (2022) - adaptado

A matéria orgânica do solo é composta por restos de plantas e animais, além de excretas que se acumulam na superfície e se misturam com os minerais do solo em diferentes graus. Essa matéria orgânica morta é então colonizada por vários microrganismos presentes no solo, especialmente aqueles que decompõem

moléculas orgânicas complexas para obter energia. A combinação de matéria orgânica viva e morta, excluindo as partes vivas das plantas que estão abaixo da superfície, é chamada de matéria orgânica do solo (MOS) (WHITE, 2009).

Quando se trata das condições ambientais, White (2009) afirma que a variação climática regional é um fator importante a ser considerado para o retorno de resíduos de plantas e animais ao solo. Além disso, a vegetação e a forma como a terra é utilizada também devem ser levadas em conta.

Com relação a biomassa microbiana, um papel crucial é desempenhado por esta para a decomposição e no acúmulo de matéria orgânica, influenciando também as transformações dos nutrientes minerais. Os microrganismos do solo, por estarem envolvidos nos processos de mineralização e imobilização, são vistos tanto como fontes quanto como drenos de nutrientes (SINGH *et al.*, 1989).

As condições ambientais, como umidade, disponibilidade de oxigênio (O₂), pH e temperatura, têm um grande impacto na quantidade de matéria orgânica no solo. Dentre esses fatores, a temperatura é especialmente importante, pois ela não só influencia o crescimento das plantas e, conseqüentemente, o retorno da cobertura vegetal, mas também afeta a decomposição dessa cobertura ao influenciar a taxa de respiração dos microrganismos. (WHITE, 2009).

O risco potencial de erosão associa-se à erodibilidade dos solos e a declividade do terreno. Na avaliação por SIG, verificou-se que o risco potencial de erosão dos solos é predominantemente médio, devido à topografia plana ou suavemente ondulada da bacia hidrográfica. Essa classificação de risco é refletida na camada de declividade (Figuras 5.17 e 5.19).

A vulnerabilidade à erosão do solo, ou susceptibilidade do solo à erosão, está relacionada às características intrínsecas e aos fatores externos. As características intrínsecas incluem a declividade, a textura e o teor de matéria orgânica no solo. Os fatores externos são as formas de uso e ocupação da terra, as atividades humanas, em geral, e a intensidade e frequência das chuvas.

Desse modo, o mapa de vulnerabilidade do solo à erosão elaborado para a bacia hidrográfica, baseado nos dados da IDE-Sisema, mostra um predomínio das classificações “muito alta” e “alta” (Tabela 5.7 e Figura 5.21), decorrentes, principalmente, das condições intrínsecas do solo, ou seja, sua formação física (Figura 5.58), composição química e teor de matéria orgânica (Figura 5.19).

Sobre os fatores externos, estes incluem as formas de uso e ocupação da terra pelas culturas anuais, como o milho, a soja, o sorgo, e perenes, como o café, algodão e as variedades de capim das pastagens. Além das culturas, as estradas estão nestes fatores externos. Devido aos seus usos, o solo tende a ficar exposto antes e durante o desenvolvimento inicial do plantio, até que as plantas cresçam o suficiente para proteger o solo do impacto das gotas de chuva. Sobre as estradas rurais municipais, observou-se que essas vias não têm sistemas de drenagem adequados, ou quando tem, não há, aparentemente, manutenção da funcionalidade.

A vulnerabilidade do solo à erosão depende das propriedades que controlam sua erodibilidade, como a permeabilidade, a resistência à desagregação pelo impacto das gotas de chuva e a resistência à desagregação pelo fluxo superficial (BLANCO e LAL, 2010). Essas características são influenciadas pelas condições intrínsecas do solo, que incluem suas propriedades físicas, químicas e mineralógicas.

Tabela 5.7 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: risco potencial de erosão do solo

Fator	Classe	Área (ha)	Área (km²)	(%)
Risco potencial de erosão	Muito Alta	4.917,97	49,18	5,8
	Alta	2.508,23	25,08	3,0
	Média	72.339,58	723,40	85,6
	Baixa	390,83	3,91	0,5
	Muito Baixa	4.383,47	43,83	5,2

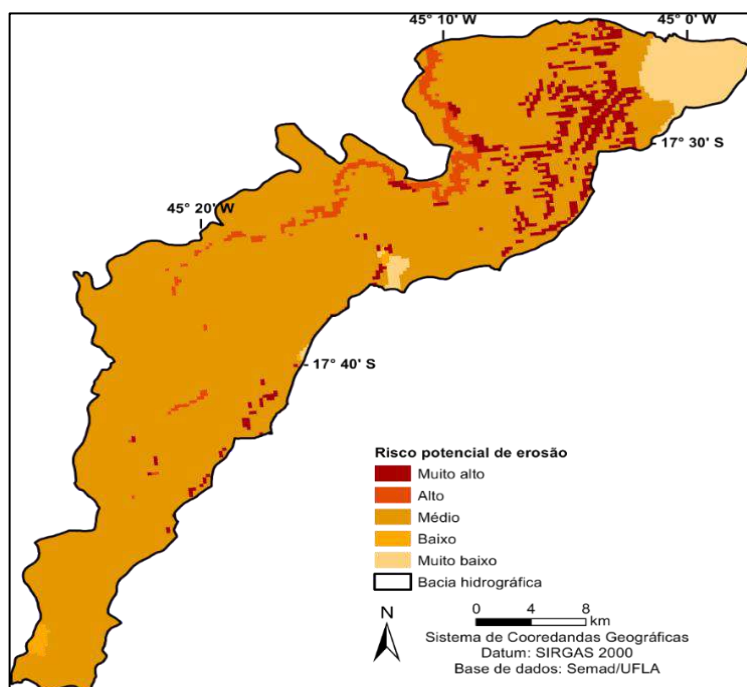
Fonte: IDE-Sisema (2022) - adaptado

Tabela 5.8 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: Vulnerabilidade do solo à erosão

Fator	Classe	Área (ha)	Área (km²)	(%)
Vulnerabilidade do solo a erosão	Muito Alta	33.629,11	336,29	39,8
	Alta	31.772,77	317,73	37,6
	Média	13.945,32	139,45	16,5
	Baixa	4.506,26	45,06	5,3
	Muito Baixa	686,62	6,87	0,8

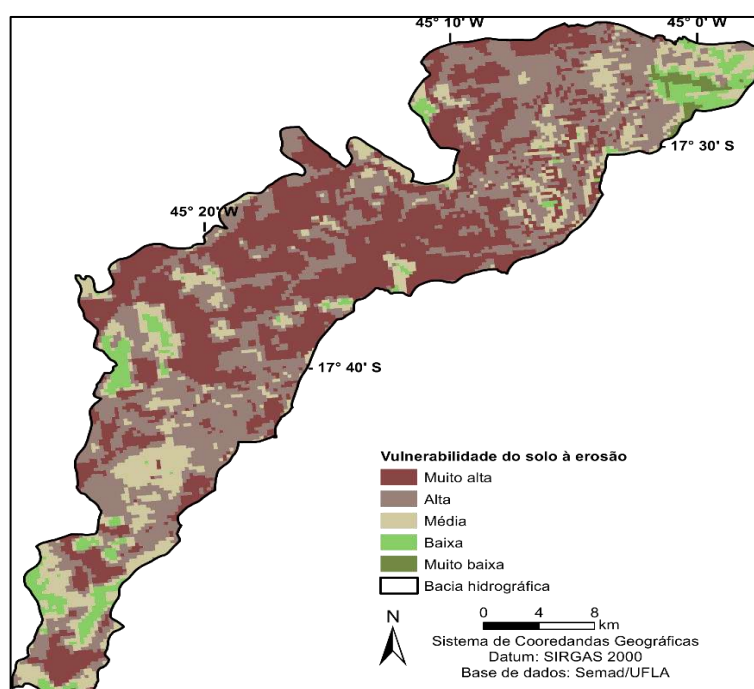
Fonte: IDE-Sisema (2022) - adaptado

Figura 5.20 - Mapa do risco potencial de erosão do solo na bacia hidrográfica do rio Formoso



Fonte: IDE-Sisema (2022) - adaptado

Figura 5.21 - Mapa de vulnerabilidade do solo à erosão na bacia hidrográfica do rio Formoso



Fonte: IDE-Sisema (2022) - adaptado

A erodibilidade do solo é influenciada por diversos fatores que atuam em conjunto, como o teor de argila, a quantidade de matéria orgânica, a estrutura do solo,

a capacidade de infiltração de água e a resistência ao cisalhamento. Essa concepção determinou a elaboração do mapa de erodibilidade da IDE-Sisema, que foi utilizado para avaliar os níveis de erodibilidade da bacia, e que pode ser comparado aos mapas de classificação pedológica, de textura do solo e teor de matéria orgânica.

Dentre estas causas, Bradford, Ferris e Remley (1987); Fox e Bissonais (1998) consideram a resistência ao cisalhamento como o principal fator, visto que a erodibilidade do solo se relaciona à tendência natural de se desprender e ser transportado pela chuva e através do escoamento. Nesse sentido, existem conexões entre a desagregação dos agregados, a formação de crostas e a erosão.

Em uma observação holística, Wischmeier e Smith (1978) distinguiram a concepção de erosão e erodibilidade. distinção entre erosão e erodibilidade. Segundo esses autores, a erosão é influenciada por fatores como a inclinação do terreno, as características das chuvas, cobertura vegetal, enquanto a erodibilidade é uma característica peculiar de cada solo.

Sob essas concepções, observa-se que nas regiões da bacia onde a erodibilidade é “Muito Alta” (Figura 5.22), o solo é tipificado como Neossolo Quartazênico órtico típico e Neossolo Litólico distrófico (Figura 5.23). Estes solos caracterizam-se pelo baixo teor de argila e textura mais grossa, e também pela menor quantidade de matéria orgânica. Essas características conferem a estes solos menor resistência ao cisalhamento e, conseqüentemente, ao deslizamento das camadas superficiais do solo.

Nos Latossolos, por sua vez, a quantidade de argila pode variar entre 15% e 80%, com texturas que vão de argilosa a muito argilosa. Na bacia hidrográfica, esses solos estão principalmente em áreas onde a erodibilidade é considerado “Alta”. Em relação à quantidade de matéria orgânica, nos locais onde são observados Latossolos, verifica-se que o teor é predominantemente “Baixo”, exceto na região da foz, onde a erodibilidade é muito baixa.

Nesse trecho, o solo apresenta melhor estrutura porque está em uma região de planície, onde são depositados sedimentos dos trechos à montante e que são escoados pelo rio Formoso até a foz. Com isso, formaram-se, no decorrer do tempo, os solos aluviais, que têm maior teor de matéria orgânica. Cabe destacar, que a planície alagada formada está na foz do rio Formoso, quando aflui ao rio São Francisco.

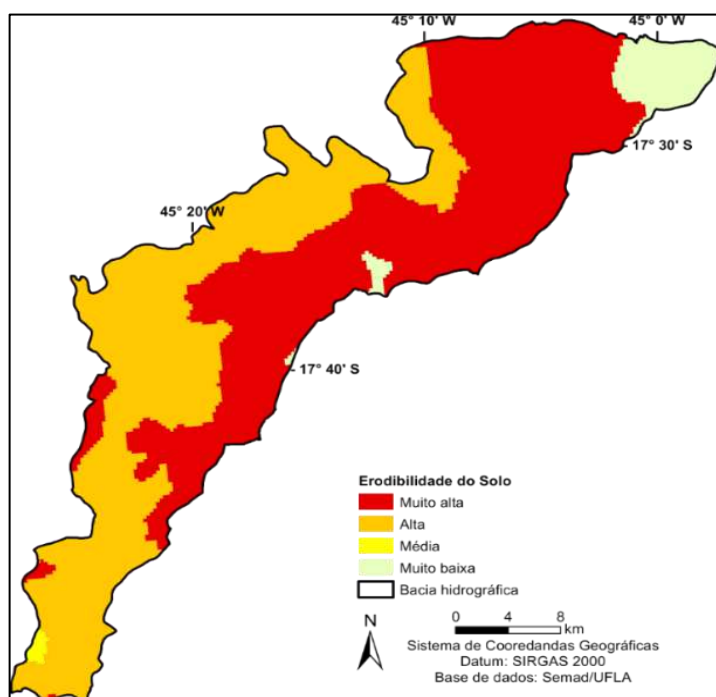
As classes de erodibilidade na bacia hidrográfica do rio Formoso são apresentadas na Tabela 5.9. Conforme explicado nos parágrafos anteriores, as classes “Muito Alta”, que ocupa 51,2% da área, e “Alta”, observada em 43,2% da bacia hidrográfica, são predominantes. A textura do solo também é um fator na sua erodibilidade, relacionado à capacidade de permeabilidade e retenção de água. Nesse sentido, observa-se na Figura 5.23 que a textura do solo predominante é a Textura fina, situada no mesmo sítio dos Latossolos. Isso característicos de solos com maior teor de argila, ou seja, um solo formado por um material de origem mais intemperizado.

Tabela 5.9 - Valores absolutos e relativos das áreas do fator: Erodibilidade do solo

Fator	Classe	Área (ha)	Área (km²)	(%)
Erodibilidade	Muito Alta	43.299,74	432,99	51,2
	Alta	36.498,68	364,98	43,2
	Média	306,07	3,06	0,4
	Baixa	0,00	0,00	0,0
	Muito Baixa	4.435,61	44,35	5,2

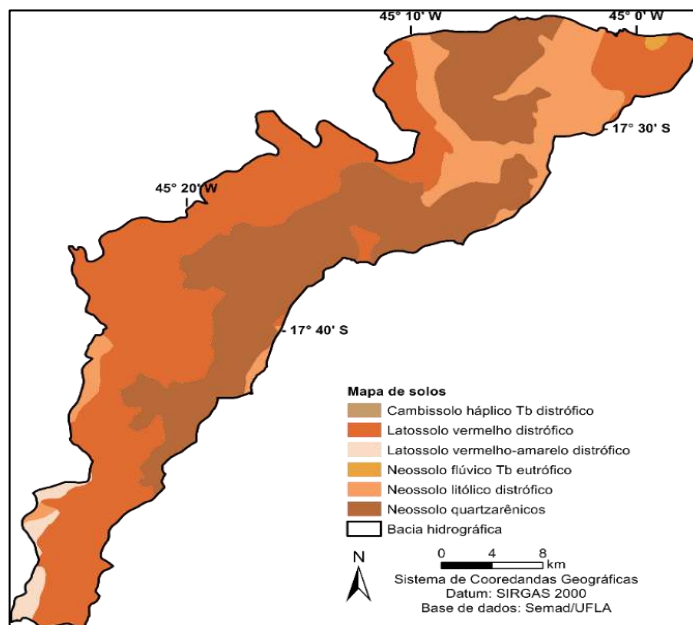
Fonte: IDE-Sisema (2022) - adaptado

Figura 5.22 - Mapa de erodibilidade do solo na bacia hidrográfica do rio Formoso



Fonte: IDE-Sisema (2024) - adaptado

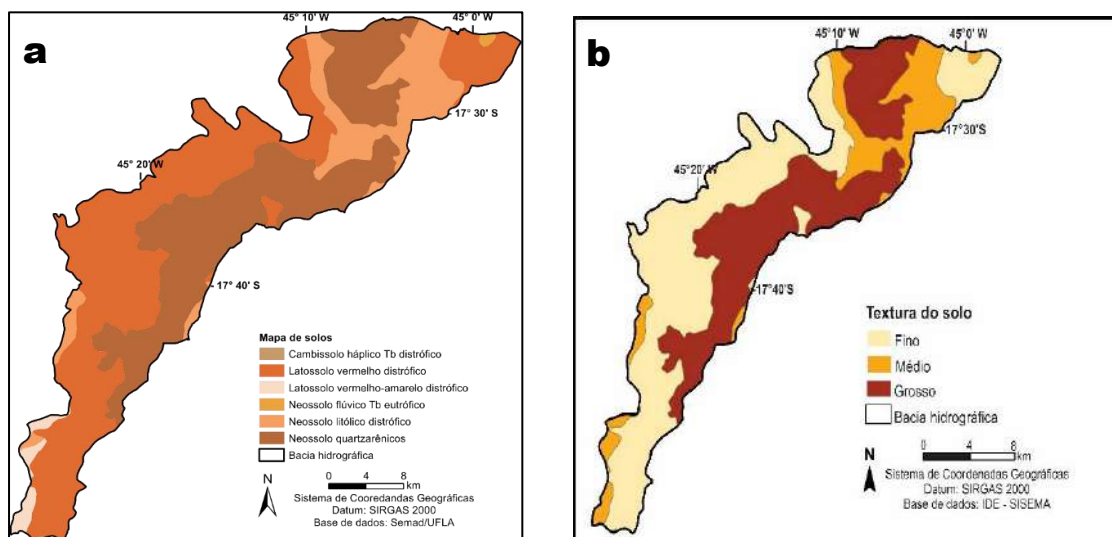
Figura 5.23 - Mapa da classificação de textura do solo na bacia hidrográfica do rio Formoso



Fonte: IDE-Sisema (2024) - adaptado

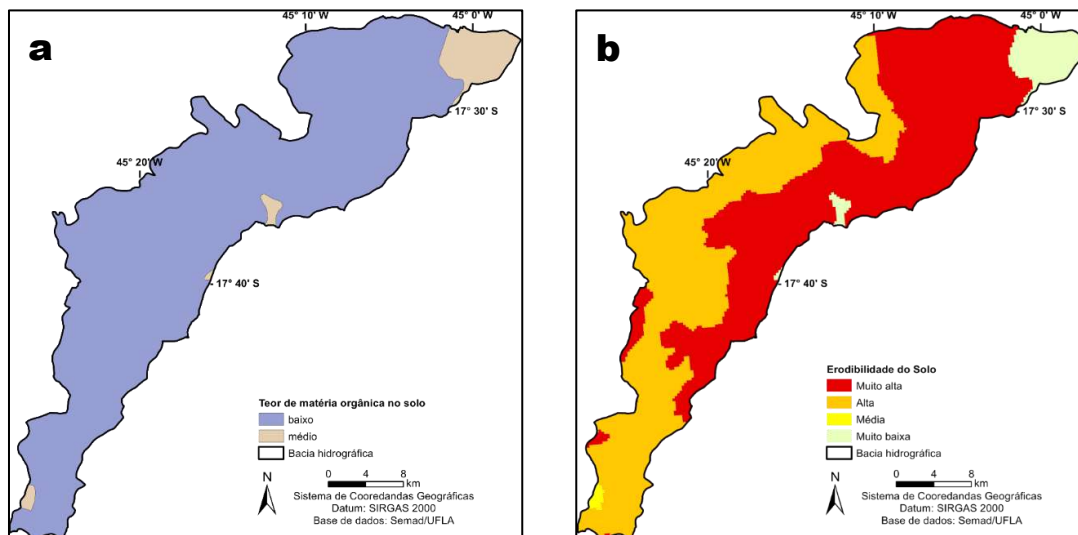
Com base nestes cenários, conclui-se, que grande parte da bacia tem elevado grau de erodibilidade, em razão da textura dos solos, em que se inclui o teor de argila, e de matéria orgânica do solo. Salienta-se, ainda, que esses três fatores, conforme explicado anteriormente, são condicionantes à estrutura do solo. As Figuras 5.23 (a) e (b) e 5.24 (a) e (b) mostram as condições ambientais explicadas podendo ser comparadas entre si.

Figura 5.23 - Mapa de classificação pedológica (a) e de textura do solo (b) na bacia hidrográfica do rio Formoso



Fonte: IDE-Sisema (2024) - adaptado

Figura 5.24 - Mapa do teor de matéria orgânica do solo (a) e erodibilidade (b) na bacia hidrográfica do rio Formoso



Fonte: IDE-Sisema (2024) - adaptado

No que concerne ao teor de argila e a textura dos Latossolos, Reatto *et al.*, (2002), concluem que os Latossolos têm um teor de argila que varia entre 14% e 24%. Nos Latossolos Vermelhos de textura média, esse teor varia de 36% a 59% nos solos argilosos; de 60% a 79% nos muito argilosos; de 55% a 59% nos Latossolos Vermelho-Amarelos argilosos; e de 61% a 80% nos muito argilosos (REATTO *et al.*, 2002). Sobre a permeabilidade desses solos, de acordo com a textura fina nos locais onde estão mapeados na bacia, a permeabilidade varia, de acordo com Reatto *et al.*, (2002) entre 300 a 760 mm, considerando as texturas argilosa e muito argilosa (REATTO *et al.*, 1999).

Acerca dos Neossolos Quartzarênicos, e sua caracterização quanto ao teor de argila e da textura, Sousa *et al.*, (2006) apontam que esses solos tem menos de 15% de argila. Sua morfologia é obtida a partir de substratos arenosos não consolidados e têm uma textura de arenosa ou franco-arenosa até pelo menos 2 metros de profundidade. Por isso, esses solos têm baixa capacidade de agregação de partículas, alta lixiviação de nutrientes e rápida decomposição da matéria orgânica (REATTO *et al.*, 2002; CORREIA *et al.*, 2004).

Com relação aos Neossolos Litólicos, a formação destes é bastante heterogeneidade, com profundidade inferior a 50 cm, e sua textura está relacionada ao material de origem desses solos. Em geral, eles contêm uma boa quantidade de

fragmentos de rochas parcialmente intemperizadas, pedras ou cascalhos. Possuem cerca de 40% de argila e apresentam drenagem imperfeita (SPERA *et al.*, 2002).

Vale salientar, que esses mapas são resultados da implementação da Política Nacional do Meio Ambiente, Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, por meio da qual se estabeleceu o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), instrumento de gestão ambiental regulamentado pelo Decreto nº 4.297, de 10 de julho de 2002. Cabe reiterar, que os mapas elaborados nesta seção constituem a base de dados do Estado de Minas Gerais, que possui uma política ambiental instituída pela Lei nº 7.772, de 8 de setembro de 1980, cuja gestão é feita pelo Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SISEMA).

Com esse instrumento as atividades públicas e privadas passaram a ser desenvolvidas observando-se as potencialidades e fragilidades dos meios físico, biótico e socioeconômico, promovendo, assim, o desenvolvimento sustentável. Esses dados auxiliam também na elaboração de outros instrumentos de gestão ambiental, como os modelos que estimam a perda de solo em bacias hidrográficas.

As modelagens são desenvolvidas com a utilização de fatores como a erosividade da chuva, considerando a intensidade e a duração do evento, a erodibilidade, a declividade, a cobertura da terra, entre outros. No que se refere à erosão, alguns estudos mostram como o manejo inadequado do solo causa impactos negativos ao meio ambiente, mas destaca também que a vegetação e as práticas mecânicas reduzem os processos erosivos.

A falta de práticas mecânicas para controlar o escoamento superficial, combinada com o uso inadequado e o manejo inadequado do solo, em duas grandes bacias hidrográficas do sul do Brasil, são identificadas como as principais causas dos processos hidrológicos e sedimentológicos observados. Essa situação também está relacionada aos sistemas de manejo do solo adotados pelos agricultores, que se mostram ineficazes na redução do escoamento e da erosão em áreas cultivadas (DIDONÉ *et al.*, 2014).

Didoné, Minella e Érvard (2017), ao quantificar e modelar a erosão do solo e a produção de sedimentos em uma grande bacia hidrográfica agrícola sob sistema de plantio direto no sul do Brasil, concluíram que a implementação de medidas mecânicas de conservação, como o nivelamento das culturas e a construção de terraços, teve o maior impacto na redução da erosão do solo. O cenário mais eficaz

incluiu também a adoção da rotação de culturas, o nivelamento das plantações, a construção de terraços e a criação de áreas florestais protegidas.

Castro *et al.*, (2023), em um estudo onde investigaram as perdas de solo associadas ao uso da terra e à sazonalidade das chuvas em uma bacia hidrográfica do Cerrado brasileiro, recomendam a implementação de práticas vegetativas, mecânicas e edáficas para o controle da erosão do solo. Algumas dessas práticas são, respectivamente, o reflorestamento, cultivos em faixa, a aração e o plantio em curvas de nível, a implementação de estruturas para desvio e infiltração de águas e dissipadores de energia, principalmente ao longo das estradas.

A utilização do modelo RUSLE e de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) para estimar a erosão do solo em uma bacia hidrográfica do Cerrado brasileiro foi estimada. Para isso, foram aplicados, na espacialização da bacia, os fatores erosividade, erodibilidade, topografia, uso da terra e práticas conservacionistas que são necessários obter a massa de solo perdida. Foi constatado que as perdas de solo ocorrem de maneiras distintas em cada área da bacia, destacando-se que a cobertura vegetal exerce uma influência significativa na redução das previsões de perda de solo (CUNHA, BACANI e PANACHUKI, 2016).

Oliveira, Durães e Mello (2013) aplicaram a Equação Universal Revisada de Perda de Solo (RUSLE), utilizando ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), na Bacia Hidrográfica do rio Piranga (BHRP), situada na região da Zona da Mata, em Minas Gerais, com o propósito de avaliar a erosão do solo atualmente. Os resultados revelam que mais de 77% da bacia apresenta erosão leve, sendo o fator topográfico (LS) e os Cambissolos cobertos por pastagens os principais responsáveis pelas taxas elevadas de erosão.

Quanto às estradas rurais sem pavimentação, Lense *et al.*, (2020), utilizando o método *Erosion Potential Method* (EPM), observaram que essas vias foram as principais responsáveis pela perda de solo em uma bacia hidrográfica em Muzambinho, Sul de Minas Gerais. Durante o período do estudo, foram perdidos 10.418,53 mg de solo por ano, dos quais 5,5% contribuíram para o assoreamento e a redução da qualidade da água. A introdução de cascalho e bacias de contenção são alternativas para reduzir a erosão em sulcos.

Sampaio *et al.*, (2014) observaram que a falta de um sistema de drenagem adequado nas estradas contribuiu para o aumento dos processos erosivos na região

de Nazareno, Minas Gerais. De maneira semelhante, Oliveira *et al.*, (2009) identificaram perdas de solo significativas em estradas florestais não pavimentadas no Vale do Rio Doce, Minas Gerais. As perdas médias foram de 68,3 kg m⁻² em declives de 0-4%, 142,4 kg m⁻² em declives acima de 12%, e 820 kg m⁻² em encostas e taludes. A implementação de práticas mais eficazes de controle da erosão e a manutenção da vegetação nos aterros podem reduzir essas perdas e levar ao assoreamento de reservatórios e rios.

Em um programa de monitoramento conduzido ao longo de dois anos para avaliar o escoamento e a produção de sedimentos em estradas rurais não pavimentadas e aterros no semiárido brasileiro, Farias *et al.*, (2019) constataram que a produção de sedimentos nessas vias é maior do que em áreas preservadas, destacando que a vegetação nos aterros ajuda a reduzir a produção de sedimentos. Corrêa e Dedeczek (2009) estimaram que as estradas florestais no sul do Paraná e norte de Santa Catarina responderam por 99,7% das perdas totais de solo, sendo que as medidas de conservação conseguiram reduzir 25% dessas perdas.

Observou-se, neste estudo, que as estradas rurais também serviram como canais que transportaram o solo de uma região para a outra na bacia hidrográfica. Isso pode ser observado na Figura 5.25, ao observar sedimentos depositados sobre a ponte na vereda do Purgatório, afluente da margem esquerda, e na estrada rural que dá acesso ao distrito de Sambaíba de Minas e Assentamento Limeira, que passa pela estação de monitoramento FOR04 (Figura 5.26).

Figura 5.25 - Sedimentos sobre a ponte e na vereda do Purgatório, afluente do rio Formoso, a jusante da estação de monitoramento FOR03



Fonte: Próprio autor

Figura 5.26 - Sedimentos sobre a ponte no rio Formoso, na estação de monitoramento FOR04



Fonte: Próprio autor

6 CONCLUSÃO

Este estudo avaliou a qualidade da água do rio Formoso por meio de parâmetros físico-químicos e biológicos, durante os períodos chuvoso e seco, utilizando estatística descritiva, técnicas estatísticas multivariadas, cálculo do percentual de violação em relação à Deliberação Normativa nº 08/2008 e o Índice de Qualidade de Água do Instituto Mineiro de Gestão da Água (IGAM). Os resultados obtidos forneceram uma visão abrangente sobre a bacia hidrográfica e a dinâmica hídrica que regula o corpo hídrico, destacando as circunstâncias sazonais e as interações entre as variáveis analisadas.

A análise estatística descritiva realizada no monitoramento sazonal da identificou que oito parâmetros apresentaram valores estatisticamente diferentes com base nas medianas: Temperatura da água $T_{\text{água}}$ (°C), oxigênio dissolvido (OD), *Escherichia coli* (*E. coli*), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), nitrato (NO_3^-), cloreto (Cl^-), turbidez (Turb) e clorofila- α (Cl/ α). Esses parâmetros apresentaram comportamentos distintos entre os períodos chuvoso e seco, refletindo, principalmente, a influência sazonal, mas indicando também a ocorrência dos processos ambientais naturais, tais como a interação água-atmosfera e a fotossíntese.

A aplicação de testes não paramétricos como Mann-Whitney e Mann-Kendall, mostrou as diferenças significativas entre os períodos avaliados, indicando tendências de elevação e redução nos parâmetros. Entre as tendências, verificou-se que, com exceção do oxigênio dissolvido, cloreto, pH e da demanda bioquímica de oxigênio, os demais parâmetros apresentaram tendência de redução no período seco.

Os resultados analíticos, com base nas medianas calculadas dos períodos, foram comparados à DN COPAM/CERH nº08/2022 para avaliar a conformidade com padrões normativos estabelecidos. De maneira geral, os resultados atenderam aos limites dos parâmetros para águas das classes 1 e 2. Na análise de violação dos parâmetros em relação aos limites normativos, as observações realizadas ao longo de oito meses consecutivos mostraram que dados de sete parâmetros não atenderam os padrões, influenciados pela sazonalidade e pela localização das estações de monitoramento.

Nesse sentido, os parâmetros que mais apresentaram dados fora dos valores permitidos foram: *E. coli*, OD, DBO, pH, fósforo PT, turbidez e ST, registrando índices

de 38,4%, 55,5% e 17,1% de violação. Na análise por períodos, observou-se que 57,4% dos resultados do pH violaram o limite legal no período de chuva e 53,6% no período seco. A DBO apresentou o maior índice de violação no período seco com 64,3% dos dados, enquanto no período chuvoso o percentual foi significativamente menor 12,5%.

Os valores do Índice de Qualidade da Água (IQA) indicaram que o rio Formoso possui, em geral, boa qualidade, haja vista a predominância da classificação do IQA Bom, variando entre 50 e 100%. Contudo, no período chuvoso, observou-se maior ocorrência da classificação IQA Médio, influenciada principalmente pelos valores de pH e turbidez. Os valores medianos de IQA para os períodos chuvoso e seco foram 79,50 e 81,00, respectivamente. O teste não paramétrico de Mann-Whitney indentificou diferenças significativas entre os períodos analisados, enquanto o teste de Mann-Kendal indicou uma tendência de aumento no índice ao longo do período de monitoramento.

A Análise de Correlações Canônicas (ACC), técnica estatística multivariada utilizada neste estudo, foi utilizada para identificar os parâmetros mais relevantes da qualidade da água nas estações de monitoramento do rio Formoso nos períodos de chuva e de seca. As duas primeiras dimensões de variáveis canônicas (VC1) e (VC2) representaram mais de 80% da variabilidade dos dados. No período chuvoso, a primeira dimensão de variáveis canônicas (VC1) apontou que houve maior contribuição de matéria orgânica de origem externa depositada no curso hídrico. Esse cenário foi evidenciado pelos fortes carregamentos canônicos dos parâmetros demanda bioquímica de oxigênio (- 0,80), pH (-1,00) e *Escherichia coli* (-0,80).

O segundo eixo de variáveis canônicas (VC2) indicou a ocorrência da poluição físico-química do rio Formoso, conforme demonstrado pelas elevadas cargas canônicas dos parâmetros fosfato (0,86), turbidez (0,75), sólidos totais (0,74) e clorofila- α (0,84). Essa situação refletiu a influência do transporte difuso de sedimentos provenientes de áreas agrossilvipastoris, estradas rurais e solos expostos para o corpo hídrico durante o período chuvoso.

Durante o período seco, a análise de variáveis canônicas indicou que a primeira dimensão (VC1) correlacionou-se forte e positivamente com os parâmetros turbidez, clorofila- α , *E. coli* e DBO, enquanto pH, OD e $T_{\text{água}}$ apresentaram correlações negativas. Esses carregamentos explicaram o processo de autodepuração do rio

Formoso após o período chuvoso, influenciado pela redução das chuvas, menor vazão e maior luminosidade. Esses fatores favoreceram a fotossíntese e, conseqüentemente, a recuperação da qualidade da água.

O segundo eixo de variáveis canônicas (VC2) destacou a importância da turbidez, com elevada carga positiva (0,75), e da temperatura da água, com carga moderada (0,50), na manutenção do equilíbrio hídrico. Esses parâmetros foram essenciais na dinâmica do rio Formoso. A turbidez, atribuída à decomposição do fitoplâncton, mostrou impacto grande importância durante o período seco, colaborando na regulação hídrica e na síntese de clorofila- α . A temperatura da água, por sua vez, demonstrou influência direta na solubilidade do oxigênio e na homogeneização térmica da coluna d'água, favorecendo a estabilidade da recuperação do curso d'água.

Os resultados evidenciaram a interação complexa entre processos biológicos, químicos e físicos, reafirmando a capacidade do ecossistema de manter sua produtividade e qualidade ambiental mesmo diante de variações sazonais. Essa dinâmica ressalta a importância de um monitoramento contínuo.

A água do rio Formoso, de modo geral, mostrou boa qualidade, mesmo com o desenvolvimento de atividades agrossilvipastoris em diversas regiões da bacia. No entanto, sua qualidade pode ser melhor se forem implementadas medidas vegetativas, como a restauração ecossistêmica das zonas ripárias, e medidas mecânicas para a conservação do solo na bacia, principalmente, nas estradas rurais. Essas medidas serão adotadas com base em um mapeamento bacia, com o uso de SIG, pela obtenção de dados sobre a edafoclimatologia e da vegetação da bacia.

REFERÊNCIAS

ABASSI, T.; ABASSI, S. A. **Water Quality Indices**. 1 ed. Elsevier, 2012, 353 p.

ABEL, P. D. **Water Pollution Biology**. 2ª ed. Taylor & Francis. 297p.

ABERNETHY, B.; RUTHERFURD, I. D. The effect of riparian tree roots on the mass-stability of riverbanks. *Earth Surf. Process. Landforms*, v. 25, p. 921-937. DOI: [https://doi.org/10.1002/1096-9837\(200008\)25:9<921::AID-ESP93>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/1096-9837(200008)25:9<921::AID-ESP93>3.0.CO;2-7). Acesso em: 28 nov. 2023.

ADELANA, S. M.; HEAVEN, M. W.; DRESEL, E. P.; GIRI, K.; HOLMBERG, M.; CROATTO, G.; WEBB, J. Controls on species distribution and biogeochemical cycling in nitrate-contaminated groundwater and surface water, southeastern Australia. **Science of The Total Environment**, v. 726, p. 1-15, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138426>. Acesso em: 28 set. 2021.

AGUIAR NETTO, A. O.; GARCIA, C. A. B.; ALVES, J. P. H. A.; FERREIRA, R. A.; SILVA, M. G. da. Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. **Environ Monit Assess**, v. 185, p. 4417-4426, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2880-x>. Acesso em: 19 nov. 2023.

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; MORAIS, W. A.; PÔSSA, É. M.; CASTRO, R. M.; MOURA, D. M. B. USLE modelling of soil loss in a Brazilian Cerrado Catchment. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 2022, n. 100788, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100788>. Acesso em 09 dez. 2023.

AMÂNCIO, D. V.; COELHO, G.; MARQUES, R. F. de P. V.; VIOLA, M. R, MELLO, C. R. de. Qualidade da água nas sub-bacias hidrográficas dos rios Capivari E Mortes, Minas Gerais. **Scientia Agraria**, v. 19, n. 1, p. 75-86, abr. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v19i1.53175>. Acesso em: 22 nov. 2023.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2017. 1545 p.

AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D. da; PRUSKI, F. F.; MATOS, A. T. de. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 6, p. 1046-1049, dez. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000600006>. Acesso em: 12 dez. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**. 1. ed. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2011. 154 p.

ANDRADE, E. M. de.; ARAÚJO, L. de F. P.; ROSA, M. F.; DISNEY, W.; ALVES, A. B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n. 3, p.683-690, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162007000400011>. Acesso em: 14 ago. 2023.

ANDRADE COSTA, D. de; AZEVEDO, J. P. S.; SANTOS, M. A. dos; ASSUMPÇÃO, R. dos. S. F. V. Water quality assessment based on multivariate statistics and water quality index of a strategic river in the Brazilian Atlantic Forest. **Sci Rep**, v. **10**, n. 22038, p. 1-13, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78563-0>. Acesso em: 22 nov. 2023.

AWOKUSE, T.; XIE, R. Does Agriculture Really Matter for Economic Growth in Developing Countries? **Canadian Journal of Agricultural Economics**, v. 63, n. 1-2, p. 77-99, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/cjag.12038>. Acesso em: 10 jan. 08 ago. 2021.

AYOKO, G. A.; SINGH, K.; BALEREA, S.; KOKOT, S. Exploratory multivariate modeling and prediction of the physico-chemical properties of surface water and groundwater. **Journal of Hydrology**, v. 336, p. 115-124, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.12.013>. Acesso em: 13 ago. 2023.

BAGGIO, H. 2008. **Contribuições naturais e antropogênicas para a concentração e distribuição de metais pesados em água superficial e sedimento corrente na bacia do rio Formoso, município de Buritizeiro - MG**. 149 p. Tese (Doutorado em Geografia). Instituto de Geociências - Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG. Belo Horizonte

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2011. 844p.

BANKS-LEITE, C.; PARDINI, R.; TAMBOSI, L. R.; PEARSE, W. D.; BUENO, A. A.; BRUSCAGIN, R. T.; CONDEZ, T. H.; DIXO, M.; IGARI, A.; METZGER, J. P. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, p. 1041-1045, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1255768>. Acesso em: 27 nov. 2023.

BEHMEL, S.; DAMOUR, M.; LUDWIG, R.; RODRIGUEZ, M. J. Water quality monitoring strategies - A review and future perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 571, p. 1312-1329, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.235>. Acesso em: 13 ago. 2023.

BENEDINI, M.; TSARKIS, G. **Water Quality Modelling for Rivers and Streams**. 1ª ed. Heidelberg, New York, London. Springer Dordrecht, 2013, 288 p.

BENNETT, G.; CARROL, N. Gaining Depth: State of Watershed Investment 2014. Disponível em: www.ecosystemmarketplace.com/reports/sowi2014. Acesso em: 28 nov. 2023.

BERG, B.; McCLAUGHERT, C. **Plant Litter**. 1ª ed. Heidelberg, Berlin. Spring-Verlag, 2003, 286 p.

BHAT, S. A.; MERAJ, G.; YASSEN, S.; PANDIT, A. K. Statistical Assessment of Water Quality Parameters for Pollution Source Identification in Sukhnag Stream: An Inflow Stream of Lake Wular (Ramsar Site), Kashmir Himalaya. **Journal of Ecosystems**, p. 1-18, 2014, 898054, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1155/2014/898054>

BOEDER, Mike; CHANG, Heejun. Multi-scale analysis of oxygen demand trends in an urbanizing Oregon watershed, USA. **Journal of Environmental Management**, v. 87, n. 4, p. 567-581, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.12.009>.

BORTOLETTO, E. C.; SILVA, H. A.; BONIFÁCIO, C. M.; TAVARES, C. R. G. Water quality monitoring of the Pirapó River watershed, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 148-157, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00313suppl>. Acesso em: 16 ago. 2023.

BOYACIOĞLU, H.; BOYACIOĞLU, H. Investigation of Temporal Trends in Hydrochemical Quality of Surface Water in Western Turkey. **Bull. Environ. Contam Toxicol.**, v. 80, p. 469-474, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-008-9439-0>. Acesso em: 14 ago. 2023

BOYACIOĞLU, H.; GÜNDOĞDU, V.; BOYACIOĞLU, H. Investigation of priorities in water quality management based on correlations and variations. **Marine Pollution Bulletin**, v. 69, p. 48-54, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.010>. Acesso em: 19 ago. 2023.

BOYD, C. E. **Water Quality: An Introduction**. 3^a ed. Springer Cham, 2020. 440p.

BRADFORD, J. M.; FERRIS, J. E.; REMLEY, P. A. Interrill Soil Erosion Processes: I. Effect of Surface Sealing on Infiltration, Runoff, and Soil Splash Detachment. *Soil Science Society of America Journal*, v. 51, n. 6, p. 1566, 1987. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100060029x>. Acesso em 29 set. 2024.

BRAGA, Benedito *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2^a ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 313p.

BRAGA, F. H. R. *et al.* Study of the Influence of Physicochemical Parameters on the Water Quality Index (WQI) in the Maranhão Amazon, Brazil. **Water**, v. 14, n. 1546, 2022, DOI: <https://doi.org/10.3390/w14101546>. Acesso em: 03 mai. 2024.

BRANCALION, P. H. S.; CARDOZO, I.V.; CAMATTA, A., ARONSON, J.; RODRIGUES, R. R. Cultural Ecosystem Services and Popular Perceptions of the Benefits of an Ecological Restoration Project in the Brazilian Atlantic Forest. **Restor Ecol**, v. 22, p. 65-71, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12025>. Acesso em: 26 nov. 2023.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, D. V.; LEWINSOHN, T. M. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brasil (2012): updates and ongoing initiatives. **Natureza & Conservação**, v. 14, s.

1, p. 1-15. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003>. Acesso em: 29 nov. 2023.

BRASIL. Lei Federal nº. 12.651, de 25 de maio de 2012a. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e da outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 mai. 2012, seção 1, p. 1-8. Disponível em: <http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=28/05/2012&jornal=1&pagina=1&totalArquivos=168>. Acesso em: 8 jun 2024.

BRASIL. Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012b. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 out. 2012, seção 1, p. 5-6. Disponível em: <https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=18/10/2012&jornal=1&pagina=5&totalArquivos=128>. Acesso em: 29 nov. 2023.

BRAUMAN K. A.; DAILY G. C.; DUARTE T. K.; MOONEY, H. A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. **Annual Review Environment and Resources**, v.32, p. 67-98, 2007. DOI: <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>. Acesso em: 23 dez. 2023.

BRITO, J. G. de; ALVES, L. F.; ESPIRITO SANTO, H. M. V. Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake (lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 1, p. 121-131, 2014, DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000100012>. Acesso em: 19 nov. 2023.

BRITTO, F. B.; VASCO, A. N.; AGUIAR NETTO, A. de O. Surface water quality assesment of the main tributaries in the lower São Francisco River, Sergipe. **RBRH**, v. 23, p. e-28, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170061>. Acesso em: 24 nov. 2023.

BROWN, L. R. The World Outlook for Conventional Agriculture. **Science**, v. 158, n. 3801, p. 604-611, 1967. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.158.3801.604>. Acesso em: 14 ago. 2023.

BROWN, R. M.; McLELLAND, N. J.; DEININGER, R. A.; TOZER, R. G. A Water quality index do we dare? **Water and Sewage Works**, 1970, p. 339-343, Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/284060572_A_water_quality_index-do_we_dare. Acesso em: 20 ago. 2023

BULL, G. Q.; BAZETT, M.; SCHWAB, O.; NILSSON, S.; WHITE, A.; MAGINNIS, S.. Industrial forest plantation subsidies: Impacts and implications. **Forest Policy and Economics**, v. 9, n. 1, p. 13-31, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2005.01.004>. Acesso em: 23 set. 2021.

CALAZANS, G. M.; PINTO, C. C.; COSTA, E. P. da, PERINI, A. F.; OLIVEIRA, S. C. The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. **Environ Monit Assess**, v. 190, n. 491, p. 2-17, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6873-2>. Acesso em: 07 jun. 2024.

CALIJURI, M. do C.; CUNHA, D. G. F.; MOCELLIN, J.; SILVA, J. Fundamentos ecológicos e ciclos naturais. In: CALIJURI, M. do C.; CUNHA, D. G. F. (orgs.). **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologias e gestão**. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2019. p. 107-130.

CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F.; PINTO, T. da S. Atribuições da engenharia ambiental e seu papel para a sustentabilidade. In: CALIJURI, M. do C.; CUNHA, D. G. F. (orgs.). **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologias e gestão**. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2019. p. 97-105.

CALLISTO, M. et al. A Humboldtian Approach to Mountain Conservation and Freshwater Ecosystem Services. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, p. 1-12, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00195>. Acesso em: 08 jun. 2024.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, p. 559-568, 1998. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2). Acesso em: 01 jun. 2022.

CARVALHO, M. A. G. **Métodos estatísticos para Análise de Dados de Monitoração Ambiental**. 2003. 131 f. (Doutorado em Tecnologia Nuclear) - Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.repositorio.cdtm.br:8080/jspui/handle/123456789/936>. Acesso em: 22 ago. 2023.

CARVALHO MONTEIRO, M. E.; LAUDARES, S. S. de A.; LEITE, L. H.; FILHO, L. O. M.; BORGES, L. C. Cenários de Preservação com a aplicação do novo código Florestal: Estudo em uma Bacia Hidrográfica na Serra da Mantiqueira. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 18, n. 64, p. 185-198, 2017. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/40926>. Acesso em: 29 nov. 2023.

CASALÍ, J.; GASTESI, R.; ALVAREZ-MOZOS, J.; SANTISTEBAN, L. M. de; LERSUNDI, J. del V.; GIMÉNEZ, R.; LARRAÑAGA, A.; GOÑI, M.; AGIRRE, U.; CAMPO, M. A.; LÓPEZ, J. J.; DONÉZAR, M. Runoff, erosion, and water quality of agricultural watersheds in central Navarre (Spain). **Agricultural Water Management**, v. 95, n. 10, p. 1111-1128, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.06.013>. Acesso em: 03 set. 2021.

CASTRO, R. M.; ALVES, W. dos S.; MARCIONILIO, S. M. L. de O.; MOURA, D. M. B. de; OLIVEIRA, D. M. da S. Soil losses related to land use and rainfall seasonality in a watershed in the Brazilian Cerrado. **Journal of South American Earth**

Sciences, v. 119, 2022, 104020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104020>. Acesso em: 19 abr. 2024.

CERRI, C. E. P.; DEMATTÊ, J. A. M.; BALLESTER, M. V. R.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L.; ROOSE, E. Gis erosion risk assessment of the piracicaba river basin, Southeastern Brazil. **Mapping Sciences and Remote Sensing**, v. 38, n 3, p. 157-171, 2001. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/action/showCitFormats?doi=10.1080%2F07493878.2001.10642173>. Acesso em: 09 dez. 2023.

CERQUEIRA, T. C.; MENDONÇA, R. L.; GOMES, R. L.; JESUS, R. M. de; SILVA, D. M. L. da. Effects of urbanization on water quality in a watershed in northeastern Brazil. **Environ Monit Assess**, v. 192, n. 65, p. 1-17, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-8020-0>. Acesso em: 28 jul. 2021.

CHOTPANTARAT, S.; BOONKAEWWAN, S. Impacts of land-use changes on watershed discharge and water quality in a large intensive agricultural area in Thailand. **Hydrological Sciences Journal**, v. 63, n. 9, p. 1386-1407, 2018. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/action/showCitFormats?doi=10.1080%2F02626667.2018.1506128>. Acesso em: 01 jun. 2022.

CINCOTTA, R. P.; WISNEWSKI, J.; ENGELMAN, R. Human population in the biodiversity hotspots. **Nature**, v. 404, p. 990-992, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/35010105>. Disponível em: Acesso em: 27 mai. 2022.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326 p. ilustrações.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2022. São Paulo: CETESB, 2023. 300p.: apêndices A - R.

CORRÊA, C. M. C.; DEDECEK, R. A. Erosão real e estimada através da rusle em estradas de uso florestais, em condições de relevo plano a suave ondulado. Floresta. **Floresta**, v. 39, n. 2, p. 381-391, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v39i2.14564>. Acesso em: 12 dez. 2023

CORREIA, J. R.; REATTO, A.; SPERA, S. T. Solo e suas relações com o uso e o manejo. In: SOUSA, D. M. G. De; LOBATO, E. (Org.). **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. p. 29-61. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/555355/cerrado-correcao-do-solo-e-adubacao>. Acesso em: 30 set. 2024.

CLARKE, J.; QUINN, M. K.; BLACKLOCKE, S.; BRUEN, M. The effect of forest windrowing on physico-chemical water quality in Ireland. **Science of The Total Environment**, v. 514, p. 155-169, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.107>. Acesso em: 23 set. 2021.

CUDE, G. C. Oregon water quality index a tool for evaluating water quality management effectiveness. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, p. 125-137, 2001. Disponível: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x>. Acesso em: 21 ago. 2023.

CRISTAN, R.; AUST, W. M.; BOLDING, M. C.; BARRETT, S. M.; MUNSELL, J. F.; SCHILLING, E. Effectiveness of forestry best management practices in the United States: Literature review. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 133-151, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.025>. Acesso em: 23 set. 2021.

CRUZ, M. A. S.; GONÇALVES, A. de A.; ARAGÃO, R. de; AMORIM, J. R. A.; MOTA, P. V. M. de; SRINIVASAN, V. S.; GARCIA, C. A. B.; FIGUEIREDO, E. E. Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil. **Environ Earth Sci**, v. 78, n. 68, p. 1-11, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8087-5>. Acesso em: 16 mai. 2023.

CRUZ, J. C.; VALENTE, M. L.; BAGGIOTTO, C.; BAUMHARDT, E. Qualitative characteristics of water resulting from the introduction of Eucalyptus silviculture in Pampa biome, RS. **RBRH**, v. 21, n. 3, p. 636-645, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011616015>. Acesso em: 22 set. 2021.
CRUZ-RAMÍREZ, A. K.; SALCEDO, M. Á.; SÁNCHEZ, A. J.; MACÍAS, E. B.; PALACIOS, J. D. M. Relationship among physicochemical conditions, chlorophyll-a concentration, and water level in a tropical river-floodplain system. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v. 16, p. 3869-3876, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-018-2127-7>. Acesso: 19 nov. 2023.

CUNHA, E. R. da; BACANI, V. M.; PANACHUKI, E. Modelling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. **Nat Hazards**, v. 85, p. 851-868, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2607-3>. Acesso em: 09 nov. 2023.

CUSTÓDIO FILHO, A.; FRANCO, G. A. D. C.; NEGREIROS, O. C. de; MARIANO, G.; GIANOTTI, E.; DIAS, A. C. Composição florística da vegetação arbórea da floresta mesófila semidecídua estação ecológica de Ibicatu, Piracicaba. **Revista do Instituto Florestal**, v. 6, p. 99-111, 1994. DOI: <https://doi.org/10.24278/2178-5031.19946506>. Acesso em: 04 dez. 2023.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; REICHERT, J. M.; MERTEN, G. H.; DALBIANCO, L.; BARROS, C. A. P. de; RAMON, R. Impact of no-tillage agricultura systems on sediment yield in two large catchment in Southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 1287-1297, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0844-6>. Acesso em: 09 dez. 2023.

DIDONÉ, E.; MINELLA, J. P. G.; ERVARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**. V. 174, p. 24-33, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.05.011>. Acesso em: 09 nov. 2023.

DIXON, W.; CHISWELL, B. Review of aquatic monitoring program design. **Water Research**, v. 30, l. 9, p. 1935-1948, 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00087-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00087-5). Acesso em: 03 mai. 2024.

DUTTA, S.; DWIVEDI, A.; SURESH KUMAR, M. Use of water quality index and multivariate statistical techniques for the assessment of spatial variations in water quality of a small river. **Environ Monit Assess**, v. 190, p. 718-735, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7100-x>. Acesso em: 17 mai. 2023.

DYBALA, K. E.; MATZEK, V.; GARDALI, T.; SAVY, N. E. Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis. **Glob Change Biol**, v. 25, p. 57-67, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14475>. Acesso em: 08 dez. 2023

DZEDZEJ, M. **Composição florística das APPs em rede de drenagem nos municípios de Juramento e Patis na bacia hidrográfica do rio São Francisco, MG**. 2008. 85 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/3397>. Acesso em 04 nov. 2023

EPA - UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners*. Washington, DC: Office of Environmental Information, 2006. 190 p. Quality management guidance documents - EPA QA/G-9S (Manual de gestão da qualidade). Disponível em: <http://www.epa.gov/QUALITY/qs-docs/g9s-final.pdf>.

EROL, A.; RANDHIR, T. O. Watershed ecosystem modeling of land-use impacts on water quality. **Ecological Modelling**, v. 270, p. 54-63, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.09.005>. Acesso: 20 nov. 2023

ETTER, A.; McALPINE.; PULLAR, D.; POSSINGHAM, H. Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns and rates. **Journal of Environmental Management**, v. 79, p. 74-87, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.05.017>. Acesso em: 20 nov. 2023.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. **Manual de análise de dados**. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017. 1219 p.

FARIAS, T. R. L.; MEDEIROS, P. H. A.; NAVARRO-HEVIA, J.; ARAÚJO, J. C. de. Unpaved rural roads as source areas of sediment in a watershed of the Brazilian semi-arid region. **International Journal of Sediment Research**, v. 34, 2019, p. 475-485. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2019.03.002>. Acesso em: 20 abri. 2023.

FIERRO, P.; BERTRÁN, C.; TAPIA, J.; HAUENSTEIN, E.; PEÑA-CORTÉS, F.; VERGARA, C.; CERNA, C.; VARGAS-CHACOFF, L. Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. **Science of The Total Environment**, v. 609, p. 724-734, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>. Acesso em: 22 set. 2021.

FIGUEIREDO, J. C. G.; ÁVILA, M. A.; SOUZA, C. S.; NEVES, J. G. S.; TOLENTINO, G. S.; OKI, Y.; AZEVEDO, F. P. de; NEGREIROS, D.; VIANA, J. H. M.; SANTOS, R. M. dos; FONSECA, R. S.; FERNANDES, G. W.; NUNES, Y. R. F. Relationship of woody species composition with edaphic characteristics in threatened riparian Atlantic Forest remnants in the upper Rio Doce basin, Brazil. **Nordic Journal of Botany**, 2022: e03679. DOI: <https://doi.org/10.1111/njb.03679>. Acesso em: 19 abr. 2024.

FOX, D. M.; Le BISSONNAIS, Y. Process-Based Analysis of Aggregate Stability Effects on Sealing, Infiltration, and Interrill Erosion. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, p. 717-724, 1998. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200030025x>. Acesso em: 29 set. 2024.

FRANÇA, M. S. **Análise estatística multivariada dos dados de monitoramento de qualidade de água da Bacia do Alto Iguaçu: uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos**. 2009. 150 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Disponível em: <https://hdl.handle.net/1884/23052>. Acesso em: 18 ago. 2023.

FREIRE, L. L., COSTA, A. C.; LIMA NETO, I. E. Spatio-temporal Patterns of River Water Quality in the Semiarid Northeastern Brazil. **Water Air Soil Pollut**, v. 232, p. 452, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05406-7>. Acesso em: 3 mai. 2024.

GAMA, M. das G. C. C.; DE PAULA, A. M. N. R.; LIMA S. C. Implantação da agricultura comercial no município de Buritizeiro, Cerrado Mineiro: o uso capitalista dos recursos naturais. **Caminhos de Geografia**, v. 10, n. 10, p. 1-12, 2003. Disponível em: http://www.ig.ufu.br/caminhos_de_geografia.html Acesso em: 18 jun. 2009.

GARMENDIA, E.; MARIEL, P.; TAMAYO, I.; AIZPURU, I.; ZABALETA, A. Assessing the effect of alternative land uses in the provision of water resources: Evidence and policy implication from southern Europe. **Land Use Policy**, v. 29, n. 4, p. 761-770, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.12.001>. Acesso em: 22 set. 2021.

GATICA, E. A.; ALMEIDA, C. A.; MALLEA, M. A.; CORIGLIANO, M C. del.; GONZÁLEZ, P. Water quality assessment, by statistical analysis, on rural and urban areas of Chocancharava River (Río Cuarto), Córdoba, Argentina. **Environ. Monit. Assess**, v. 184, p. 7257-7274, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2495-7>. Acesso em: 18 ago. 2023.

GERGEL, S.; TURNER, M.; MILLER, J.; MELACK, J. M.; STANLEY, E. H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquat. Sci.**, v. 64, p. 118-128, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-002-8060-2>. Acesso em: 20 nov. 2023.

GERLAND, P.; RAFTERY, A. E.; ŠEVČÍKOVÁ, H.; LI, N.; GU, D.; SPOORENBERG, T.; ALKEMA, L.; FOSDICK, B. K.; CHUNN, J.; LALIC, N.; BAY, G.; BUETTNER, T.; HEILIG, G. K.; WILMOTH, J. World population stabilization unlikely this century. **Science**, v. 346, n. 6206, p. 234-237, 2014. DOI:

<https://www.science.org/doi/10.1126/science.1257469>. Acesso em: 01 jun. 2022.

GHORBANI, M. K.; AFSHAR, A.; HAMIDAR, H. River water quality management using a fuzzy optimization model and the NSFQI Index. **Water SA**, v. 47, n. 1, p. 45-53, 2021. DOI: <https://doi.org/10.17159/wsa/2021.v47.i1.9444>. Acesso em: 21 ago. 2023.

GOMES, F. D. G. G.; OSCO, L. P.; ANTUNES, P. A.; RAMOS, M. P. R. Climatic seasonality and water quality in watersheds: a study case in Limoeiro River watershed in the western region of São Paulo State, Brazil. **Environ Sci Pollut Res**, v. 27, p.30034-30049, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09180-7>. Acesso em 22 nov. 2023.

GIRI, S.; QIU, Z. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 173, p. 41-48, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029>. Acesso em: 08 jan. 2022.

GUIDOTTI, V.; FERRAZ, S. F. de B.; PINTO, L. F. G.; SPAVOREK, G.; TANIWAKI, R. H.; GARCIA, L. G.; BRANCALION, P. H. S. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. **Land Use Policy**, v. 94, n. 104511, p. 1-11, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104511>. Acesso em: 29 nov. 2023.

GUNAWARDHANA, W. D. T. M.; JAYAWARDHANA, J. M. C. K.; UDAYAKUMARA, E. P. N.. Impacts of Agricultural Practices on Water Quality in Uma Oya Area in Sri Lanka. **Procedia Food Science**, v. 6, p. 339-343, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.profoo.2016.02.068>. Acesso em: 20 nov. 2023.

HAIR, Joseph F. Hair Junior *et al.* **Análise Multivariada de Dados**. 5 ed. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593 p.

HALE, R.; REICH, P.; DANIEL, T.; PHILIP, S. L.; CAVAGNARO, T. R. Assessing changes in structural vegetation and soil properties following riparian restoration. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 252, p. 22-29, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.036>. Acesso em: 08 dez. 2023.

HAMIL, S.; ARAB, S.; CHAFFAI, A.; BAHA, M.; ARAB, A. Assessment of surface water quality using multivariate statistical analysis techniques: a case study from Ghrib dam, Algeria. **Arab J Geosci**, v. 11, p. 754-768, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4102-5>. Acesso em: 18 nov. 2023.

HAWKES, J. A.; PATRIARCA, C.; SJÖBERG, P. J. R.; TRANVIK, L. J.; BERGQUIST, J.. Extreme isomeric complexity of dissolved organic matter found across aquatic environments. **Limnology and Oceanography Letters**, v. 3, p. 21-38, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/lol2.10064>. Acesso em: 18 nov. 2023.

HOODA, P. S.; EDWARDS, A. C.; ANDERSON, H. A.; MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **Science of The Total Environment**, v. 250, p. 143-167, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00373-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00373-9). Acesso em: 28 set 2021.

HORTON, R. K. An index-number for rating water quality. **J. Water Pollut. Control Fed.**, 37, p. 300-306, 1965.

HOTELLING, H. Relations Between Two Sets of Variates. **Biometrika**, v. 28, n. 3/4, p. 321-377, 1936. DOI: <https://doi.org/10.2307/2333955>. Acesso em: 19 ago. 2023.

HELSEL, D. R.; HIRSCH, R. M. Trend Analysis. In: HELSEL, D. R.; HIRSCH, R. M.; RYBERG, K. R.; ARCHFIELD, S. A.; GILROY, E. J. **Statistical methods in water resources**. Reston: U.S. Geological Survey, 2020. Cap. 12, p. 327-362.

HUA, A. K.; GANI, P. Temporal Seasonal Variations and Source Apportionment of Water Pollution in Melaka River Basin using Multivariate Statistical Techniques. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 32, n. 1, 2023. DOI: <https://doi.org/10.15244/pjoes/152975>. Acesso em: 21 mar. 2023.

HUANG, X.; SILLANPÄÄ, M.; GJESSING, E. T.; PERÄNIEMI, S.; VOGT, R. D. Environmental impact of mining activities on the surface waterquality in Tibet: Gyama valley. **Science of The Total Environmental**, v. 408, n. 19, p. 4177-4184, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.015>. Acesso em: 09 jan. 2022.

HUANG, Z.; LIYANG, H.; LIXIONG, Z.; XIAO, W. TIAN, Y. Effects of land use patterns on stream water quality: a case study of a small-scale watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China. **Environ Sci Pollut Res**, v. 23. p. 3943-3955, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5874-8>. Acesso em: 20 nov. 2023.

HUANG, F.; WANG, X.; LOU, L.; ZHOU, Z.; WU, J. Spatial variation and source apportionment of water pollution in Qiantang River (China) using statistical techniques. **Water Research**, v. 44, n. 5, p. 1562-1572, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.003>. Acesso em: 22 ago. 2023.

HUSSAIN, M.; RAO, P. Multivariate statistical analysis of heavy metals in ground water - A case study of Bolaram and Patancheru Industrial Area, Andra Pradesh, Índia. **Int. J. of. Adv. Res.** Disponível em: <https://www.journalijar.com/article/1177/multivariate-statistical-analysis-of-heavy-metals-in-ground-water---a-case-study-of-bolaram-and-patancheru-industrial-area,-andhra-pradesh,-india/>. Acesso em: 22 ago. 2023.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. População estimada: IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Estimativas da população residente. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/aracuai/panorama>. Acesso em: 21 mai. 2021.

International Congress on Planted Forests (ICPF), 2013. Planted forests are a vital resource for future green economies. **Summary report of the 3rd International Congress on Planted Forests**. Disponível em:

https://efi.int/sites/default/files/images/plantedforests/14-congress-summary-report-final-2013-07-03_0.pdf. Acesso em: 23 dez. 2023.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS - IEF. **Inventário Florestal de Minas Gerais: Cerrado - Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Áreas Aptas para Manejo Florestal**. In: SCOLFORO, J. R. S; MELLO, J. M. de.; OLIVEIRA, A. D. de. Lavras: Editora UFLA, 2008. 816 p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS - IGAM. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais na Bacia do Rio São Francisco e seus afluentes em 2008**. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2008. 323p. Disponível em: <<http://www.repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/jspui/handle/123456789/295>>. Acesso em: 21 mar. 2025

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS - IGAM. **Séries Históricas de Monitoramentos da Qualidade das Águas Superficiais no Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Igam, 2012-2016. Planilha. Disponível em: <<http://www.repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/jspui/handle/123456789/414>>. Acesso em: 21 mar. 2025.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS - IGAM. **Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2014: resumo executivo**. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2016. 179 p. Disponível em: <<http://www.repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/jspui/handle/123456789/323>>. Acesso em 21 mar. 2025

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS - IGAM. **Avaliação da qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2021: resumo executivo anual**. Belo Horizonte: Igam, 2022. 211 p.: ilustrações. Disponível em: <<http://www.repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/jspui/handle/123456789/4001>>. Acesso em: 21 mar. 2025

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Bacias dos Rios Jequitai e Pacuí - UPGRH SF6: Panorama da Qualidade das Águas Superficiais 2021**. Belo Horizonte: Igam, 2022. 1 mapa, color. Escala: 1:1.200.000. Disponível em: <<http://www.repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/jspui/handle/123456789/2024>> . Acesso em: 21 mar. 2025

JANVRY, A. de; SADOULET, E. Using agriculture for development: Supply and demand-side approaches. **Word Development**, v. 133, n. 105003, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105003>. Acesso em: 27 mai. 2022.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied Multivariate Statistical Analysis**. 5^a ed. New Jersey: Prentice Hall. 761 p.

JOHNSTON, B. F.; MELLOR, J. W. The role of agriculture in economic development. **American Economic Association**, v. 51, n. 4, p. 566-593, 1961. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/1812786>. Acesso em: 14 ago. 2023.

JUNG, K. Y.; LEE, K. L.; IM, T. H.; LEE, I. J.; KIM, S.; HAN, K. Y.; AHN, J. M. Evaluation of water quality for the Nakdong River watershed using multivariate analysis. **Environmental Technology & Innovation**, v 5, p. 67-82, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2015.12.001>. Acesso em: 18 ago. 2023.

KACHROUD, M.; TROLARD, F.; KEFI, M.; JEBARI, S.; BOURRIÉ, G. Water Quality Indices: Challenges and Application Limits in the Literature. **Water**, v. 11, n. 2, p. 1-26, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11020361>. Acesso em: 21 ago. 2023.

KALIL, B.; OUARDA, T. B. M. J.; HILAIRE-ST, A. Estimation of water quality characteristics at ungauged sites using artificial neural networks and canonical correlation analysis. **Journal of Hydrology**, v. 405, n. 3-4, p. 277-287, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.024>. Acesso em: 19 ago. 2023.

KAZI, T. G.; ARAIN, M. B.; JAMALI, M. K.; JALBANI, N.; AFRIDI, H. I.; SARFRAZ, R. A.; BAIG, J. A.; SHAH, A. Q. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, l, 2, p. 301-309, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.02.024>. Acesso em: 3 mai. 2024.

KENT, Martin. **Vegetation Description: A Practical Approach**. Now York: Wiley-Blackwell, 2011. 448 p.

KNEE, K. L.; ENCALADA, A. C. Land use and water quality in a rural cloud forest region (Intag, Ecuador). **River Res. Applic.**, v. 30, p. 385-401. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.2634>. Acesso em: 24 nov. 2023.

KOLASSA, John Edward. **An introduction to nonparametric statistics**. 1. ed. Boca Raton: CRC Press, 2020. Série Chapman & Hall/CRC Texts in Statistical Science.

KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A. Use of ranks in one-criterion variance analysis. **Journal of the American Statistical Association**, v. 47, n. 260, p. 583-621, 1952. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2280779>>. Acesso em: 07 mar. 2025

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P.; RUEDA, X.; BLACKMAN, A.; BÖRNER, J.; CERUTTI, P. O.; DIETSCH, T.; JUNGSMANN, L.; LAMARQUE P., LISTER, J.; WALKER, N. F.; WUNDER, S. Effectiveness and synergies of policy instruments for land use governance in tropical regions. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 129-140, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.007>. Acesso em: 26 nov. 2023.

LANDAU, E. C.; BARROS, L. C. de; RIBEIRO, P. E. de A.; BARROS, I. de R. **Abrangência geográfica do projeto Barraginhas no Brasil**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2013. 45 p.

LATTIN, J.; CARROLL, J. D.; GREEN, P. E. **Análise de dados multivariados**. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 455 p.

LEMOS, R. C.; SANTOS, R. D. dos. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 3 ed. Campinas. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. 84 p.

LENSE, G. H. E.; BÓCOLI, F. A.; MOREIRA, R. S.; MINCATO, R. L. Prediction of water erosion in a watershed in southeastern Brazil. **Revista Agrogeoambiental**, v. 12, n. 4, 2021. DOI: <https://doi.org/10.18406/2316-1817v12n420201504>. Acesso em: 09 nov. 2023.

LESS, A. C.; PERES, C. A. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. **Conservation Biology**, v. 22, p. 439-449. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00870.x>. Acesso em: 28 nov. 2023.

LI, Y.; XU, L.; LI, S. Water Quality Analysis of the Songhua River Basin Using Multivariate Techniques. **J. Water Resource and Protection**, v. 2, p. 110-121, 2009. DOI: [doi:10.4236/jwarp.2009.12015](https://doi.org/10.4236/jwarp.2009.12015). Acesso em: 06 jun. 2024.

LIANG, Wei.; WU, Zhen-bin; CHENG, Shui-ping.; ZHOU, Qiao-hong; HU, Hong-ying.. Roles of substrate microorganisms and urease activities in wastewater purification in a constructed wetland system. **Ecological Engineering**, v. 21, p. 191-195, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.11.002>. Acesso em: 18 nov. 2023.

LIU, C. W.; LIN, K. H.; KUO, Y. M. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. **The Science of Total Environment**, n. 313, n. 1-3, p. 77-89, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00683-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00683-6). Acesso em: 18 ago. 2023.

LIU, Y.; ENGEL, B. A.; FLANAGAN, D. C.; GITAU, M. W.; McMILLAN, S. K.; CHAUBEY, I. A review on effectiveness of best management practices in improving hydrology and water quality: Needs and opportunities. **Science of The Total Environment**, v. 601-602, p. 580-593, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.212>. Acesso em: 28 nov. 2023.

LIOU, S. M.; LO, S. L.; WANG, S. H. A Generalized Water Quality Index for Taiwan. **Environ. Monit. Assess.**, v. 96, p. 35-52, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:EMAS.0000031715.83752.a1>. Acesso em: 21 ago. 2023.

LONGHI, S. J.; ARAUJO, M. M.; KELLING, M. B.; HOPPE, J. M.; MÜLLER, I.; BORSOI, G. A. Aspectos fitossociológicos de fragment de Floresta Estacional Decidua. **Ciência Florestal**, v. 10, n. 2, p. 59-74. DOI: [10.5902/19805098471](https://doi.org/10.5902/19805098471). Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/471>. Acesso em: 02 dez. 2023.

LOIZOU, E.; KARELAKIS, C.; GALANOPOULOS, K.; MATTAS, K. The role of agriculture as a development tool for a regional economy. **Agricultural Systems**, v. 173, p. 482-290, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.04.002>. Acesso em: 10 jan. 2022.

LOPES, O. F.; JESUS, R. M. de; SOUZA, L. F. de. Comparison between water quality indices in watersheds of the Southern Bahia (Brazil) with different land use. **Environ Sci Pollut Res**, v. 28, p. 12944-12959, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10941-7>. Acesso em: 16 jan. 2022.

LOWRANCE, R.; LEONARD, R. SHERIDAN, J. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 40, p. 87-91, 1985. Disponível em: <https://www.jswconline.org/content/40/1/87.short>. Acesso em: 28 nov. 2023.

LUMB, A.; SHARMA, T. C.; BIBEAL, J. F. A review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. **Water Qual. Expo. Health**, v. 3, p. 11-24, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12403-011-0040-0>. Acesso em 31 dez. 2021.

MACKAY, J. E.; CUNNINGHAM, S. C.; CAVAGNARO, T. R. Riparian reforestation: are there changes in soil carbon and soil microbial communities? **Science of The Total Environment**, v. 566-567, p. 960-967, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.045>. Acesso em: 08 dez. 2023.

MANDAR, Ü, TOURNEBIZE, J. TONDERSKI, K. VERHOEVEN, J. T. A.; MITSCH, W. J. Planning and establishment principles for constructed wetlands and riparian buffer zones in agricultural catchments, v. 103, p. 296-300, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.006>. Acesso em: 07 jun. 2024.

MANN, H. B.; WHITNEY, D. R. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. **The Annals of Mathematical Statistics**, v. 18, n. 1, p. 50-60, 1947. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2236101>. Acesso em: 07 mar. 2025.

MASTHURAH, J.; JUAHIR, H.; MOHD, Z. N. B. Case study Malaysia: Spatial water quality assessment of Juru, Kuantan and Johor River Basins using environmetric techniques. **Journal of Survey in Fisheries Sciences**, v. 7, n. 2, p. 19-40, 2021. DOI: <https://doi.org/10.17762/sfs.v7i2.117>. Acesso em: 17 nov. 2023.

MATOS, A. T. de. **Poluição Ambiental: Impactos no meio físico**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2010, 260p.

MATOS, A. T. de. **Qualidade do meio físico Ambiental: práticas de laboratório**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012, 150p.

MATSUYAMA, K. Agricultural productivity, comparative advantage, and economic growth. **Journal of Economic Theory**, v. 58, n. 2, p. 317-334, 1992. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-0531\(92\)90057-O](https://doi.org/10.1016/0022-0531(92)90057-O). Acesso em: 10 jan. 2022.

MATZEK, V.; WARREN, S. FISHER, C. Incomplete recovery of ecosystem processes after two decades of riparian forest restoration. **Restor Ecol**, v. 24, p 637 - 645, 2016.

MAYER, P. M., REYNOLDS Jr, S. K.; MCCUTCHEN, M. D.; CANFIELD, T. J. Meta-Analysis of Nitrogen Removal in Riparian Buffers. **J. Environ. Qual.**, v. 36, p. 1172-1180, 2007. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0462>. Acesso em: 28 nov. 2023.

MAYORA, G.; DEVERCELLI, M.; GIRI, F. Spatial variability of chlorophyll- α and abiotic variables in a river - floodplain system during different hydrological phases. **Hydrobiologia**, v. 717, p. 51-63, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1566-x>. Acesso em: 19 nov. 2023.

McNEILL, K.; MACDONALD, K.; SINGH, A.; BINNS, A. D. Food and water security: Analysis of integrated modeling platforms. **Agricultural Water Management**, v. 194, p. 100-112, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.09.001>. Acesso em: 01 jun. 2022.

McDOWELL, R. W.; BIGGS, B. J.; SHARPLEY, A. N.; NGUYEN, L. William *et al.* Connecting phosphorus loss from agricultural landscapes to surface water quality. **Chemistry and Ecology**, v. 20, n. 1, p. 1-40, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1080/02757540310001626092>. Acesso em: 01 jun. 2022.

MEDEIROS, A. C.; FREITAS, K. R.; FAIAL, K. do C. F.; LOPES, I. D. da S.; LIMA, M. de O.; GUIMARÃES, R. M.; MENDONÇA, N. M. Quality index of the surface water of Amazonian rivers in industrial areas in Pará, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 123, p. 156-164. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.002>. Acesso em: 22 nov. 2023.

MELO, D. D. V. **Florística, análise fitossociológica e modelo para a revegetação da bacia do rio São Francisco/MG. 2008.** 256 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/2471>. Acesso em: 04 nov. 2023.

MELO, N. A. de; DELEVATI, D. M.; PUTZKE, J.; LOBO, E. A. Phytosociological Survey in Water Preservation Areas, Southern, Brazil. **Bot. Rev.** v. 82, p. 359-370, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12229-016-9172-z>. Acesso em: 12 dez. 2023.

MELO, D. C. D. *et al.* The big picture of field hydrology studies in Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, v. 65, n. 8, p. 1262-1280, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1747618>. Acesso em: 03 mai. 2024.

MELLO, K. de; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; VETORAZZI, C. A. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1293-1301, 2018a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.030>. Acesso em: 03 set. 2021.

MELLO, K. de M.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; SANTOS, A. C. A. dos; VETORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, p. 130-138, 2018b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>. Acesso em: 08 jan. 2022.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG N° 01, de 5 de maio de 2008. **Diário do Executivo**, Belo Horizonte, MG, 13 mai. 2008.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG N° 8, de 21 de novembro de 2022. **Diário do Executivo**, n° 244, Belo Horizonte, MG, 02 dez. 2022, p. 8-11.

MINAS GERAIS, Resolução Conjunta SEMAD/IEF n° 3.102, de 26 de outubro de 2021. Dispõe sobre os processos de autorização para intervenção ambiental no âmbito do Estado de Minas Gerais e dá outras providências. **Diário do Executivo**, Belo Horizonte, MG, 04 nov. 2021, caderno 1, n° 215, p. 9-11. Disponível em: <https://www.jornalminasgerais.mg.gov.br/?dataJornal=2021-11-04>. Acesso em: 17 out. 2024.

MINAS GERAIS. Lei n° 20.922, de 17 de janeiro de 2013. Dispõe sobre as políticas florestal e de proteção à biodiversidade no Estado. **Diário do Executivo**, Belo Horizonte, MG, 17 out. 2013, caderno 1, n° 195, p. 1-8. Disponível em: <https://www.jornalminasgerais.mg.gov.br/index.php?dataJornal=2013-10-17>. Acesso em: 08 jun. 2024.

MINGOTI, R.; VETTORAZZI, C. A. Relative reduction in annual soil loss in micro watersheds due to the relief and forest cover. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 6, p. 1202-1211, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162011000600017>. Acesso em: 22 nov. 2023.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 281 p.

MISAGHI, F.; DELGOSHA, F.; RAZZAGHMANESH, M.; MYERS, B. Introducing a water quality index for assessing water for irrigation purposes: A case study of the Ghezel Ozan River. **Science of The Total Environment**, v. 589, p. 107-116, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.226>. Acesso em: 22 ago. 2023.

MOHAMED, I.; OTHMAN, F.; IBRAHIM, A. I. N.; ALAA-ELDIN, M. E.; YUNUS, R. M.. Assessment of water quality parameters using multivariate analysis for Klang River basin, Malaysia. **Environ. Monit. Assess.**, v. 187, p. 4182-4194, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4182-y>. Acesso em: 18 ago. 2023.

MOHEBBI, M. R.; SAEEDI, R.; MONTAZERI, A.; VAGHEFI, K. A.; LABBAFI, S.; OKTAIE, S.; ABTAHI, M.; MOHAGHEGHIAN, A. Assessment of water quality in groundwater resources of Iran using a modified drinking water quality index (DWQI). **Ecological Indicators**, v. 30, p. 28-34, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.02.008>. Acesso em: 22 ago. 2023.

MOLINA, M. C.; ROA-FUENTES, C. A.; ZENI, J. O.; CASATTI, L. The effects of land use at different spatial scales on in stream features in agricultural streams. **Limnologica**, v. 65, p. 14-21, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.06.001>. Acesso em: 06 jan. 2021.

MOSTAFAEI, A. Application of Multivariate Statistical Methods and Water-Quality Index to Evaluation of Water Quality in the Kashkan River. **Environmental**

Management, v. 53, p. 865-881, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0238-6>. Acesso em: 05 fev.

MUANGTHONG, S.; SHRESTHA, S. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. **Environ Monit Assess**, v. 187, p. 548-560, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4774-1>. Acesso em: 19 nov. 2023.

MUTLU, E.; TOKATLI, C.; ISLAM, T.; ISLAM, M. S.; MUHAMMAD, S.. Water quality assessment of Şehriban stream (Kastamonu, Türkiye) from a multi-statistical perspective. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**. DOI: <https://doi.org/10.1080/03067319.2023.2197114>. Acesso em: 20 nov. 2023.

NI, X.; PARAJULI, P. B.; OUYANG, Y.; DASH, P.; SIEGERT, C. Assessing land use change impact on stream discharge and stream water quality in an agricultural watershed. **Catena**, v. 198, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105055>. Acesso em: 15 ago. 2023.

NONATO, E. A.; VIOLA, Z. G. G.; ALMEIDA, K. C. B.; SCHOR, H. H. R. Tratamento estatístico dos parâmetros da qualidade das águas da bacia do alto curso do rio das Velhas. **Química Nova**, v. 30, n. 4, p. 797-804, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000400008>. Acesso em: 18 ago. 2023.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones.

NOORI, R.; SABAHI, M. S.; KARBASSI, A. R.; BAGHVAND, A.; ZADEH, H. T. Multivariate statistical analysis of surface water quality based on correlations and variations in the data set. **Desalination**, v. 260, n. 1-3, p. 129-136, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.04.053>. Acesso em: 18 ago. 2023.

OCAMPO-DUQUE, W.; SCHUMACHER, M.; DOMINGO, J. L. A neural-fuzzy approach to classify the ecological status in surface waters. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 2, p. 634-641, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.11.027>. Acesso em: 21 ago. 2023.

OLIVEIRA, F. P.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; SILVA, M. A.; MELLO, C. R. de. Potencial erosivo da chuva no vale do rio Doce, região Centro-Leste, do Estado de Minas Gerais - Primeira aproximação. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 33, n. 6, p. 1569-1577, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-70542009000600016>. Acesso em: 09 dez. 2023.

OLIVEIRA, V. A.; DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. de. Assessment of the current soil erosion in Piranga River Basin, Minas Gerais state. **Water Resources and Irrigation Management**, v. 3, n. 2, p. 54-64, 2014. Disponível em: <https://www3.ufrb.edu.br/seer/index.php/wrim/issue/view/86>. Acesso em: 09 nov. 2023.

OLIVEIRA, M. D. de; REZENDE, O. L. T. de; FONSECA, J. F. R. de; LIBÂNIO, M.. Evaluating the surface water quality index fuzzy and its influence on water treatment.

Journal of Water Process Engineering, v. 32, n. 100890, p. 2-10, 20, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100890>. Acesso em: 20 ago. 2023.

OLSEN, R. L.; CHAPELL, R. W.; LOFTIS, J. C. Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis - literature review and Illinois River watershed case study. **Water Research**, v. 46, n. 9, p. 3110-3112, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.028>. Acesso em: 22 ago. 2023.

OMETO, J. P. H. B.; MARTINELLI, L. A.; BALLESTER, M. V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A. V.; VICTORIA, R. L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba River basin, south-east Brazil. **Freshwater Biology**, v. 44, p. 327-337, DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00557.x>. Acesso em: 20 nov. 2023.

OUYANG, Y. Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis. **Water Research**, v. 39, n. 12, p. 2621-2635, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.024>. Acesso em: 22 ago. 2021.

PALMER, M. A.; RUHL, J. B. Aligning restoration science and the law to sustain ecological infrastructure for the future. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, p. 512-519, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1890/150053>. Acesso em: 26 nov. 2023.

PASSIG, F. H.; LIMA, S. B.; CARVALHO, K. Q.; HALMEMAN, M. C. R.; SOUZA, P. C.; GUSMÃO, L. K. Monitoring of urban and rural basins: water quality of Mourão basin. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 158-164, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.01213suppl>. Acesso: 21 nov. 2023.

PAULA FILHO, F. J.; MARINS, R. V.; CHICHARO, R. B.; SOUZA, G. V.; SANTOS, BRAZ, E. M. A. Evaluation of water quality and trophic state in the Parnaíba River Delta, Northeast Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 34, n. 101025, p. 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.101025>. Acesso em: 22 nov. 2023.

PERCIVAL, S. L.; WILLIAMS, D. D. *Escherichia coli*. In: PERCIVAL, S. L.; YATES, M. V.; WILLIAMS, D. W. CHALMERS, R. M. GRAY, N. F. (orgs.). **Microbiology of waterborne diseases: Microbiological Aspects and Risks**. 2^a. ed. Oxford: Elsevier, 2014. p. 89-117.

PERAZA-CASTRO, M.; RUIZ-ROMERA, E.; MEAURIO, M.; SAUVAGE, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M. Modelling the impact of climate and cover change on hydrology and water quality in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain). **Ecological Engineering**, v. 122, p. 315-326. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.016>. Acesso em: 22 set. 2021.

PERRY, B.; SONES, K.. Poverty Reduction Through Animal Health. **Science**, v. 315, p. 333-334, 2007. DOI: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1138614>. Acesso em: 16 ago. 2023.

PETTS, G. E.; BRAVARD, J.-P. A drainage basin perspective. *In*: PETTS, G. E.; AMOROS, C. **Fluvial Hydrosystems**. 1. ed. London: Chapman & Hall, 1996. p. 13-36.

PHAM, T. L. Comparison between Water Quality Index (WQI) and biological indices, based on planktonic diatom for water quality assessment in the Dong Nai River, Vietnam. **Pollution**, v. 3, n. 2, p. 311-323. DOI: 10.7508/pj.2017.02. 012. Acesso em: 22 ago. 2023.

PHALAN, B. P.; GREEN, R. E.; DICKS, L. V.; DOTTA, G.; FENIUK, C.; LAMB, A.; STRASSBURG, B. N. B.; WILLIAMS, D. R.; ZU ERMGASSEM, E. K. H. J.; BALMFORD, A. How can higher-yield farming help to spare nature? **Science**, v. **351**, p. 450-451, 2016. DOI: 10.1126/scienceaad0055. Acesso em: 28 nov. 2023.

PHILLIPS, M. J.; BLINN, C. R. Best management practices compliance monitoring approaches for forestry in the eastern United States. **Water, Air & Soil Pollution: Focus**, v. 4, p. 263-274, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000012814.22698.ef>. Acesso em: 23 set. 2021.

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B.; GAZZOLA, M. D.; CRODA, J. P.; STEFANELLO, M. M. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, n. 105991, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105991>. Acesso em: 08 nov. 2023.

PINTO, L. V. A. **Caracterização física da sub-bacia do ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG, e propostas de recuperação de suas nascentes**. 2003. 165 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/30888>. Acesso em: 04 nov. 2023.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M. de. **Práticas mecânicas de conservação do solo e da água**. Viçosa: Editora UFV, 2013. 216 p.

REATTO, A.; SPERA, S. T.; CORREIA, J. R.; MILHOMEM, A. S. **Caracterização dos solos e sua associação com as fitofisionomias em uma bacia hidrográfica: aspectos pedológicos e químicos**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrado, 1999. 23 p. (Boletim de pesquisa/Embrapa Cerrados, n. 8). Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/555417/caracterizacao-dos-solos-e-sua-associacao-com-as-fitofisionomias-em-uma-bacia-hidrografica-aspectos-pedologicos-e-quimicos-1999> - :~:text=O%20objetivo%20deste%20trabalho%20foi%20caracterizar%20os%20solos. Acesso em: 29 set. 2024.

REATTO, A.; MARTINS, E. S.; FARIAS, M. F. R.; SILVA, A. V.; SPERA, S. T. **Levantamento de reconhecimento de alta intensidade dos solos da APA de Cafuringa, DF, escala 1.100.000**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2002. 44 p. (Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 47). Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/568015/levantamento-de-reconhecimento-de-alta-intensidade-dos-solos-da-apa-de-cafuringa-df-escala->

1100000 -

~:text=Resumo:%20Resumo:%20O%20local%20selecionado%20para%20este%20 estudo. Acesso em: 29 set. 2024.

REIMANN, C.; FILMOSER, P.; GARRETT, R. G.; DUTTER, R. **Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics With R**. Chichester: Wiley, 2008. 343 p.

REIS, L. F. R. R.; BRANDÃO, J. L. B. B. Impactos ambientais sobre rios e reservatórios. In: CALIJURI, M. do C.; CUNHA, D. G. F. (orgs.). **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologias e gestão**. 2^a. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2019. p. 199-215.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>. Acesso em: 24 nov. 2023.

RICHARDS, R. C.; REROLLE, J.; ARONSON, J.; PEREIRA, P. H.; GONÇALVES, H.; BRANCALION, P. H. S. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legais frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. **Ecosystems Services**, v. 16, p. 23-32, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002>. Acesso em: 28 nov. 2023.

RICHARDSON, J. S.; NAIMAN, R. J.; BISSON, A. P. How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices?. **Chicago Journals**, v. 31, n. 1, p. 232-238, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1899/11-031.1>. Acesso em: 28 nov. 2023.

RISAL, A.; PARAJULI, P. B.; DASH, P.; OUYANG, Y.; LINHOSS, A.. Sensitivity of hydrology and water quality to variation in land use and land cover data. **Agricultural Water Management**, v. 241, n. 106366, p. 1-12, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106366>. Acesso em: 03 set. 2021.

ROACH, K. A.; WINEMILLER, K. O.; DAVIS, S. E. Autochthonous production in shallow littoral zones of five floodplain rivers: effects of flow, turbidity and nutrients. **Freshwater Biology**, v. 59, p. 1278-1293, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12347>. Acesso em: 19 nov. 2023.

RODRIGUES, C. B.; TANIWAKI, R. H.; PATRICK, L.; LIMA, W. de P.; FERRAZ, S. F. de B. Eucalyptus Short-Rotation Management Effects on Nutrient and Sediment in Subtropical Streams. **Forests**, v. 10, n. 6, p. 1-13, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/f10060519>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/10/6/519>. Acesso em: 07 jan. 2022.

RODRIGUES, P. M. S. **Analysis of soil and vegetation gradients in the riparian forest of Rio São Francisco, Minas Gerais, for forest restoration**. 2011. 82 f. Dissertação (Mestrado em Botânica estrutural; Ecologia e Sistemática) -

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011. Disponível em:
<https://locus.ufv.br/handle/123456789/2532>. Acesso em: 04 nov. 2023.

ROSA, I. M. D.; PURVES, D.; SOUZA C. JR.; EWERS, R. M. Predictive Modelling of Contagious Deforestation in the Brazilian Amazon. **Plos ONE**, v. 8, p. 1-14, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0077231>. Acesso: 20 nov. 2023.

ROSLI, N.; GANDAESCA, S.; GERUSU, G. J.; HENG, R. K. J.; AHME, O. M.; IDRIS, M. H.; PAZI, A. M. M. Quality of tropical river water in different catchments of Canopy cover. **The Malaysian Forester**, v. 83, n. 1, p. 128-148, 2020. Disponível em: http://malaysianforester.my/forestry/archives_journal_volume.php?volume=83&number=1. Acesso em: 28 abr. 2023.

SAHA, A.; PAUL, T. T.; SUDHEESAN, D.; SHARMA, S. K.; SURESH, S. K.; DAS, B. K.; MANOHARAN, S.; VIJAYKUMAR, M. E.; SAMANTA, S.; JANA, C. Assessment of Spatial and Temporal Changes in Water Quality of a Tropical River in Southern Western Ghats, Kerala, India, Using Physicochemical Quality Indices and Multivariate Analysis. **Nat. Resour Res**, v. 31, p. 1375-1401, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11053-022-10040-z>. Acesso em: 07 jun. 2024.

SALEH, A.; WILLIAMS, J. R.; WOOD, HAUCK, L. M.; BLACKBURN, W. H. Application of APEX for Forestry. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 47, n. 3, p. 595-605, 2002. Disponível em: <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=16107>. Acesso em: 15 ago. 2023

SAMPAIO, L. F.; OLIVEIRA, M. P. P.; RODRIGUES, V. G. S.; PEJON, O. J. Review of Soil Degradation in the Region of Nazareno, Minas Gerais: Brazil. In: LOLLINO, G.; MACONI, A.; GUZZETTI, F.; CULSHAW, M.; BOBROWSKY, P.; LUINO, F. (orgs). **Engineering Geology for Society and Territory - Volume 5**. 1ª ed. Heidelberg, New York, Dordrecht, London. Springer Cham, 2014. p. 433-437.

SANTOS, H. G. dos S. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos**. 5 ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018, 356 p.

SANTOS, H. G. *et al.* **Proposta de atualização da 5ª edição do Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos - Ano 2023**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2023. 141 p.

SANTOS, R. C. L.; LIMA, Á. S.; CAVALCANTI, E. B.; MELO, C. M. de. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 33-46, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017159832>. Acesso em: 22 nov. 2023.

SANTOS-ROMÁN, D. M.; WARNER, G. S.; SCATENA, F. Multivariate analysis of water quality and physical characteristics of selected watersheds in Puerto Rico. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 39, p. 829-839. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2003.tb04408.x>. Acesso: 18 ago. 2023.

SCHILLING, K. E.; JACOBSON, P. Effectiveness of natural riparian buffers to reduce subsurface nutrient losses to incise streams. **CATENA**, v. 14, p. 140-148, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.11.005>. Acesso em: 24 nov. 2023.

SCOLFORO, J. R. S.; CARVALHO, L. M. T. de.; OLIVEIRA, A. D. de. **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais: componentes geofísico e biótico**. Lavras: Editora UFLA, 2008. 161 p.

SEDJO, R. A.; BOTKIN, D. Using Forest Plantation TO SPARE Natural Forests. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, n. 39, v. 10, p. 14-30, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1080/00139159709604776>. Acesso em: 15 ago. 2023.

SETIA, R.; LAMBA, S.; CHANDER, S.; KUMAR, V.; SINGH, R.; LITORIA, P. K.; SINGH, R. P.; PATERIYA, B. Spatio-temporal variations in water quality, hydrochemistry and its controlling factors in a perennial in Índia. **Appl. Water. Sci.**, v. 11, n. 11, p. 1-15, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01504-3>. Acesso em: 05 fev. 2022.

SHAH, K. A.; JOSHI, G. S. Evaluation of water quality index for River Sabarmati, Gujarat, India. **Appl. Water Sci.** v.7, p. 1349-1358, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0318-7>. Acesso em: 06 jun. 2024.
SHERESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, n. 4, p. 464-475, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.02.001>. Acesso em: 03 fev. 2022.

SHUHAIMI-OTHTMAN, M.; LIM, E. C.; MUSHRIFAH, I.. Water Quality Changes in Chini Lake, Pahang, West Malaysia. **Environ Monit Assess**, v. 131, p. 279-292, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9475-3>. Acesso em: 19 nov. 2023.

SIKDER, M. T.; TANAKA, S.; SAITO, T.; HOSOKAWA, T.; GUMIRI, S.; ARDIANOR, UDDIN, M. K.; TAREQ, S. M.; SHAMMI, M.; KAMAL, A. K. I.; KURASAKI, M.. Vulnerability assessment of surface water quality with an innovative integrated multi-parameter water quality index (IMWQI). **Pollution**, v. 1, n. 3, p. 333-346, 2015. DOI: <https://doi.org/10.7508/pj.2015.03.010>. Acesso em: 22 ago. 2023.

SILVA, D. F. M. da, SILVA, L. M. L. da, GARNIER, J.; ARAÚJO, D. F.; MULHOLLAND, D. S. Linking multivariate statistical methods and water quality indices to evaluate the natural and anthropogenic geochemical processes controlling the water quality of a tropical watershed. **Environ Monit Assess**, v. 195, p. 2-12, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11889-0>. Acesso em: 07 jun. 2024.

SIMONETTI, V. C.; FRASCARELI, D.; GONTIJO, E. S. J.; MELO, D. S.; FRIESE, K.; SILVA, D. C. C.; ROSA, A. H. Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. **International Journal of River Basin Management**, v. 19, n. 2, p. 157-168, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/15715124.2019.1672706>. Acesso em: 07 jun. 2019.

SILVA JUNIOR, O. P. da. **Avaliação da qualidade da água da bacia hidrográfica do Córrego das Marrecas - SP**. 2018. 92 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/180313>. Acesso em: 18 ago. 2018.

SIMEDO, M. B. L.; MARTINS, A. L. M.; PISSARRA, T. C. T.; LOPES, M. C.; COSTA, R. C. A.; VALLE-JUNIOR, R. F. Effect of watershed land use on water quality: a case study in Córrego da Olaria Basin, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 4, p. 625-635, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.168423>. Acesso em: 14 ago. 2023

SIMEONOV, V.; EINAX, J.; STANIMIROVA, I.; KRAFT, J. Environmental modeling and interpretation of river water monitoring data. **Anal. Bioanal. Chem.** v. 374, p. 898-905, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00216-002-1559-5>. Acesso em: 19 ago. 2023

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v. 37, n. 17, p. 4119-4124, p. 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00398-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00398-1). Acesso em: 12 abr. 2022.

SINGH, J. S.; RAGHUBANSHU, A. S.; SINGH, R. S.; SRIVASTAVA, S. C. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. **Nature**, v. 338, p. 499-500. DOI: <https://doi.org/10.1038/338499a0>. Acesso em: 30 set. 2024.

SINGH, K.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) - a case study. **Water Research**, v. 38, n. 18, p. 3980-3992, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.06.011>. Acesso em: 05 fev. 2022.

SINGH, S.; MISHRA, A. Spatiotemporal analysis of the effects of forest covers on stream water quality in Western Ghats of peninsular India. **Journal of Hydrology**, v. 519, part a, p. 214-224. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.07.009>. Acesso em: 24 nov. 2023.

SIMÕES, L. B.; RIBEIRO, F. L.; DAINESE, R. C.; CARDOSO, L. G.; CAMPOS, S. Priority areas for riparian forest restoration in Southeastern Brazil. **Scientia Florestalis**, v. 30, n. 61, p. 115-121, 2002. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr61.aspx>. Acesso em: 29 nov. 2023.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, p. 201-207, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>. Acesso em: 19 nov. 2023.

SIQUEIRA, H. E.; PEREIRA, G. T.; PISSARRA, T. C. T.; MARTINS FILHO, M. V. Estimativa de perdas de solo na área de proteção ambiental do rio Uberaba. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 3, p. 1205-1226, jul. 2022. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509841259>. Acesso em 20 dez. 2023.

SIRQUEIRA, D. B.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Cianobactérias de água doce e saúde pública: uma revisão. **Ciências da Saúde**, v. 3, n. 1, p. 109-127, 2005. DOI: <https://doi.org/10.5102/ucs.v3i1.549>. Acesso em: 19 nov. 2023.

SOUZA, L. da S.; BERTOL, I.; DE MARIA, I. C.; MELO FILHO, J. F.; LEPSCH, I. F.; FILHO, A. R. Terminologia básica utilizada em manejo e conservação do solo e da água. In: BERTOL, I.; MARIA, I. C.; SOUZA, L. da S. **Manejo e Conservação do Solo e da Água** (orgs.). **Manejo de Conservação do Solo e da Água**. 1ª. ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2019. p. 1-1355.

SOUZA PEREIRA, M. A. de; CAVALHERI, P. S.; OLIVEIRA, M. Â. C.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C. A multivariate statistical approach to the integration of different land-uses, seasons and water quality as water resources management tool. **Environ Monit Assess**, v. 191, n. 539, p. 4-19, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7647-1>. Acesso em: 19 nov. 2023.

SPERA, S. T. *et al.* **Solos e Aptidão Agrícola das Terras da Área de Proteção Ambiental de Cafuringa, Distrito Federal**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2002. 54 p. (Boletim de pesquisa e desenvolvimento / Embrapa Cerrados; 45). Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/568939/solos-e-aptidao-agricola-das-terras-da-area-de-protecao-ambiental-de-cafuringa-distrito-federal>. Acesso em: 29 set. 2024.

STATHEROPOULOS, M.; VASSILIADIS, N.; PAPPA, A. Principal component and canonical correlation analysis for examining air pollution and meteorological data. **Atmospheric Environment**, v. 32, p. 1087-1095, 1998. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00377-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00377-4). Acesso em: 19 ago. 2022.

STROBL, R.; ROBILLARD, P. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 84, n. 4, p. 639-648. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.001>. Acesso em: 13 ago. 2023.

SUTADIAN, A. D.; MUTTIL, N.; YILMAZ, A. G.; PERERA, J. C. Development of river water quality indices - a review. **Environ. Monit. Assess.**, v. 188, n. 58, p. 1-29, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5050-0>. Acesso em: 21 ago. 2023.

SWEEMEY, B. W.; CZAPKA, S. J.. Riparian forest restoration: why each site needs an ecological prescription. **Forest Ecology and Management**, v. 192, p. 361-373, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.005>. Acesso em: 29 nov. 2023.

TANAKA, M. O.; SOUZA, A. L. T. de; MOSCHINI, L. E.; OLIVEIRA, A. K. de. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 216, p. 333-339, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>. Acesso em: 29 nov. 2023.

TAOUFIK, G.; KHOUNI, I.; GHRABI, A.; Assessment of physico-chemical and microbiological surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Wadi El-Bey River, Tunisia. **Arab j Geosci**, v. 10, n. 181, p. 1-19, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12517-017-2898-z>. Acesso em: 19 nov. 2023.

TIAN, Y.; JIANG, Y.; LIU, Q.; DONG, M.; DINGXUE, X.; LIU, Y.; XU, X. Using a water quality index to assess the water quality of the upper and middle streams of the Luanhe River, northern China. **Science of The Total Environment**, v. 667, p. 142-151, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.356>. Acesso em: 03 mai. 2024.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; CANER, L. EVRARD, O. ZAFAR, M.; CAPOANE, V.; LE GALL, M.; SANTOS, D. R. dos. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large, cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 237, p. 95-108, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.004>. Acesso em: 09 nov. 2023.

TIFFIN, R.; XAVIER, I. Is agriculture the engine of growth? **Agricultural Economics**, v. 35, n. 1, p. 79-89, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2006.00141.x>. Acesso em: 10 jan. 2022.

TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, B.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHELESINGER, W. H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. **Science**, v. 292, n. 5515, p. 281-284, 2001. DOI: 10.1126/science.1057544.

TILMAN, D.; CASSMAN, K. G.; MATSON, P. A.; NAYLOR, R.; POLASKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, p. 671-677, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature01014>. Acesso em: 14 ago. 2023

TILMAN, D.; CLARK, M. Food, Agriculture & the Environment: Can We Feed the World & Save the Earth? **Daedalus**, v. 144, n. 4, p. 8-23, 2015. DOI: https://doi.org/10.1162/DAED_a_00350. Acesso em: 01 jun. 2022.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de Qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, v. 59, n.1, p. 181-186, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162002000100026>. Acesso em: 12 ago. 2023

TONELLO, K. C. **Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Gunhães, MG**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Vicosa, Viçosa, 2005. Disponível em: <http://www.locus.ufv.br/handle/123456789/9559>. Acesso em: 24 jul. 2007.

TRINDADE, A. L. C. **Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira da Bacia do Rio São Francisco**. 2012. 62 f., Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUOS-97CHYV>. Acesso em: 14 ago. 2023

TRINDADE, A. L. C.; ALMEIDA, K. C. de B.; BARBOSA, P. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 13-24, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016131457>. Acesso em: 22 nov. 2023.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632p.

TUPPAD, P.; KANNAN, N.; SRINIVASAN, R.; ROSSI, C. G.; ARNOLD, J. G. Simulation of Agricultural Management Alternatives for Watershed Protection. **Water Resour Manage**, v. 24, p. 3115-3144, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9598-8>. Acesso em: 28 nov. 2023.

UMWALI, E. D.; KURBAN, A.; ISABWE, A.; MIND'JE, R.; AZADI, H.; GUO, Z.; UDAHOGORA, M.; NYIRARWASA, A.; UMUHOZA, J.; NZABARINDA, V.; GASIRABO, A.; SABIRHAZI, G. Spatio-temporal variation of water quality influenced by land use and land cover in Lake Muhazi. **Sci Rep**, v. 11, p. 1-16, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96633-9>. Acesso em: 05 fev. 2022.

UNCUMUSAOĞLU, A. A.; MUTLU, E. Evaluating Spatial and Temporal Variation in Tuzakli Pond Water Using Multivariate Statistical Analysis. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 28, p. 3861-3874. DOI: <https://doi.org/10.15244/pjoes/99103>. Acesso em: 19 nov. 2023.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA (UFV); FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC-MG); UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS (UFLA); FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). **Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais: legenda expandida**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010.

USTAOĞLU, F.; TEPE, Y. Water quality and sediment contamination assessment of Pazarsuyu Stream, Turkey using multivariate statistical methods and pollution indicators. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, p. 47-56, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.09.001>. Acesso em: 22 mar. 2023.

VALERA, C. A.; PISSARA, T.C.T.; MARTINS FILHO, R. F.; VALLE JUNIOR, L. F.; FERNANDES SACHES, PACHECO, F. A. L.. A legal framework with scientific basis for applying the 'polluter pays principle to soil conservation in rural watersheds in Brazil. **Land Use Policy**, v. 66, p. 61-71, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.036>. Acesso em: 29 nov. 2023.

VAROL, M.; GÖKOT, B.; BEKLEYEN, A.; ŞEN, B. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Tigres river (Turkey) using multivariate statistical techniques - a case study. **River Research and Applications**, v. 28, n. 9, p. 1428-1438, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.1533>. Acesso em: 11 abr. 2022.

VAROL, M. Use of water quality index and multivariate statistical methods for the evaluation of water quality of a stream affected by multiple stressors: A case study. **Environmental Pollution**, v. 266, n. 115417, p. 1-10, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115417>. Acesso em: 07 jun. 2024.

VASANTHAVIGAR, M.; SRINIVANSAMOORTH, K.; VIJAYARAGAVAN, K.; RAJIV, R.; GANTHI, R. R.; CHIDABARAM, S.; ANANDHAN, P.; MANIVANNAN, R.; VASUDEVAN, S. Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India. **Environ Monit Assess**,

v. 171, p. 595-609, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1302-1>. Acesso em: 21 ago. 2023.

VIANA, V. M. F. C. **Estudo Geológico Ambiental das Veredas do Rio Formoso no Município de Buritizeiro, Minas Gerais**. 2006. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Instituto de Geociências - Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG. Belo Horizonte. 71p.

VESILIND, P. A.; MORGAN, S. M. **Introdução à engenharia ambiental**. 2ª ed. norte-americana. São Paulo: Cengage Learning, 2015. 438 p.

VILELA, E.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; GAVILANES, M. L. CARVALHO, D. A. de. Espécies de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no Alto Rio Grande, Sul de Minas. **Revista Árvore**, v. 17, n. 2, p. 117-128, 1993. Disponível em: <http://revistaarvore.org.br/1977-2002/17-2-1993/>. Acesso em: 04 dez. 2023.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014, 472 p.

WANG, C.; WANG, Y.; WANG, P. Water Quality Modeling and Pollution Control for the Eastern Route of South to North Water Transfer Project in China. **J. Hydrodyn**, v. 18, p. 253-361, 2006. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-6058\(06\)60001-2](https://doi.org/10.1016/S1001-6058(06)60001-2). Acesso em: 22 ago. 2023.

WANG, R.; XU, T.; YU, L.; JIAOJUN, Z.; LI, X. Effects of land use types on surface water quality across an anthropogenic disturbance gradient in the upper reach of the Hun River, Northeast China. **Environ Monit Assess**, v. 185, p. 4141-4151, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2856-x>. Acesso em: 24 nov. 2023.

WANG, Y.; HU, Y.; YANG, C.; CHEN, Y. Effects of vegetation types on water-extracted soil organic matter (WSOM) from riparian wetland and its impacts on riverine water quality: Implications for riparian wetland management. **Science of The Total Environment**, v. 628-629, p. 1249-1257, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.061>. Acesso em: 19 nov. 2023.

WHITE, R. E. **Princípios e práticas da ciência do solo: O solo como um recurso natural**. 4 ed. Oxford. Blackwell Publishing, 2009.

WINTER, T. C. *et al.* **Groundwater and surface water: a single resource**. Denver: U. S. Geological Survey circular, 1999. 1139 p.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses, in Agriculture Handbook 537**. U. S.; Washington, 1978. 58 p. Disponível em: https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/60600505/RUSLE/AH_537%20Predicting%20Rainfall%20Soil%20Losses.pdf. Acesso em: 30 set. 2024.

WU, Z.; ZHANG, D.; CAI, Y.; WANG, X.; ZHANG, L.; CHEN, Y. Water quality assessment based on the water quality index method in Lake Poyang: The largest freshwater lake in China. **Sci Rep**, v. 7, 17999, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-18285-y>. Acesso em: 06 jun. 2024

WU, J.; LU, J. Landscape patterns regulate non-point source nutrient pollution in an agricultural watershed. **Science of The Total Environment**, v. 669, p. 377-388, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.014>. Acesso em: 01 jun. 2022

YANG, H; SHEN, Z; ZHANG, J; WANG, Wen-hua. Water quality characteristics along the course of the Huangpu River (China). **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p. 1193-1198. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(07\)60195-8](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(07)60195-8). Acesso em: 18 nov. 2023.

YU, S.; SHANG, J.; ZHAO, J.; GUO, H. Factor Analysis and Dynamics of Water Quality of the Shoghua River, Northeast China. **Water, Air & Soil Pollution**, n. 144, p. 159-169, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1022960300693>. Acesso em: 12 ago. 2023.

YUAN, Y.; BINGNER, R. L.; LOCKE, M. A. A Review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. **Ecohydrol.**, v. 2, p. 321-336, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1002/eco.82>. Acesso em: 28 nov. 2023.

ZHAO, G.; GAO, J.; TIAN, P.; TIAN, K.; NI, G. Spatial-temporal characteristics of surface water quality in the Taihu Basin, China. **Environ. Earth. Sci**, v. 64, p. 809-819, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-011-0902-6>. Acesso em: 22 ago. 2023.

ZHANG, X.; WANG, Q.; LIU, Y.; WU, J.; YU, M. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong. **Environ Monit Assess**, v. 173, p. 17-27, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1366-y>. Acesso em: 18 ago. 2023.

ZHANG, Z.; TAO, F.; DU, J.; SHI, P.; YU, D.; MENG, Y.; SUN, Y. Surface water quality and its control in a river with intensive human impacts-a case study of the Xiangjiang River, China. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 12, p. 2483-2490, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.07.002>. Acesso em: 03 mai. 2023.

APÊNDICE I

Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (continua)

Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	T _{água}	Cloreto	OD	<i>E. coli</i>	DBO _{5,20}	pH	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb	ST	Cl/α
Chuvoso	2021	Novembro	FOR01	1	25,4	2,2	4,5	240	0,0	4,9	0,4	0,18	4,57	30,0000	0,0019
Chuvoso	2021	Novembro	FOR01	2	25,4	2,1	4,6	220	0,0	4,93	0,4	0,17	4,52	18,0000	0,0009
Chuvoso	2021	Novembro	FOR02	1	27,8	2,6	5,0	280	0,0	4,71	0,9	0,26	4,07	19,5000	0,0056
Chuvoso	2021	Novembro	FOR02	2	28,1	2,0	4,9	220	0,0	4,7	0,9	0,15	4,06	2,0000	0,0028
Chuvoso	2021	Novembro	FOR03	1	29,2	1,0	7,3	A/E*	0,0	5,07	0,6	0,20	3,89	12,5000	0,0065
Chuvoso	2021	Novembro	FOR03	2	29,3	0,9	7,0	920	0,0	5,10	0,6	0,19	3,79	11,5000	0,0046
Chuvoso	2021	Novembro	FOR04	1	26,4	0,9	7,1	540	0,0	5,32	0,7	0,23	3,92	19,5000	0,0019
Chuvoso	2021	Novembro	FOR04	2	26,0	0,9	7,0	350	0,0	5,30	0,4	0,19	3,83	6,5000	0,0028
Chuvoso	2021	Novembro	FOR05	1	25,0	0,6	7,9	920	0,0	7,05	0,5	0,21	6,66	27,5000	0,0009
Chuvoso	2021	Novembro	FOR05	2	25,9	0,4	8,0	920	0,0	6,61	0,4	0,15	6,96	0,0000	0,0028
Chuvoso	2021	Novembro	FOR06	1	25,6	0,3	8,1	1600	0,0	6,72	0,6	0,21	6,82	26,5000	0,0046
Chuvoso	2021	Novembro	FOR06	2	25,6	0,4	7,9	920	0,0	6,70	0,6	0,20	6,81	8,0000	0,0037
Chuvoso	2021	Novembro	FOR07	1	27,9	0,4	5,0	A/E*	0,0	6,37	0,4	0,22	9,71	280,5000	0,0120
Chuvoso	2021	Novembro	FOR07	2	27,4	0,4	4,8	210	0,0	6,31	0,4	0,16	6,69	12,0000	0,0139
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR01	1	25,5	1,0	6,2	79	0,0	5,27	0,7	0,20	7,41	25,5000	0,0007
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR01	2	25,2	0,9	5,2	70	0,0	4,80	0,7	0,18	7,34	24,5000	0,0007
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR02	1	26,0	0,9	10,8	130	0,0	4,73	0,7	0,40	8,98	19,0000	0,0028
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR02	2	25,2	0,6	5,7	110	0,0	4,29	0,7	0,19	8,9	20,0000	0,0028
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR03	1	29,3	0,9	5,8	170	5,0	5,12	0,4	0,40	6,85	24,0000	0,0007
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR03	2	27,9	0,7	5,5	180	5,0	4,96	0,4	0,24	6,53	24,5000	0,0014
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR04	1	26,0	0,9	6,8	34	6,0	5,15	0,3	0,23	5,96	27,0000	0,0002

Fonte: Próprio autor

A/E*: Analisado e excluído por imprecisão nos resultados

Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (continua)

Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	T _{água}	Cloreto	OD	<i>E. coli</i>	DBO _{5,20}	pH	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb	ST	Cl/α
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR04	2	26,4	0,8	5,8	40	6,0	5,12	0,3	0,22	5,61	26,4000	0,0003
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR05	1	24,2	2,1	7,9	1600	0,0	6,97	0,6	0,16	31,6	51,0000	0,0005
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR05	2	23,9	1,8	7,5	1600	0,0	6,7	0,4	0,16	30,0	50,6500	0,0005
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR06	1	27,1	1,4	7,7	240	0,0	6,75	0,6	0,46	28,9	52,0000	0,0000
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR06	2	26,5	1,3	7,0	220	0,0	6,73	0,5	0,34	28,9	51,8000	0,0000
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR07	1	26,4	0,8	9,3	170	0,0	6,73	1,6	0,42	240	190,0000	0,0104
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR07	2	25,5	0,7	5,4	130	0,0	6,47	0,4	0,36	236	192,3000	0,0104
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR01	1	24,6	0,2	5,0	33	6,5	5,15	0,6	0,17	5,7	31,0000	0,0076
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR01	2	25,0	0,1	4,8	23	0,0	5,06	0,5	0,14	5,68	35,5000	0,0076
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR02	1	25,2	0,2	5,4	21	6,0	5,09	0,6	0,17	5,47	25,5000	0,0181
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR02	2	24,7	0,1	5,4	21	0,0	SD**	0,6	0,14	5,47	23,5000	0,0174
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR03	1	23,5	0,1	6,3	79	5,0	5,1	0,3	0,20	9,01	32,5000	0,0111
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR03	2	22,8	0,1	5,4	110	0,0	5,09	0,3	0,14	8,83	30,5000	0,0097
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR04	1	26,4	0,1	13,3	920	0,0	5,23	0,6	0,21	9,12	40,5000	0,0174
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR04	2	25,5	0,1	8,8	920	0,0	5,19	0,5	0,18	8,04	42,5000	0,0167
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR05	1	29,4	0,2	7,1	130	0,0	6,67	0,5	0,21	23,4	55,5000	0,0000
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR05	2	28,1	0,1	6,8	170	0,0	6,42	0,4	0,17	22,7	67,5000	0,0000
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR06	1	29,0	1,6	7,7	540	0,0	6,10	0,5	0,19	22,3	65,0000	0,0076
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR06	2	28,3	0,0	7,0	350	0,0	6,09	0,5	0,18	20,9	63,5000	0,0070
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR07	1	28,1	0,3	8,7	17	8,0	6,21	0,5	0,38	26,4	64,5000	0,0090
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR07	2	28,8	0,2	7,2	22	0,0	SD**	0,4	SD**	25,5	60,5000	0,0090

Fonte: Próprio autor

SD**: Sem dado

Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (continua)

Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	T _{água}	Cloreto	OD	<i>E. coli</i>	DBO _{5,20}	pH	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb	ST	Cl/α
Chuvoso	2022	Março	FOR01	1	23,0	0,3	5,2	40	0,0	5,03	0,6	0,15	5,83	23,5000	0,0000
Chuvoso	2022	Março	FOR01	2	22,4	0,1	4,8	34	0,0	4,87	0,6	0,10	5,32	23,0000	0,0007
Chuvoso	2022	Março	FOR02	1	26,9	0,0	5,0	49	10,0	5,02	0,5	0,12	6,79	16,6667	0,0028
Chuvoso	2022	Março	FOR02	2	25,7	0,0	4,9	46	10,0	4,83	0,3	0,12	6,61	16,5000	0,0028
Chuvoso	2022	Março	FOR03	1	26,2	0,6	7,6	79	0,0	5,66	0,5	0,14	13,6	32,5000	0,0250
Chuvoso	2022	Março	FOR03	2	24,4	0,5	7,6	110	0,0	5,38	0,3	0,05	12,7	31,5000	0,0264
Chuvoso	2022	Março	FOR04	1	25,2	0,5	7,2	49	0,0	5,58	0,5	0,13	13,9	34,0000	0,0056
Chuvoso	2022	Março	FOR04	2	24,6	0,4	6,9	46	0,0	5,47	0,5	0,12	13,3	34,0000	0,0063
Chuvoso	2022	Março	FOR05	1	26,1	0,3	8,3	49	0,0	6,62	1,3	0,15	12,0	36,6667	0,0028
Chuvoso	2022	Março	FOR05	2	25,3	0,3	7,8	49	0,0	6,44	0,6	0,10	11,7	36,0000	0,0028
Chuvoso	2022	Março	FOR06	1	27,3	0,4	7,4	49	0,0	6,77	0,8	0,14	13,1	34,5000	0,0056
Chuvoso	2022	Março	FOR06	2	26,3	0,3	7,2	49	0,0	6,64	0,7	0,10	12,7	35,5000	0,0056
Chuvoso	2022	Março	FOR07	1	25,0	0,5	6,5	110	0,0	6,8	0,4	0,16	12,6	34,0000	0,0125
Chuvoso	2022	Março	FOR07	2	24,8	0,5	6,3	140	0,0	6,55	1,0	0,15	12,4	31,0000	0,0118
Seca	2022	Junho	FOR01	1	19,7	0,1	7,6	70	10,0	5,4	0,5	0,20	1,85	17,5000	0,0028
Seca	2022	Junho	FOR01	2	19,1	0,1	7,6	63	9,0	5,07	0,5	0,13	1,69	17,0000	0,0021
Seca	2022	Junho	FOR02	1	19,3	0,1	7,2	49	15,0	4,54	1,0	0,15	2,48	16,1667	0,0158
Seca	2022	Junho	FOR02	2	18,6	0,1	6,7	49	11,4	4,53	0,9	0,09	2,06	16,6667	0,0152
Seca	2022	Junho	FOR03	1	19,3	0,3	9,9	11	17,5	6,00	0,5	5,31	3,62	21,0000	0,0063
Seca	2022	Junho	FOR03	2	18,9	0,1	9,8	12	14,5	5,95	0,4	0,20	3,00	21,0000	0,0056
Seca	2022	Junho	FOR04	1	18,7	0,2	11,5	11	12,0	5,72	1,0	2,02	2,98	14,0000	0,0003
Seca	2022	Junho	FOR04	2	18,6	0,1	9,6	11	12,0	5,7	0,6	0,45	2,97	14,1667	0,0006

Fonte: Próprio autor

Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (continua)

Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	T _{água}	Cloreto	OD	<i>E. coli</i>	DBO _{5,20}	pH	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb	ST	Cl/α
Seca	2022	Junho	FOR05	1	21,8	0,1	10,3	33	10,5	6,55	0,3	0,17	2,99	14,5000	0,0003
Seca	2022	Junho	FOR05	2	21,7	0,0	9,5	33	10,0	6,01	0,3	0,17	2,65	14,0000	0,0004
Seca	2022	Junho	FOR06	1	22,0	0,1	10,4	43	17,0	6,23	0,5	0,16	2,65	22,1667	0,0005
Seca	2022	Junho	FOR06	2	21,0	0,0	9,2	35	16,5	5,98	0,3	0,14	2,65	22,6667	0,0005
Seca	2022	Junho	FOR07	1	21,3	0,2	10,1	33	11,9	6,68	0,8	0,21	2,97	28,1667	0,0014
Seca	2022	Junho	FOR07	2	21,3	0,2	9,9	31	10,5	6,65	0,5	0,12	2,82	28,5000	0,0014
Seca	2022	Julho	FOR01	1	19,9	0,2	9,0	350	10,1	5,43	0,3	0,20	2,13	21,6667	0,0063
Seca	2022	Julho	FOR01	2	18,8	0,1	8,1	240	9,5	5,38	0,2	0,14	2,04	19,5000	0,0063
Seca	2022	Julho	FOR02	1	20,2	0,2	8,0	A/E*	11,8	5,47	1,5	0,24	6,14	24,0000	0,0090
Seca	2022	Julho	FOR02	2	18,8	0,0	7,4	A/E*	9,0	5,36	0,3	0,17	5,98	11,5000	0,0083
Seca	2022	Julho	FOR03	1	19,3	0,3	9,4	3,3	13,2	5,58	0,5	0,12	2,38	23,5000	0,0014
Seca	2022	Julho	FOR03	2	19,0	0,0	9,1	3,3	12,0	5,53	0,4	0,10	2,2	11,0000	0,0000
Seca	2022	Julho	FOR04	1	18,5	0,1	8,8	2,3	9,0	5,77	0,4	0,18	2,42	23,3333	0,0003
Seca	2022	Julho	FOR04	2	18,5	0,1	8,6	2,3	8,0	5,76	0,3	0,14	2,29	18,6667	0,0000
Seca	2022	Julho	FOR05	1	20,2	0,2	9,0	4,9	0,0	6,7	0,5	0,24	2,83	23,8333	0,0002
Seca	2022	Julho	FOR05	2	20,1	0,1	9,0	4,6	0,0	6,59	0,4	0,12	2,27	19,6670	0,0003
Seca	2022	Julho	FOR06	1	21,3	0,4	9,6	22	0,0	6,52	0,6	0,15	2,51	24,8333	0,0001
Seca	2022	Julho	FOR06	2	19,9	0,1	8,5	22	0,0	6,45	0,6	0,14	2,29	17,5000	0,0002
Seca	2022	Julho	FOR07	1	16,3	2,3	11,9	13	0,0	6,92	0,3	0,21	3,17	24,5000	0,0014
Seca	2022	Julho	FOR07	2	16,3	2,0	10,3	17	0,0	6,87	0,2	0,13	3,05	23,0000	0,0021
Seca	2022	Agosto	FOR01	1	21,8	2,1	8,7	4,9	8,0	5,35	0,3	0,20	5,08	42,0000	0,0063

Fonte: Próprio autor

A/E*: Análise e excluído por imprecisão nos resultados

Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (continua)

Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	T _{água}	Cloreto	OD	<i>E. coli</i>	DBO _{5,20}	pH	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb	ST	Cl/α
Seca	2022	Agosto	FOR01	2	19,5	1,9	8,3	4,6	7,5	5,17	0,2	0,11	4,94	9,0000	0,0063
Seca	2022	Agosto	FOR02	1	21,2	2,1	9,5	3,3	8,5	5,61	0,2	0,14	3,02	24,3333	0,0090
Seca	2022	Agosto	FOR02	2	20,1	1,8	7,3	3,3	7,7	5,49	0,2	0,13	2,97	6,0000	0,0083
Seca	2022	Agosto	FOR03	1	18,9	1,8	10,4	3,3	7,0	5,94	0,2	0,13	3,22	31,6667	0,0014
Seca	2022	Agosto	FOR03	2	18,3	1,7	9,9	2,3	6,5	5,75	0,2	0,13	2,86	25,0000	0,0014
Seca	2022	Agosto	FOR04	1	19,4	2,2	11,0	4,9	7,5	6,1	0,3	0,13	3,68	29,3333	0,0003
Seca	2022	Agosto	FOR04	2	18,9	1,8	9,5	4,9	7,0	6,00	0,0	0,13	3,58	19,3333	0,0003
Seca	2022	Agosto	FOR05	1	21,2	2,0	10,0	4,9	7,5	7,11	0,6	0,23	2,15	23,6667	0,0002
Seca	2022	Agosto	FOR05	2	21,0	1,8	9,6	4,9	7,5	6,98	0,4	0,22	2,08	22,6667	0,0000
Seca	2022	Agosto	FOR06	1	22,8	2,1	12,5	4,6	8,0	6,35	0,4	2,49	2,59	19,3333	0,0001
Seca	2022	Agosto	FOR06	2	21,8	1,7	10,9	4,6	7,5	6,29	0,2	0,61	2,17	16,6667	0,0001
Seca	2022	Agosto	FOR07	1	25,7	2,2	11,0	7,0	8,5	6,8	0,3	1,10	2,49	25,0000	0,0014
Seca	2022	Agosto	FOR07	2	23,7	2,1	10,2	6,3	8,0	6,76	0,2	0,36	2,49	18,3333	0,0007
Seca	2022	Setembro	FOR01	1	22,9	5,3	7,7	70	0,0	4,99	0,8	0,72	4,66	17,0000	0,0042
Seca	2022	Setembro	FOR01	2	21,7	5,0	7,4	79	0,0	4,76	0,3	0,61	4,64	14,5000	0,0035
Seca	2022	Setembro	FOR02	1	23,1	3,7	7,8	4,9	0,0	4,7	0,3	0,59	3,31	15,5000	0,0014
Seca	2022	Setembro	FOR02	2	21,9	3,6	6,4	4,6	0,0	4,56	0,3	0,52	3,13	13,0000	0,0007
Seca	2022	Setembro	FOR03	1	22,9	2,7	8,5	4,9	0,0	5,68	0,3	0,56	4,54	17,5000	0,0035
Seca	2022	Setembro	FOR03	2	22,0	2,3	8,4	3,3	0,0	5,3	0,3	0,07	4,33	12,5000	0,0035
Seca	2022	Setembro	FOR04	1	23,6	4,3	8,4	4,6	0,0	5,56	0,3	0,01	3,72	25,5000	0,0001
Seca	2022	Setembro	FOR04	2	22,0	3,9	8,2	4,3	0,0	5,34	0,3	0,00	3,67	13,5000	0,0002
Seca	2022	Setembro	FOR05	1	27,2	2,8	9,1	7,0	0,0	7,07	0,7	0,22	2,89	22,5000	0,0006

Fonte: Próprio autor

Tabela I.1 - Dados brutos dos parâmetros de qualidade da água analisados nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, para obtenção das medidas descritivas e do IQA (conclusão)

Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	T _{água}	Cloreto	OD	<i>E. coli</i>	DBO _{5,20}	pH	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb	ST	Cl/α
Seca	2022	Setembro	FOR05	2	26,5	2,5	8,0	7	0,0	6,64	0,5	0,14	2,78	14,1667	0,0007
Seca	2022	Setembro	FOR06	1	26,7	2,4	8,3	3,3	0,0	6,74	0,4	0,21	2,31	24,5000	0,0003
Seca	2022	Setembro	FOR06	2	26,3	2,3	8,1	3,1	0,0	6,51	0,3	0,19	2,23	14,1667	0,0003
Seca	2022	Setembro	FOR07	1	26,2	2,6	8,3	7	0,0	6,98	0,4	0,17	3,38	21,5000	0,0014
Seca	2022	Setembro	FOR07	2	26,3	2,2	7,3	6,3	0,0	6,82	0,3	0,08	2,88	15,0000	0,0021

Fonte: Próprio autor

Tabela I.2 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água nos períodos chuvoso e seco

	Parâmetros	T _{água}	Cl ⁻	OD	<i>E. coli</i>	DBO	pH	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb.	ST	Cl/α
	Nº de observações	56	56	56	56	56	54	56	55	56	56	56
Período chuvoso	(%) dados excluídos	0,0	0,0	0,0	1,79	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	(%) dados faltantes	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,79	0,0	0,45	0,0	0,0	0,0
	Mínimo	22,4	0,0	6,4	17	4,53	4,29	0,3	0,00	3,79	0,0000	0,0000
	Máximo	29,4	2,6	12,5	1600	7,11	7,05	1,6	1,50	240	280,5000	0,0264
	Percentil 10	24,3	0,1	4,9	33	0,00	4,84	0,35	0,12	4,30	12,2500	0,00025
	Percentil 25	25,2	0,2	5,4	49	5,42	5,08	0,4	0,30	5,80	22,2500	0,0009
	Percentil 50 (mediana)	25,9	0,5	7,0	6	0,00	5,35	0,5	0,18	8,43	30,7500	0,0042
	Percentil 75	27,3	0,9	7,6	28	6,6	6,60	0,6	0,21	13,38	41,0000	0,0092
	Percentil 90	28,6	1,7	8,2	920	6,0	6,73	0,75	0,35	27,65	64,0000	0,0153
	Média	26,1	0,68	6,7	303,11	1,21	5,72	0,56	0,20	19,29	41,2500	0,0100
	Média geométrica	26,07	0,49	6,7	137,54	5,7	6,53	0,53	0,18	10,28	30,44	0,0000
	Desvio-padrão	1,70	0,3	1,6	418,83	2,72	0,80	0,23	0,09	43,17	46,98	0,0063
	CV	6,51	92,65	24,3	138,18	224,79	13,99	41,07	45,00	223,79	113,89	102,69
	Coeficiente de assimetria	0,17	1,3	8,2	1,9	1,98	0,2	2,13	1,4	4,63	3,46	1,31
	Curtose	-0,52	0,95	1,2	2,7	2,58	-1,58	6,17	1,51	20,56	12,77	1,29
	IC inferior	25,66	0,51	6,3	NA	0,48	NA	0,5	NA	7,73	28,67	0,0045
	IC superior	26,57	0,85	7,18	NA	1,93	NA	0,63	NA	30,85	53,83	0,0079
Período seco	Nº de observações	56	56	56	56	56	56	56	56	56	56	56
	(%) dados excluídos	0,0	0,0	0,0	1,79	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	(%) dados faltantes	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,45	0,0	0,0	0,0
	Mínimo	16,3	0,0	6,4	2	0,0	4,53	0,0	0,0	1,69	6,0000	0,0000
	Máximo	27,2	5,3	12,5	350	17,5	7,11	1,5	5,31	6,14	42,0000	0,0158
	Percentil 10	18,6	0,1	12,5	3	0,0	5,03	0,2	0,11	2,14	13,25000	0,0001
	Percentil 25	19,1	0,1	8,1	4	0,0	5,42	0,3	0,13	2,36	14,8800	0,0003
	Percentil 50 (mediana)	21,0	1,8	9,0	6	7,6	5,94	0,3	0,17	2,87	19,4200	0,0014
	Percentil 75	22,0	2,2	9,9	28	10,2	6,6	0,5	0,23	3,33	23,7100	0,0035
	Percentil 90	25,9	3,2	10,7	58	12,6	6,85	0,75	0,61	4,59	25,2500	0,0001
	Média	21,1	1,4	9,1	26	6,5	5,94	0,42	0,39	3,05	19,7700	0,00263
	Média geométrica	21,0	0,7	9,0	10	9,8	5,90	0,38	0,21	0,98	18,8000	0,0011
	Desvio-padrão	2,61	1,42	1,31	57,69	5,48	0,72	0,25	0,79	0,98	6,17	0,0036
	CV	12,36	98,61	14,48	216,07	83,66	12,12	59,52	202,56	32,13	31,21	137,38
	Coeficiente de assimetria	0,7	0,73	0,32	4,2	0,05	-0,17	1,85	4,71	1,36	0,65	1,91
	Curtose	-0,11	-0,22	-0,31	18,77	-1,22	-1,00	4,54	24,42	1,53	1,49	3,49
	IC inferior	20,41	1,06	8,70	NA	5,09	5,75	0,36	0,18	2,79	18,12	0,0016
	IC superior	21,81	1,82	9,40	NA	8,02	6,13	0,49	0,61	3,31	21,42	0,0036

Fonte: Próprio autor

*NA: Não analisado devido à forte tendência a zero

Tabela I.3 - Resultados do teste não paramétrico de Mann-Whitney, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), aplicado às concentrações dos parâmetros de qualidade da água para identificar a variação entre os períodos

Parâmetro	U de Mann-Whitney	p	Chuvoso	Seco
T _{água}	254	<0,001	↑	↓
Cl ⁻	1250,5	0,087	=	=
OD	354,5	<0,001	↓	↑
<i>E. coli</i>	232,0	<0,001	↑	↓
DBO	701,5	<0,001	↓	↑
pH	1202	0,088	=	=
NO ₃ ⁻	846	<0,001	↑	↓
PO ₄₃ ⁻	1464,5	0,778	=	=
Turb.	71	<0,001	↑	↓
ST	729	<0,001	↑	↓
Cl/α	3,6666	<0,001	↑	↓

Fonte: Próprio autor

Tabela I.4 - Resultados do teste não paramétrico de Mann-Kendall e sazonal de Mann-Kendall, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), aplicado às concentrações dos parâmetros de qualidade da água para indicar a tendência temporal dos parâmetros

Parâmetro	S	Tau de Kendall (τ)	Teste Mann-Kendall	p	S'	Tau de Kendall (τ)	Teste de sazonal de Mann-Kendall	p	Tendência
Temperatura	-2126	-0,3437	-5,3445	$p < 0,0001$	-272		-5,2512	$p < 0,0001$	Redução
OD	2433	0,3939	6,1171	$p < 0,0001$	311		6,0088	$p < 0,0001$	Elevação
Cl ⁻	913	0,1518	2,3041	0,0212	111		2,1566	$p < 0,031$	Elevação
<i>E. coli</i>	-3364	-0,5909	-8,938	$p < 0,0001$	-424		-8,6477	$p < 0,0001$	Redução
pH	1133	0,1893	2,9242	0,0035	140		2,7595	0,0058	Elevação
DBO _{5,20}	883	0,1764	2,4902	0,0128	114		2,4913	0,0127	Elevação
NO ₃ ⁻	-1766	-0,3073	-4,5043	$p < 0,0001$	-235		-4,6306	$p < 0,0001$	Redução
PO ₄₃ ⁻	-616	-0,103	-1,5701	0,1164	-56		-1,0842	0,2783	Redução
Turbidez	-2223	-0,3579	-5,5874	$p < 0,0001$	-269		-5,1882	$p < 0,0001$	Redução
ST	-1207	-0,1948	-3,0329	0,0024	-140		-2,6924	0,0071	Redução
Cl/α	-1202	-0,1973	-3,0252	0,0025	-174		-3,3602	<0,0008	Redução

Fonte: Próprio autor

Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)

Parâmetros	Período	Estação de monitoramento	Coletas	Média	Mediana	Média geométrica	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)	Mín.	Máx.	P(10%)	P(25%)	P(50%)	P(75%)	P(90%)	Assimetria	Curtose	IC inferior	IC superior
T _{água}	Chuvoso	FOR01	8	24,6	25,1	24,5	1,20	4,87	22,4	25,5	22,8	24,2	25,1	25,4	25,4	-0,85	-1,18	23,56	25,56
T _{água}	Seca	FOR01	8	20,4	19,8	20,4	1,50	7,33	18,8	22,9	19,0	19,4	19,8	21,7	22,1	0,44	-1,64	19,17	21,68
T _{água}	Chuvoso	FOR02	8	26,2	25,9	26,2	1,26	4,83	24,7	28,1	25,1	25,2	25,9	27,1	27,9	0,36	-1,68	25,14	27,26
T _{água}	Seca	FOR02	8	20,4	20,2	20,3	1,57	7,71	18,6	23,1	18,7	19,2	20,2	21,4	22,3	0,39	-1,42	19,08	21,72
T _{água}	Chuvoso	FOR03	8	26,6	27,1	26,5	2,73	10,26	22,8	29,3	23,3	24,2	27,1	29,2	29,3	-0,20	-1,93	24,29	28,86
T _{água}	Seca	FOR03	8	19,8	19,2	19,8	1,67	8,41	18,3	22,9	18,7	18,9	19,2	20,0	22,3	0,90	-1,07	18,43	21,22
T _{água}	Chuvoso	FOR04	8	25,8	26,0	25,8	0,66	2,56	24,6	26,4	25,0	25,4	26,0	26,4	26,4	-0,62	-1,24	25,26	26,36
T _{água}	Seca	FOR04	8	19,8	18,8	19,7	1,94	9,80	18,5	23,6	18,5	18,6	18,8	20,1	22,5	1,02	-0,80	18,16	21,39
T _{água}	Chuvoso	FOR05	8	26,0	25,6	25,9	1,89	7,29	23,9	29,4	24,1	24,8	25,6	26,6	28,5	0,61	-1,20	24,40	27,57
T _{água}	Seca	FOR05	8	22,5	21,5	22,3	2,78	12,39	20,1	27,2	20,2	20,8	21,5	23,0	26,7	0,82	-1,26	20,14	24,79
T _{água}	Chuvoso	FOR06	8	27,0	26,8	26,9	1,22	4,53	25,6	29	25,6	26,1	26,8	27,6	28,5	0,37	-1,45	25,94	27,98
T _{água}	Seca	FOR06	8	22,7	21,9	22,6	2,48	10,90	19,9	26,7	20,7	21,2	21,9	23,7	26,4	0,63	-1,37	20,65	24,80
T _{água}	Chuvoso	FOR07	8	26,7	26,9	26,7	1,53	5,71	24,8	28,8	24,9	25,4	26,9	28,0	28,3	-0,05	-1,87	25,46	28,01
T _{água}	Seca	FOR07	8	22,1	22,5	21,8	4,11	18,59	16,3	26,3	16,3	20,1	22,5	25,8	26,2	-0,38	-1,66	18,70	25,58
OD	Chuvoso	FOR01	8	5,0	4,9	5,0	0,53	10,58	4,5	6,2	4,6	4,8	4,9	5,2	5,5	1,09	0,01	4,59	5,48
OD	Seca	FOR01	8	8,1	7,9	8,0	0,58	7,18	7,4	9,0	7,5	7,6	7,9	8,4	8,8	0,42	-1,58	7,57	8,53
OD	Chuvoso	FOR02	8	5,9	5,2	5,7	2,01	34,16	4,9	10,8	4,9	4,9	5,2	5,5	7,2	1,78	1,51	4,20	7,56
OD	Seca	FOR02	8	7,5	7,4	7,5	0,95	12,60	6,4	9,5	6,6	7,1	7,4	7,9	8,5	0,81	-0,38	6,74	8,33
OD	Chuvoso	FOR03	8	6,6	6,7	6,5	0,93	14,14	5,4	7,6	5,5	5,7	6,7	7,4	7,6	-0,08	-1,97	5,79	7,34
OD	Seca	FOR03	8	9,4	9,6	9,4	0,71	7,56	8,4	10,4	8,5	9,0	9,6	9,9	10,1	-0,24	-1,61	8,83	10,02
OD	Chuvoso	FOR04	8	7,9	7,1	7,6	2,35	29,84	5,8	13,3	6,5	6,9	7,1	7,6	10,2	1,45	0,70	5,90	9,82
OD	Seca	FOR04	8	9,5	9,2	9,4	1,22	12,92	8,2	11,5	8,3	8,6	9,2	10,0	11,2	0,57	-1,44	8,43	10,47
OD	Chuvoso	FOR05	8	7,7	7,9	7,6	0,50	6,50	6,8	8,3	7,0	7,4	7,9	7,9	8,1	-0,50	-1,30	7,25	8,08
OD	Seca	FOR05	8	9,3	9,3	9,3	0,71	7,62	8,0	10,3	8,7	9,0	9,3	9,7	10,1	-0,35	-0,95	8,72	9,91

Fonte: Próprio autor

Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)

Parâmetros	Período	Estação de monitoramento	Coletas	Média	Mediana	Média geométrica	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)	Mín.	Máx.	P(10%)	P(25%)	P(50%)	P(75%)	P(90%)	Assimetria	Curtose	IC inferior	IC superior
OD	Chuvoso	FOR06	8	7,5	7,6	7,5	0,41	5,52	7,0	8,1	7,0	7,2	7,6	7,8	8,0	0,03	-1,76	7,15	7,85
OD	Seca	FOR06	8	9,7	9,4	9,6	1,51	15,60	8,1	12,5	8,2	8,5	9,4	10,5	11,4	0,58	-1,15	8,42	10,95
OD	Chuvoso	FOR07	8	6,7	6,4	6,5	1,66	25,02	4,8	9,3	4,9	5,3	6,4	7,6	8,9	0,40	-1,55	5,26	8,04
OD	Seca	FOR07	8	9,9	10,2	9,8	1,45	14,73	7,3	11,9	8,0	9,5	10,2	10,5	11,3	-0,45	-1,09	8,66	11,09
Cl ⁻	Chuvoso	FOR01	8	0,9	0,6	0,5	0,87	100,49	0,1	2,2	0,1	0,2	0,6	1,3	2,1	0,56	-1,56	0,14	1,59
Cl ⁻	Seca	FOR01	8	1,9	1,1	0,6	2,20	118,78	0,1	5,3	0,1	0,1	1,1	2,8	5,1	0,61	-1,52	0,01	3,69
Cl ⁻	Chuvoso	FOR02	8	0,8	0,4	0,6	0,99	123,74	0,0	2,6	0,0	0,1	0,4	1,2	2,2	0,77	-1,21	-0,03	1,63
Cl ⁻	Seca	FOR02	8	1,5	1,0	0,7	1,58	109,17	0,0	3,7	0,1	0,1	1,0	2,5	3,6	0,37	-1,79	0,13	2,77
Cl ⁻	Chuvoso	FOR03	8	0,6	0,65	0,5	0,35	58,42	0,1	1,0	0,1	0,4	0,7	0,9	0,9	-0,38	-1,62	0,31	0,89
Cl ⁻	Seca	FOR03	8	1,2	1,0	0,8	1,09	94,80	0,0	2,7	0,1	0,3	1,0	1,9	2,4	0,17	-1,96	0,24	2,06
Cl ⁻	Chuvoso	FOR04	8	0,6	0,65	0,4	0,35	60,78	0,1	0,9	0,1	0,3	0,7	0,9	0,9	-0,31	-1,84	0,28	0,87
Cl ⁻	Seca	FOR04	8	1,6	1,0	0,6	1,76	110,88	0,1	4,3	0,1	0,1	1,0	2,6	4,0	0,46	-1,68	0,12	3,06
Cl ⁻	Chuvoso	FOR05	8	0,7	0,35	0,4	0,77	106,78	0,1	2,1	0,2	0,3	0,4	0,9	1,9	0,88	-1,18	0,08	1,37
Cl ⁻	Seca	FOR05	8	1,2	1,0	0,7	1,20	101,20	0,0	2,8	0,1	0,1	1,0	2,1	2,6	0,14	-2,04	0,18	2,19
Cl ⁻	Chuvoso	FOR06	8	0,7	0,4	0,6	0,62	86,33	0,0	1,6	0,2	0,3	0,4	1,3	1,5	0,36	-1,87	0,20	1,23
Cl ⁻	Seca	FOR06	8	1,1	1,1	0,7	1,08	95,03	0,0	2,4	0,1	0,1	1,1	2,2	2,3	0,05	-2,12	0,23	2,04
Cl ⁻	Chuvoso	FOR07	8	0,5	0,45	0,4	0,20	41,73	0,2	0,8	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,30	-1,34	0,31	0,64
Cl ⁻	Seca	FOR07	8	1,7	2,2	1,2	0,96	55,50	0,2	2,6	0,2	1,6	2,2	2,2	2,4	-0,85	-1,27	0,92	2,53
<i>E. coli</i>	Chuvoso	FOR01	8	92	55	65	87,22	94,42	23	240	30	34	55	114	226	0,828	-1,282	19,458	165,292
<i>E. coli</i>	Seca	FOR01	8	110	70	51	121,32	110,10	5	350	5	48	70	119	273	0,94	-0,78	8,76	211,61
<i>E. coli</i>	Chuvoso	FOR02	8	110	79,5	74	96,41	87,94	21	280	21	40	80	153	238	0,617	-1,344	29,028	190,222
<i>E. coli</i>	Seca	FOR02	8	19	5	9	23,23	122,18	3	49	3	4	5	38	49	0,54	-1,96	NA	NA
<i>E. coli</i>	Chuvoso	FOR03	8	235	110	155	304,52	129,35	79	920	79	95	110	175	476	1,562	0,677	NA	NA
<i>E. coli</i>	Seca	FOR03	8	5	3	5	3,83	70,51	2	12	3	3	3	6	11	0,87	-1,24	2,23	8,62

Fonte: Próprio autor

Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)

Parâmetros	Período	Estação de monitoramento	Coletas	Média	Mediana	Média geométrica	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)	Mín.	Máx.	P(10%)	P(25%)	P(50%)	P(75%)	P(90%)	Assimetria	Curtose	IC inferior	IC superior
<i>E. coli</i>	Chuvoso	FOR04	8	362	199,5	163	389,81	107,57	34	920	38	45	200	635	920	0,466	-1,720	36,488	688,262
<i>E. coli</i>	Seca	FOR04	8	6	5	5	3,46	61,08	2	11	2	4	5	6	11	0,68	-1,35	2,77	8,55
<i>E. coli</i>	Chuvoso	FOR05	8	680	545	322	672,62	98,95	49	1600	49	110	545	1090	1600	0,32	-1,83	117,43	1242,07
<i>E. coli</i>	Seca	FOR05	8	12	6	9	12,74	102,66	5	33	5	5	6	14	33	0,93	-1,23	1,76	23,07
<i>E. coli</i>	Chuvoso	FOR06	8	496	295	278	529,58	106,77	49	1600	49	177	295	635	1124	1,01	-0,44	53,26	938,74
<i>E. coli</i>	Seca	FOR06	8	17	13	11	15,76	91,61	3	43	3	4	13	25	37	0,43	-1,64	4,03	30,37
<i>E. coli</i>	Chuvoso	FOR07	8	114	130	83	72,08	63,15	17	210	20	66	130	155	186	-0,24	-1,65	NA	NA
<i>E. coli</i>	Seca	FOR07	8	15	10	12	11,13	73,84	6	33	6	7	10	21	32	0,67	-1,47	5,77	24,38
pH	Chuvoso	FOR01	8	5,00	4,98	5,00	0,16	3,13	4,80	5,27	4,85	4,89	4,98	5,08	5,19	0,36	-1,38	4,87	5,13
pH	Seca	FOR01	8	5,19	5,26	5,19	0,24	4,62	4,76	5,43	4,92	5,05	5,26	5,39	5,41	-0,54	-1,34	4,99	5,39
pH	Chuvoso	FOR02	8	4,77	4,73	4,76	0,26	5,48	4,29	5,09	4,54	4,71	4,73	4,93	5,05	-0,47	-0,94	NA	NA
pH	Seca	FOR02	8	5,03	5,03	5,01	0,49	9,71	4,53	5,61	4,54	4,56	5,03	5,48	5,53	0,02	-2,15	4,62	5,44
pH	Chuvoso	FOR03	8	5,19	5,10	5,18	0,23	4,34	4,96	5,66	5,04	5,09	5,10	5,19	5,46	1,09	-0,32	5,00	5,37
pH	Seca	FOR03	8	5,72	5,72	5,71	0,24	4,26	5,30	6,00	5,46	5,57	5,72	5,94	5,97	-0,30	-1,45	5,51	5,92
pH	Chuvoso	FOR04	8	5,30	5,27	5,29	0,16	3,02	5,12	5,58	5,14	5,18	5,27	5,36	5,50	0,57	-1,28	5,16	5,43
pH	Seca	FOR04	8	5,74	5,74	5,74	0,24	4,12	5,34	6,10	5,49	5,67	5,74	5,83	6,03	-0,09	-1,09	5,55	5,94
pH	Chuvoso	FOR05	8	6,69	6,65	6,68	0,23	3,37	6,42	7,05	6,43	6,57	6,65	6,77	6,99	0,41	-1,40	6,50	6,87
pH	Seca	FOR05	8	6,71	6,67	6,70	0,36	5,34	6,01	7,11	6,39	6,58	6,67	7,00	7,08	-0,57	-0,83	6,41	7,01
pH	Chuvoso	FOR06	8	6,56	6,71	6,56	0,29	4,44	6,09	6,77	6,10	6,51	6,71	6,74	6,76	-0,90	-1,25	6,32	6,81
pH	Seca	FOR06	8	6,38	6,40	6,38	0,23	3,56	5,98	6,74	6,16	6,28	6,40	6,51	6,59	-0,22	-0,95	6,19	6,57
pH	Chuvoso	FOR07	8	6,49	6,47	6,49	0,22	3,34	6,21	6,80	6,27	6,34	6,47	6,64	6,76	0,18	-1,72	NA	NA
pH	Seca	FOR07	8	6,81	6,81	6,81	0,11	1,66	6,65	6,98	6,67	6,74	6,81	6,88	6,94	0,00	-1,53	6,72	6,90
DBO _{5,20}	Chuvoso	FOR01	8	0,8	0,0	6,5	2,30	282,84	0,0	6,5	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	1,86	1,70	-1,11	2,73
DBO _{5,20}	Seca	FOR01	8	6,8	8,5	9,0	4,27	63,15	0,0	10,1	0,0	5,6	8,5	9,6	10,0	-0,82	-1,31	3,19	10,33

Fonte: Próprio autor

Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)

Parâmetros	Período	Estação de monitoramento	Coletas	Média	Mediana	Média geométrica	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)	Mín.	Máx.	P(10%)	P(25%)	P(50%)	P(75%)	P(90%)	Assimetria	Curtose	IC inferior	IC superior
DBO _{5,20}	Chuvoso	FOR02	8	3,3	0,0	8,4	4,65	143,14	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	7,0	10,0	0,58	-1,73	-0,64	7,14
DBO _{5,20}	Seca	FOR02	8	7,9	8,8	10,3	5,40	68,17	0,0	15,0	0,0	5,8	8,8	11,5	12,8	-0,43	-1,42	3,41	12,44
DBO _{5,20}	Chuvoso	FOR03	8	1,9	0,0	5,0	2,59	138,01	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	5,0	5,0	0,42	-2,03	-0,29	4,04
DBO _{5,20}	Seca	FOR03	8	8,8	9,5	11,1	6,56	74,22	0,0	17,5	0,0	4,9	9,5	13,5	15,4	-0,20	-1,69	3,35	14,32
DBO _{5,20}	Chuvoso	FOR04	8	1,5	0,0	6,0	2,78	185,16	0,0	6,0	0,0	0,0	0,0	1,5	6,0	0,95	-1,21	-0,82	3,82
DBO _{5,20}	Seca	FOR04	8	6,9	7,8	9,0	4,68	67,44	0,0	12,0	0,0	5,3	7,8	9,8	12,0	-0,49	-1,44	3,03	10,85
DBO _{5,20}	Chuvoso	FOR05	8	0,0	0,0	NA	0,00	NA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	NA	NA	0,00	0,00
DBO _{5,20}	Seca	FOR05	8	4,4	3,8	8,8	4,86	109,48	0,0	10,5	0,0	0,0	3,8	8,1	10,2	0,11	-2,09	0,38	8,50
DBO _{5,20}	Chuvoso	FOR06	8	0,0	0,0	NA	0,00	NA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	NA	NA	0,00	0,00
DBO _{5,20}	Seca	FOR06	8	6,1	3,8	11,4	7,38	120,51	0,0	17,0	0,0	0,0	3,8	10,1	16,7	0,46	-1,69	-0,05	12,30
DBO _{5,20}	Chuvoso	FOR07	8	1,0	0,0	8,0	2,83	282,84	0,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	1,86	1,70	-1,36	3,36
DBO _{5,20}	Seca	FOR07	8	4,9	4,0	9,6	5,33	109,62	0,0	11,9	0,0	0,0	4,0	9,0	10,9	0,12	-2,08	0,41	9,31
NO ₃ ⁻	Chuvoso	FOR01	8	0,6	0,6	0,6	0,12	21,12	0,4	0,7	0,4	0,5	0,6	0,6	0,7	-0,26	-1,66	0,46	0,66
NO ₃ ⁻	Seca	FOR01	8	0,4	0,3	0,3	0,20	52,41	0,2	0,8	0,2	0,3	0,3	0,5	0,6	0,86	-0,66	0,22	0,56
NO ₃ ⁻	Chuvoso	FOR02	8	0,7	0,7	0,6	0,20	30,77	0,3	0,9	0,4	0,6	0,7	0,8	0,9	-0,23	-1,18	0,48	0,82
NO ₃ ⁻	Seca	FOR02	8	0,6	0,3	0,4	0,49	82,61	0,2	1,5	0,2	0,3	0,3	0,9	1,2	0,74	-1,20	0,18	0,99
NO ₃ ⁻	Chuvoso	FOR03	8	0,4	0,4	0,4	0,13	30,16	0,3	0,6	0,3	0,3	0,4	0,5	0,6	0,31	-1,78	0,32	0,53
NO ₃ ⁻	Seca	FOR03	8	0,4	0,4	0,3	0,12	34,15	0,2	0,5	0,2	0,3	0,4	0,4	0,5	0,00	-1,74	0,25	0,45
NO ₃ ⁻	Chuvoso	FOR04	8	0,5	0,5	0,5	0,14	29,24	0,3	0,7	0,3	0,4	0,5	0,5	0,6	0,11	-1,42	0,36	0,59
NO ₃ ⁻	Seca	FOR04	8	0,4	0,3	0,4	0,29	73,19	0,0	1,0	0,2	0,3	0,3	0,5	0,7	0,78	-0,33	0,16	0,64
NO ₃ ⁻	Chuvoso	FOR05	8	0,6	0,5	0,5	0,30	51,01	0,4	1,3	0,4	0,4	0,5	0,6	0,8	1,58	1,05	0,34	0,84
NO ₃ ⁻	Seca	FOR05	8	0,5	0,5	0,4	0,14	30,44	0,3	0,7	0,3	0,4	0,5	0,5	0,6	0,31	-1,42	0,34	0,58
NO ₃ ⁻	Chuvoso	FOR06	8	0,6	0,6	0,6	0,11	17,82	0,5	0,8	0,5	0,5	0,6	0,6	0,7	0,61	-1,09	0,51	0,69

Fonte: Próprio autor

Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)

Parâmetros	Período	Estação de monitoramento	Coletas	Média	Mediana	Média geométrica	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)	Mín.	Máx.	(10%)	P(25%)	P(50%)	P(75%)	P(90%)	Assimetria	Curtose	IC inferior	IC superior
NO ₃ ⁻	Seca	FOR06	8	0,4	0,4	0,4	0,15	35,34	0,2	0,6	0,3	0,3	0,4	0,5	0,6	0,06	-1,65	0,29	0,53
NO ₃ ⁻	Chuvoso	FOR07	8	0,6	0,4	0,5	0,44	69,11	0,4	1,6	0,4	0,4	0,4	0,6	1,2	1,27	-0,04	0,27	1,01
NO ₃ ⁻	Seca	FOR07	8	0,4	0,3	0,3	0,20	52,85	0,2	0,8	0,2	0,3	0,3	0,4	0,6	1,07	-0,18	0,21	0,54
PO ₄ ³⁻	Chuvoso	FOR01	8	0,16	0,17	0,16	0,03	19,17	0,10	0,20	0,13	0,15	0,17	0,18	0,19	-0,71	-0,70	0,14	0,19
PO ₄ ³⁻	Seca	FOR01	8	0,29	0,20	0,23	0,24	81,96	0,11	0,72	0,12	0,14	0,20	0,30	0,64	0,93	-1,10	0,09	0,49
PO ₄ ³⁻	Chuvoso	FOR02	8	0,19	0,16	0,18	0,10	49,04	0,12	0,40	0,12	0,14	0,16	0,21	0,30	1,17	-0,08	0,11	0,27
PO ₄ ³⁻	Seca	FOR02	8	0,25	0,16	0,20	0,19	75,51	0,09	0,59	0,12	0,14	0,16	0,31	0,54	0,84	-1,23	0,09	0,41
PO ₄ ³⁻	Chuvoso	FOR03	8	0,20	0,20	0,17	0,10	51,72	0,05	0,40	0,11	0,14	0,20	0,21	0,29	0,65	-0,30	0,11	0,28
PO ₄ ³⁻	Seca	FOR03	8	0,83	0,13	0,23	1,82	219,69	0,07	5,31	0,09	0,12	0,13	0,29	1,99	1,83	1,64	-0,69	2,35
PO ₄ ³⁻	Chuvoso	FOR04	8	0,19	0,20	0,18	0,04	22,91	0,12	0,23	0,13	0,17	0,20	0,22	0,23	-0,54	-1,53	0,15	0,22
PO ₄ ³⁻	Seca	FOR04	8	0,38	0,14	0,17	0,68	176,72	0,00	2,02	0,01	0,10	0,14	0,25	0,92	1,71	1,34	-0,18	0,95
PO ₄ ³⁻	Chuvoso	FOR05	8	0,16	0,16	0,16	0,04	21,64	0,10	0,21	0,14	0,15	0,16	0,18	0,21	-0,19	-0,96	0,13	0,19
PO ₄ ³⁻	Seca	FOR05	8	0,19	0,20	0,18	0,04	23,77	0,12	0,24	0,13	0,16	0,20	0,22	0,23	-0,26	-1,77	0,15	0,23
PO ₄ ³⁻	Chuvoso	FOR06	8	0,23	0,20	0,21	0,12	51,30	0,10	0,46	0,13	0,17	0,20	0,24	0,38	0,87	-0,70	0,13	0,33
PO ₄ ³⁻	Seca	FOR06	8	0,51	0,18	0,27	0,81	159,40	0,14	2,49	0,14	0,15	0,18	0,31	1,17	1,73	1,37	-0,17	1,19
PO ₄ ³⁻	Chuvoso	FOR07	8	0,26	0,22	0,24	0,12	44,66	0,15	0,42	0,16	0,16	0,22	0,37	0,40	0,20	-2,07	NA	NA
PO ₄ ³⁻	Seca	FOR07	8	0,30	0,19	0,21	0,34	112,66	0,08	1,10	0,11	0,13	0,19	0,25	0,58	1,64	1,15	0,02	0,58
Turb.	Chuvoso	FOR01	8	5,80	5,69	5,71	1,09	18,87	4,52	7,41	4,56	5,13	5,69	6,21	7,36	0,37	-1,48	4,88	6,71
Turb.	Seca	FOR01	8	3,38	3,39	3,04	1,56	46,26	1,69	5,08	1,80	1,99	3,39	4,73	4,98	0,00	-2,19	2,07	4,69
Turb.	Chuvoso	FOR02	8	6,29	6,04	6,04	1,91	30,41	4,06	8,98	4,07	5,12	6,04	7,32	8,92	0,25	-1,62	4,69	7,89
Turb.	Seca	FOR02	8	3,64	3,08	3,39	1,55	42,57	2,06	6,14	2,35	2,85	3,08	3,98	6,03	0,76	-1,30	2,34	4,93
Turb.	Chuvoso	FOR03	8	8,15	7,84	7,41	3,65	44,74	3,79	13,6	3,86	5,87	7,84	9,93	13,0	0,23	-1,58	5,10	11,20
Turb.	Seca	FOR03	8	3,27	3,11	3,17	0,85	25,96	2,20	4,54	2,33	2,74	3,11	3,80	4,39	0,26	-1,59	2,56	3,98
Turb.	Chuvoso	FOR04	8	7,96	7,00	7,15	3,93	49,36	3,83	13,9	3,89	5,2	7,0	10,2	13,5	0,42	-1,60	4,68	11,24

Fonte: Próprio autor

Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (continua)

Parâmetros	Período	Estação de monitoramento	Coletas	Média	Mediana	Média geométrica	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)	Min.	Máx.	(10%)	P(25%)	P(50%)	P(75%)	P(90%)	Assimetria	Curtose	IC inferior	IC superior
Turb.	Seca	FOR04	8	3,16	3,28	3,11	0,58	18,48	2,29	3,72	2,38	2,83	3,28	3,67	3,69	-0,36	-1,77	2,67	3,65
Turb.	Chuvoso	FOR05	8	18,1	17,4	15,5	10,04	55,41	6,66	31,6	6,87	10,5	17,4	25,1	30,5	0,12	-1,89	9,73	26,52
Turb.	Seca	FOR05	8	2,58	2,72	2,56	0,36	13,92	2,08	2,99	2,13	2,24	2,72	2,85	2,92	-0,30	-1,88	2,28	2,88
Turb.	Chuvoso	FOR06	8	17,6	17,0	15,3	8,99	51,19	6,81	28,9	6,82	11,2	17,0	24,0	28,9	0,07	-1,82	10,04	25,07
Turb.	Seca	FOR06	8	2,43	2,41	2,42	0,20	8,10	2,17	2,65	2,21	2,28	2,41	2,61	2,65	0,00	-1,98	2,26	2,59
Turb.	Chuvoso	FOR07	8	71,2	19,1	28,1	103,22	145,05	6,69	240,0	8,80	11,7	19,1	78,8	237,2	0,93	-1,22	-15,13	157,46
Turb.	Seca	FOR07	8	2,91	2,93	2,89	0,31	10,67	2,49	3,38	2,49	2,74	2,93	3,08	3,23	-0,07	-1,44	2,65	3,17
ST	Chuvoso	FOR01	8	26,3750	25,0000	25,8709	5,50	20,86	18,0000	35,5000	21,5000	23,3750	25,0000	30,2500	32,3500	0,19	-1,27	21,78	30,97
ST	Seca	FOR01	8	19,7708	17,2500	18,1375	9,73	49,19	9,0000	42,0000	12,8500	16,3750	17,2500	20,0417	27,7667	1,30	0,61	11,64	27,90
ST	Chuvoso	FOR02	8	17,8333	19,2500	14,9099	7,11	39,85	2,0000	25,5000	12,1500	16,6250	19,2500	20,8750	24,1000	-1,16	0,30	11,89	23,77
ST	Seca	FOR02	8	15,8958	15,8334	14,7062	6,13	38,58	6,0000	24,3333	9,8500	12,6250	15,8334	18,5000	24,1000	0,03	-1,29	10,77	21,02
ST	Chuvoso	FOR03	8	24,9375	27,5000	23,2632	8,66	34,72	11,5000	32,5000	12,2000	21,1250	27,5000	31,7500	32,5000	-0,58	-1,53	17,70	32,18
ST	Seca	FOR03	8	20,3958	21,0000	19,3608	6,74	33,03	11,0000	31,6667	12,0500	16,2500	21,0000	23,8750	27,0000	0,09	-1,27	14,76	26,03
ST	Chuvoso	FOR04	8	28,8000	30,5000	25,5176	11,78	40,90	6,5000	42,5000	15,6000	24,6750	30,5000	35,6250	41,1000	-0,57	-0,99	18,95	38,65
ST	Seca	FOR04	8	19,7292	19,0000	18,9833	5,88	29,83	13,5000	29,3333	13,8500	14,1250	19,0000	23,8750	26,6500	0,32	-1,61	14,81	24,65
ST	Chuvoso	FOR05	8	40,6021	43,6584	44,6045	20,74	51,08	0,0000	67,5000	19,2500	33,8750	43,6584	52,1250	59,1000	-0,62	-0,74	23,26	57,94
ST	Seca	FOR05	8	19,3751	21,0835	18,8984	4,45	22,98	14,0000	23,8333	14,1167	14,4167	21,0835	22,9167	23,7167	-0,25	-2,02	15,65	23,10
ST	Chuvoso	FOR06	8	42,1000	43,6500	36,1036	19,57	46,49	8,0000	65,0000	20,9500	32,5000	43,6500	54,8750	63,9500	-0,34	-1,37	25,74	58,46
ST	Seca	FOR06	8	20,2292	20,7500	19,8824	3,91	19,31	14,1667	24,8333	15,9167	17,2917	20,7500	23,1250	24,6000	-0,19	-1,71	16,96	23,50
ST	Chuvoso	FOR07	8	108,1000	62,5000	68,8653	98,82	91,41	12,0000	280,5000	25,3000	33,2500	62,5000	190,5750	218,7600	0,56	-1,51	25,49	190,71
ST	Seca	FOR07	8	23,0000	23,7500	22,5501	4,65	20,21	15,0000	28,5000	17,3333	20,7083	23,7500	25,7917	28,2667	-0,38	-1,33	19,11	26,89
Cl/α	Chuvoso	FOR01	8	0,0025	0,0008	0,0017	0,00	126,68	0,0000	0,0076	0,0005	0,0007	0,0008	0,0033	0,0076	0,87	-1,27	0,00	0,01
Cl/α	Seca	FOR01	8	0,0047	0,0053	0,0044	0,00	37,77	0,0021	0,0063	0,0026	0,0033	0,0053	0,0063	0,0063	-0,25	-1,91	0,00	0,01
Cl/α	Chuvoso	FOR02	8	0,0069	0,0028	0,0048	0,01	98,39	0,0028	0,0181	0,0028	0,0028	0,0028	0,0086	0,0176	0,89	-1,26	0,00	0,01
Cl/α	Seca	FOR02	8	0,0085	0,0087	0,0058	0,01	64,72	0,0007	0,0158	0,0012	0,0066	0,0087	0,0106	0,0154	-0,09	-1,46	0,00	0,01

Fonte: Próprio autor

Tabela I.5 - Medidas descritivas dos parâmetros de qualidade da água na correlação e na comparação dos parâmetros com os períodos e as estações de monitoramento (conclusão)

Parâmetros	Período	Estação de monitoramento	Coletas	Média	Mediana	Média geométrica	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)	Mín.	Máx.	(10%)	P(25%)	P(50%)	P(75%)	P(90%)	Assimetria	Curtose	IC inferior	IC superior
Cl/α	Chuvoso	FOR03	8	0,0107	0,0081	0,0062	0,01	93,24	0,0007	0,0264	0,0012	0,0038	0,0081	0,0146	0,0254	0,60	-1,44	0,00	0,02
Cl/α	Seca	FOR03	8	0,0029	0,0025	0,0027	0,00	77,14	0,0000	0,0063	0,0010	0,0014	0,0025	0,0040	0,0058	0,30	-1,61	0,00	0,00
Cl/α	Chuvoso	FOR04	8	0,0064	0,0042	0,0028	0,01	108,35	0,0002	0,0174	0,0003	0,0015	0,0042	0,0089	0,0169	0,68	-1,41	0,00	0,01
Cl/α	Seca	FOR04	8	0,0003	0,0003	0,0003	0,00	67,34	0,0000	0,0006	0,0001	0,0002	0,0003	0,0003	0,0004	0,36	-0,64	0,00	0,00
Cl/α	Chuvoso	FOR05	8	0,0013	0,0007	0,0013	0,00	99,85	0,0000	0,0028	0,0000	0,0004	0,0007	0,0028	0,0028	0,30	-1,99	0,00	0,00
Cl/α	Seca	FOR05	8	0,0003	0,0003	0,0003	0,00	67,08	0,0000	0,0007	0,0001	0,0002	0,0003	0,0005	0,0006	0,24	-1,30	0,00	0,00
Cl/α	Chuvoso	FOR06	8	0,0043	0,0051	0,0055	0,00	68,10	0,0000	0,0076	0,0000	0,0028	0,0051	0,0060	0,0072	-0,47	-1,51	0,00	0,01
Cl/α	Seca	FOR06	8	0,0003	0,0003	0,0002	0,00	64,19	0,0001	0,0005	0,0001	0,0001	0,0003	0,0004	0,0005	0,36	-1,69	0,00	0,00
Cl/α	Chuvoso	FOR07	8	0,0111	0,0111	0,0110	0,00	15,53	0,0090	0,0139	0,0090	0,0101	0,0111	0,0121	0,0129	0,12	-1,53	0,01	0,01
Cl/α	Seca	FOR07	8	0,0015	0,0014	0,0014	0,00	30,16	0,0007	0,0021	0,0012	0,0014	0,0014	0,0016	0,0021	-0,04	-0,94	0,00	0,00

Fonte: Próprio autor

Tabela I.6 - Resultados do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), aplicado à comparação entre as estações de monitoramento em relação aos parâmetros de qualidade da água.

Parâmetro	H de Kruskal-Wallis (χ^2)	df ($k - 1$)	p	ϵ^2
T _{água}	8,841	6	0,183	0,08
OD	20,273	6	0,002	0,183
Cloreto	1,726	6	0,943	0,016
<i>E. coli</i>	4,153	6	0,656	0,039
pH	88,069	6	< .001	0,808
DBO _{5,20}	6,31	6	0,389	0,057
NO ₃ ⁻	7,463	6	0,28	0,067
PO ₄ ³⁻	2,495	6	0,869	0,023
Turb.	1,716	6	0,944	0,015
ST	14,815	6	0,022	0,133
Cl/ α	34,107	6	< .001	0,307

Fonte: Próprio autor

Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável $T_{\text{água}}$, realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)

Pairwise comparisons - $T_{\text{água}}$		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	1,2	0,980
FOR01	FOR03	0,133	1,000
FOR01	FOR04	0,56	1,000
FOR01	FOR05	2,373	0,631
FOR01	FOR06	3,626	0,137
FOR01	FOR07	3,093	0,303
FOR02	FOR03	-0,213	1,000
FOR02	FOR04	-0,72	0,999
FOR02	FOR05	1,173	0,982
FOR02	FOR06	2,133	0,740
FOR02	FOR07	1,706	0,892
FOR03	FOR04	-0,454	1,000
FOR03	FOR05	1,333	0,966
FOR03	FOR06	1,6	0,919
FOR03	FOR07	1,28	0,972
FOR04	FOR05	1,653	0,906
FOR04	FOR06	2,854	0,403
FOR04	FOR07	1,921	0,824
FOR05	FOR06	1,2	0,980
FOR05	FOR07	0,853	0,997
FOR06	FOR07	-0,373	1,000

Fonte: Próprio autor

Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável Cl⁻, realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)

Pairwise comparisons - Cloreto		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	-0,915	0,995
FOR01	FOR03	-0,376	1,000
FOR01	FOR04	-0,461	1,000
FOR01	FOR05	-0,35	1,000
FOR01	FOR06	-0,215	1,000
FOR01	FOR07	1,258	0,974
FOR02	FOR03	0,268	1,000
FOR02	FOR04	0,565	1,000
FOR02	FOR05	0,295	1,000
FOR02	FOR06	0,134	1,000
FOR02	FOR07	1,47	0,945
FOR03	FOR04	-0,027	1,000
FOR03	FOR05	-0,134	1,000
FOR03	FOR06	-0,107	1,000
FOR03	FOR07	0,908	0,995
FOR04	FOR05	-0,215	1,000
FOR04	FOR06	-0,134	1,000
FOR04	FOR07	1,071	0,989
FOR05	FOR06	-0,054	1,000
FOR05	FOR07	1,711	0,891
FOR06	FOR07	1,337	0,965

Fonte: Próprio autor

Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável OD, realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)

Pairwise comparisons - OD		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	0,32	1,000
FOR01	FOR03	3,255	0,243
FOR01	FOR04	3,732	0,115
FOR01	FOR05	4,348	0,034
FOR01	FOR06	3,843	0,094
FOR01	FOR07	3,121	0,292
FOR02	FOR03	3,04	0,324
FOR02	FOR04	3,839	0,095
FOR02	FOR05	4,428	0,029
FOR02	FOR06	4,267	0,041
FOR02	FOR07	2,64	0,503
FOR03	FOR04	0,827	0,997
FOR03	FOR05	1,04	0,99
FOR03	FOR06	1,067	0,989
FOR03	FOR07	0,533	1,000
FOR04	FOR05	0,213	1,000
FOR04	FOR06	0,000	1,000
FOR04	FOR07	-0,373	1,000
FOR05	FOR06	-0,213	1,000
FOR05	FOR07	-0,16	1,000
FOR06	FOR07	-0,427	1,000

Fonte: Próprio autor

Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável *E. coli*, realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)

Pairwise comparisons - E. coli		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	-1,796	0,866
FOR01	FOR03	-1,598	0,919
FOR01	FOR04	-1,868	0,843
FOR01	FOR05	-0,641	0,999
FOR01	FOR06	-0,534	1,000
FOR01	FOR07	-2,098	0,755
FOR02	FOR03	-0,652	0,999
FOR02	FOR04	-0,56	1,000
FOR02	FOR05	1,033	0,991
FOR02	FOR06	0,973	0,993
FOR02	FOR07	-0,062	1,000
FOR03	FOR04	0,224	1,000
FOR03	FOR05	1,626	0,913
FOR03	FOR06	1,541	0,931
FOR03	FOR07	1,234	0,977
FOR04	FOR05	1,471	0,945
FOR04	FOR06	1,175	0,982
FOR04	FOR07	0,671	0,999
FOR05	FOR06	-0,267	1,000
FOR05	FOR07	-0,56	1,000
FOR06	FOR07	-1,399	0,957

Fonte: Próprio autor

Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável $DBO_{5,20}$, realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)

Pairwise comparisons - $DBO_{5,20}$		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	1,425	0,953
FOR01	FOR03	0,798	0,998
FOR01	FOR04	0,145	1,000
FOR01	FOR05	-1,416	0,954
FOR01	FOR06	-1,259	0,974
FOR01	FOR07	-0,705	0,999
FOR02	FOR03	-0,306	1,000
FOR02	FOR04	-1,098	0,987
FOR02	FOR05	-2,698	0,475
FOR02	FOR06	-2,218	0,703
FOR02	FOR07	-1,999	0,795
FOR03	FOR04	-0,422	1,000
FOR03	FOR05	-2,279	0,675
FOR03	FOR06	-1,919	0,825
FOR03	FOR07	-1,735	0,884
FOR04	FOR05	-1,779	0,871
FOR04	FOR06	-1,472	0,945
FOR04	FOR07	-1,079	0,988
FOR05	FOR06	0,21	1,000
FOR05	FOR07	0,773	0,998
FOR06	FOR07	0,471	1,000

Fonte: Próprio autor

Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável pH, realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)

Pairwise comparisons - pH		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	-2,348	0,643
FOR01	FOR03	3,999	0,070
FOR01	FOR04	4,931	0,009
FOR01	FOR05	6,823	< .001
FOR01	FOR06	6,822	< .001
FOR01	FOR07	6,709	< .001
FOR02	FOR03	4,669	0,017
FOR02	FOR04	4,892	0,010
FOR02	FOR05	6,71	< .001
FOR02	FOR06	6,709	< .001
FOR02	FOR07	6,601	< .001
FOR03	FOR04	1,28	0,972
FOR03	FOR05	6,824	< .001
FOR03	FOR06	6,77	< .001
FOR03	FOR07	6,71	< .001
FOR04	FOR05	6,77	< .001
FOR04	FOR06	6,636	< .001
FOR04	FOR07	6,709	< .001
FOR05	FOR06	-2,213	0,705
FOR05	FOR07	-0,224	1,000
FOR06	FOR07	2,991	0,344

Fonte: Próprio autor

Tabela I.7 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para a variável NO_3^- , realizado após o teste de Kruskal-Wallis, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)

Pairwise comparisons - Nitrato (NO ₃)		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	1,481	0,943
FOR01	FOR03	-1,952	0,813
FOR01	FOR04	-0,895	0,996
FOR01	FOR05	0,406	1,000
FOR01	FOR06	0,705	0,999
FOR01	FOR07	-0,811	0,998
FOR02	FOR03	-2,517	0,562
FOR02	FOR04	-1,737	0,884
FOR02	FOR05	-0,807	0,998
FOR02	FOR06	-1,078	0,988
FOR02	FOR07	-1,266	0,973
FOR03	FOR04	0,905	0,995
FOR03	FOR05	2,893	0,386
FOR03	FOR06	3,097	0,301
FOR03	FOR07	0,793	0,998
FOR04	FOR05	1,713	0,89
FOR04	FOR06	1,82	0,858
FOR04	FOR07	0,082	1,000
FOR05	FOR06	0,599	1,000
FOR05	FOR07	-1,861	0,845
FOR06	FOR07	-1,921	0,824

Fonte: Próprio autor

Tabela I.7 - Resultados do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, realizado após o teste de Kruskal-Wallis para a variável PO_4^{3-} , ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)

Pairwise comparisons - Fosfato (PO ₄ ³⁻)		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	-0,455	1,000
FOR01	FOR03	-0,456	1,000
FOR01	FOR04	-0,027	1,000
FOR01	FOR05	0,348	1,000
FOR01	FOR06	1,258	0,974
FOR01	FOR07	1,288	0,971
FOR02	FOR03	-0,454	1,000
FOR02	FOR04	-0,32	1,000
FOR02	FOR05	0,187	1,000
FOR02	FOR06	1,39	0,958
FOR02	FOR07	1,092	0,988
FOR03	FOR04	-0,053	1,000
FOR03	FOR05	0,721	0,999
FOR03	FOR06	1,497	0,940
FOR03	FOR07	1,483	0,943
FOR04	FOR05	0,16	1,000
FOR04	FOR06	1,363	0,962
FOR04	FOR07	1,148	0,984
FOR05	FOR06	0,856	0,997
FOR05	FOR07	1,291	0,971
FOR06	FOR07	0,252	1,000

Fonte: Próprio autor

Tabela I.7 - Resultados do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, realizado após o teste de Kruskal-Wallis para a variável Turbidez, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)

Pairwise comparisons - Turbidez		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	0,693	0,999
FOR01	FOR03	0,267	1,000
FOR01	FOR04	0,053	1,000
FOR01	FOR05	1,439	0,95
FOR01	FOR06	1,493	0,941
FOR01	FOR07	1,599	0,919
FOR02	FOR03	0,32	1,000
FOR02	FOR04	-0,133	1,000
FOR02	FOR05	0,48	1,000
FOR02	FOR06	0,427	1,000
FOR02	FOR07	1,2	0,98
FOR03	FOR04	-0,213	1,000
FOR03	FOR05	0	1,000
FOR03	FOR06	-0,08	1,000
FOR03	FOR07	0,746	0,998
FOR04	FOR05	0	1,000
FOR04	FOR06	-0,133	1,000
FOR04	FOR07	0,666	0,999
FOR05	FOR06	-0,587	1,000
FOR05	FOR07	1,226	0,977
FOR06	FOR07	1,386	0,958

Fonte: Próprio autor

Tabela I.7 - Resultados do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, realizado após o teste de Kruskal-Wallis para o parâmetro PO_4^{3-} , ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (continua)

Pairwise comparisons - Sólidos totais		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	-2,96	0,3570
FOR01	FOR03	0,24	1,0000
FOR01	FOR04	0,48	1,0000
FOR01	FOR05	1,306	0,9690
FOR01	FOR06	1,466	0,9460
FOR01	FOR07	2,639	0,5030
FOR02	FOR03	2,747	0,4520
FOR02	FOR04	2,933	0,3680
FOR02	FOR05	3,038	0,3240
FOR02	FOR06	3,786	0,1040
FOR02	FOR07	4,584	0,0200
FOR03	FOR04	0,746	0,9980
FOR03	FOR05	1,386	0,9580
FOR03	FOR06	1,6	0,9190
FOR03	FOR07	2,506	0,5670
FOR04	FOR05	1,173	0,9820
FOR04	FOR06	1,173	0,9820
FOR04	FOR07	2,026	0,7840
FOR05	FOR06	0,213	1,0000
FOR05	FOR07	1,546	0,9300
FOR06	FOR07	1,306	0,9690

Fonte: Próprio autor

Tabela I.7 - Resultados do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, realizado após o teste de Kruskal-Wallis para o parâmetro CI/α , ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento (conclusão)

Pairwise comparisons - CI/ α		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	-2,96	0,362
FOR01	FOR03	0,24	0,982
FOR01	FOR04	0,48	0,448
FOR01	FOR05	1,306	0,013
FOR01	FOR06	1,466	0,462
FOR01	FOR07	2,639	0,725
FOR02	FOR03	2,747	0,986
FOR02	FOR04	2,933	0,052
FOR02	FOR05	3,038	< .001
FOR02	FOR06	3,786	0,028
FOR02	FOR07	4,584	0,981
FOR03	FOR04	0,746	0,289
FOR03	FOR05	1,386	0,005
FOR03	FOR06	1,6	0,270
FOR03	FOR07	2,506	0,999
FOR04	FOR05	1,173	0,996
FOR04	FOR06	1,173	0,999
FOR04	FOR07	2,026	0,160
FOR05	FOR06	0,213	0,998
FOR05	FOR07	1,546	0,002
FOR06	FOR07	1,306	0,040

Fonte: Próprio autor

Tabela I.8 - Dados brutos do IQA nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, utilizados para obtenção das medidas descritivas (continua)

Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	IQA
Chuvoso	2021	Novembro	FOR01	1	77
Chuvoso	2021	Novembro	FOR01	2	76
Chuvoso	2021	Novembro	FOR02	1	73
Chuvoso	2021	Novembro	FOR02	2	73
Chuvoso	2021	Novembro	FOR03	1	NA
Chuvoso	2021	Novembro	FOR03	2	79
Chuvoso	2021	Novembro	FOR04	1	80
Chuvoso	2021	Novembro	FOR04	2	80
Chuvoso	2021	Novembro	FOR05	1	91
Chuvoso	2021	Novembro	FOR05	2	89
Chuvoso	2021	Novembro	FOR06	1	90
Chuvoso	2021	Novembro	FOR06	2	90
Chuvoso	2021	Novembro	FOR07	1	NA
Chuvoso	2021	Novembro	FOR07	2	85
Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	IQA
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR01	1	78
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR01	2	74
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR02	1	74
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR02	2	73
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR03	1	73
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR03	2	71
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR04	1	75
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR04	2	75
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR05	1	88
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR05	2	86
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR06	1	87
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR06	2	87
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR07	1	71
Chuvoso	2021	Dezembro	FOR07	2	68

Fonte: Próprio autor

Tabela I.8 - Dados brutos do IQA nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, utilizados para obtenção das medidas descritivas (continua)

Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	IQA
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR01	1	73
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR01	2	78
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR02	1	75
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR02	2	76
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR03	1	73
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR03	2	80
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR04	1	71
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR04	2	86
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR05	1	88
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR05	2	86
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR06	1	85
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR06	2	84
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR07	1	79
Chuvoso	2022	Fevereiro	FOR07	2	NA
Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	IQA
Chuvoso	2022	Março	FOR01	1	77
Chuvoso	2022	Março	FOR01	2	77
Chuvoso	2022	Março	FOR02	1	68
Chuvoso	2022	Março	FOR02	2	67
Chuvoso	2022	Março	FOR03	1	83
Chuvoso	2022	Março	FOR03	2	81
Chuvoso	2022	Março	FOR04	1	82
Chuvoso	2022	Março	FOR04	2	81
Chuvoso	2022	Março	FOR05	1	90
Chuvoso	2022	Março	FOR05	2	89
Chuvoso	2022	Março	FOR06	1	91
Chuvoso	2022	Março	FOR06	2	90
Chuvoso	2022	Março	FOR07	1	88
Chuvoso	2022	Março	FOR07	2	86

Fonte: Próprio autor

Tabela I.8 - Dados brutos do IQA nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, utilizados para obtenção das medidas descritivas (continua)

Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	IQA
Chuvoso	2022	Junho	FOR01	1	73
Chuvoso	2022	Junho	FOR01	2	72
Chuvoso	2022	Junho	FOR02	1	63
Chuvoso	2022	Junho	FOR02	2	65
Chuvoso	2022	Junho	FOR03	1	63
Chuvoso	2022	Junho	FOR03	2	65
Chuvoso	2022	Junho	FOR04	1	71
Chuvoso	2022	Junho	FOR04	2	75
Chuvoso	2022	Junho	FOR05	1	81
Chuvoso	2022	Junho	FOR05	2	78
Chuvoso	2022	Junho	FOR06	1	74
Chuvoso	2022	Junho	FOR06	2	74
Chuvoso	2022	Junho	FOR07	1	81
Chuvoso	2022	Junho	FOR07	2	82
Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	IQA
Chuvoso	2022	Julho	FOR01	1	74
Chuvoso	2022	Julho	FOR01	2	73
Chuvoso	2022	Julho	FOR02	1	NA
Chuvoso	2022	Julho	FOR02	2	NA
Chuvoso	2022	Julho	FOR03	1	75
Chuvoso	2022	Julho	FOR03	2	75
Chuvoso	2022	Julho	FOR04	1	80
Chuvoso	2022	Julho	FOR04	2	81
Chuvoso	2022	Julho	FOR05	1	95
Chuvoso	2022	Julho	FOR05	2	94
Chuvoso	2022	Julho	FOR06	1	91
Chuvoso	2022	Julho	FOR06	2	90
Chuvoso	2022	Julho	FOR07	1	92
Chuvoso	2022	Julho	FOR07	2	93

Fonte: Próprio autor

Tabela I.8 - Dados brutos do IQA nos períodos chuvoso e seco, por ponto de monitoramento, utilizados para obtenção das medidas descritivas (continua)

Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	IQA
Chuvoso	2022	Agosto	FOR01	1	77
Chuvoso	2022	Agosto	FOR01	2	76
Chuvoso	2022	Agosto	FOR02	1	80
Chuvoso	2022	Agosto	FOR02	2	77
Chuvoso	2022	Agosto	FOR03	1	83
Chuvoso	2022	Agosto	FOR03	2	83
Chuvoso	2022	Agosto	FOR04	1	83
Chuvoso	2022	Agosto	FOR04	2	83
Chuvoso	2022	Agosto	FOR05	1	88
Chuvoso	2022	Agosto	FOR05	2	88
Chuvoso	2022	Agosto	FOR06	1	79
Chuvoso	2022	Agosto	FOR06	2	82
Chuvoso	2022	Agosto	FOR07	1	82
Chuvoso	2022	Agosto	FOR07	2	83
Período	Ano	Mês	Estação de monitoramento	Análise	IQA
Chuvoso	2022	Setembro	FOR01	1	77
Chuvoso	2022	Setembro	FOR01	2	75
Chuvoso	2022	Setembro	FOR02	1	78
Chuvoso	2022	Setembro	FOR02	2	75
Chuvoso	2022	Setembro	FOR03	1	86
Chuvoso	2022	Setembro	FOR03	2	82
Chuvoso	2022	Setembro	FOR04	1	87
Chuvoso	2022	Setembro	FOR04	2	85
Chuvoso	2022	Setembro	FOR05	1	95
Chuvoso	2022	Setembro	FOR05	2	94
Chuvoso	2022	Setembro	FOR06	1	96
Chuvoso	2022	Setembro	FOR06	2	94
Chuvoso	2022	Setembro	FOR07	1	95
Chuvoso	2022	Setembro	FOR07	2	94

Fonte: Próprio autor

Tabela I.9 - Medidas descritivas das variáveis de qualidade da água nos períodos chuvoso e seco

	Parâmetro	IQA
Período chuvoso	Nº de observações	53
	(%) dados excluídos	1,79
	(%) dados faltantes	2,24
	Mínimo	67
	Máximo	91
	Percentil 25	74
	Percentil 50 (mediana)	79,50
	Percentil 75	86,25
	Percentil 90	89,9
	Média	79,96
	Desvio-padrão	7,06
	CV	8,83
	Coeficiente de assimetria	0
	Curtose	-1,28
	IC inferior	NA
	IC superior	NA
Período seco	Nº de observações	56
	(%) dados excluídos	1,79
	(%) dados faltantes	0,45
	Mínimo	63
	Máximo	96
	Percentil 25	75
	Percentil 50 (mediana)	81
	Percentil 75	87,75
	Percentil 90	90
	Média	81,28
	Desvio-padrão	8,71
	CV	10,72
	Coeficiente de assimetria	-0,05
	Curtose	-0,69
	IC inferior	NA*
	IC superior	NA*

Fonte: Próprio autor

*NA: Não analisado devido à forte tendência a zero

Tabela I.10 - Resultados do teste não paramétrico de Mann-Whitney, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), aplicado ao IQA para identificar a variação entre os períodos

Parâmetro	U Mann	p	Chuvoso	Seco
IQA	1241	0,385	=	=

Fonte: Próprio autor

Tabela I.11 - Resultados do teste não paramétrico de Mann-Kendall, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), aplicado às concentrações dos parâmetros de qualidade da água para indicar a tendência temporal do IQA

Parâmetro	S	Tau de Kendall (τ)	Teste de Mann-Kendall	p	S'	Tau de Kendall (τ)	Teste Sazonal de Mann-Kendall	p	Tendência
IQA	1182	0,216	3,228	0,0012	128		2,67726	0,0075	Elevação

Fonte: Próprio autor

Tabela I.12 - Resultados do teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, realizado após o teste de Kruskal-Wallis para o IQA, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), identificando as diferenças entre as estações de monitoramento

Pairwise comparisons - CI/ α		W	p
Estação de monitoramento			
FOR01	FOR02	-2,408	0,614
FOR01	FOR03	1,012	0,992
FOR01	FOR04	3,614	0,140
FOR01	FOR05	6,797	< .001
FOR01	FOR06	5,675	0,001
FOR01	FOR07	4,718	0,015
FOR02	FOR03	2,582	0,531
FOR02	FOR04	4,614	0,019
FOR02	FOR05	6,37	< .001
FOR02	FOR06	5,718	0,001
FOR02	FOR07	4,978	0,008
FOR03	FOR04	1,265	0,974
FOR03	FOR05	5,968	< .001
FOR03	FOR06	4,874	0,010
FOR03	FOR07	3,372	0,205
FOR04	FOR05	5,828	< .001
FOR04	FOR06	4,278	0,040
FOR04	FOR07	2,92	0,374
FOR05	FOR06	-1,017	0,992
FOR05	FOR07	-2,39	0,623
FOR06	FOR07	-1,09	0,988

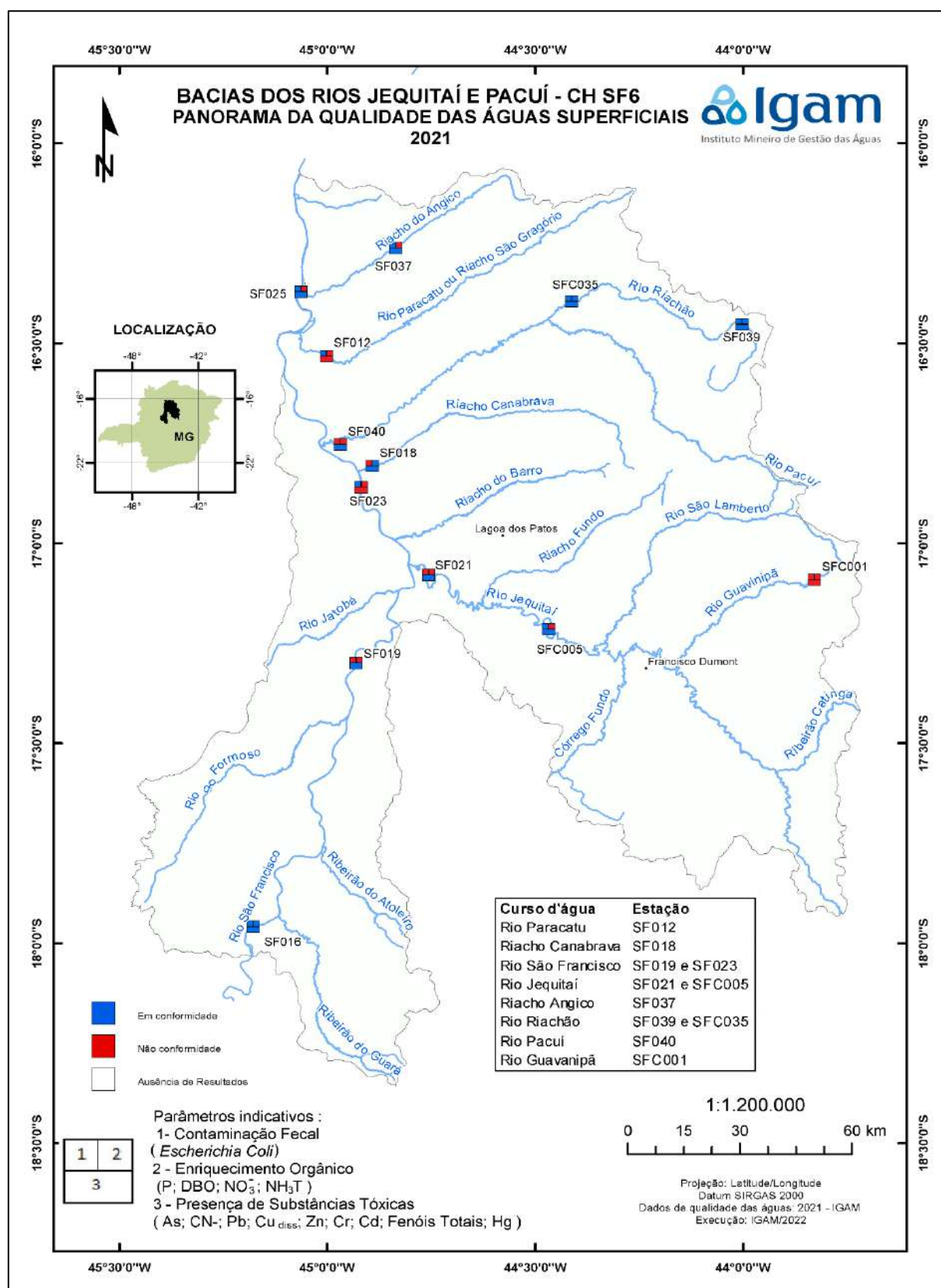
Fonte: Próprio autor

Figura I.1 - Amostras de OD, da estação FOR05, do período chuvoso (a) e período chuvoso (b), preservadas para serem analisadas no espectrofotômetro (c)



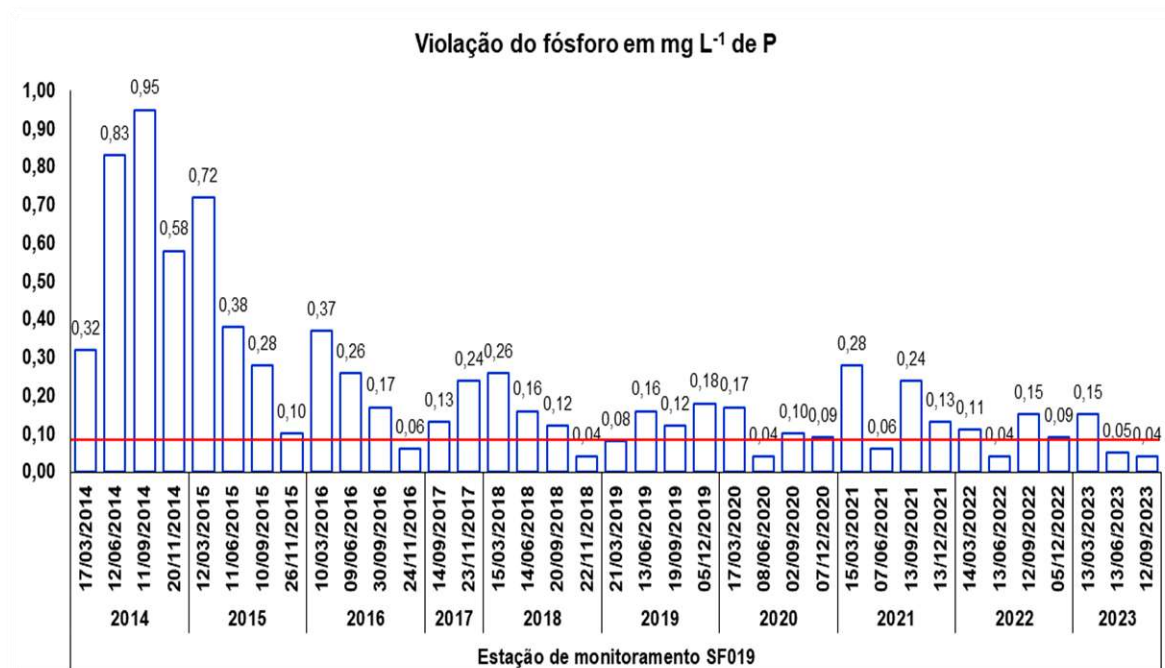
Fonte: Próprio autor

Figura I.2 - Localização da estação de monitoramento SF019 na circunscrição hidrográfica 6 (CH SF6), na Unidade Estratégica de Gestão 2, com os parâmetros indicativos de qualidade da água



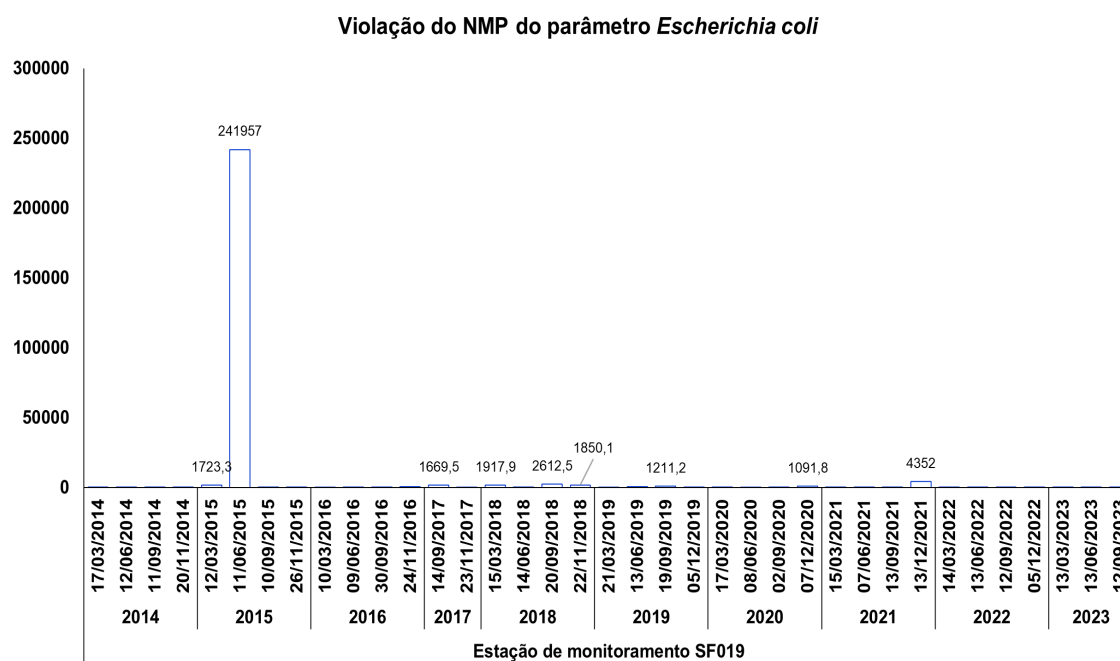
Fonte: IGAM (2021)

Gráfico I.1 - Frequência de ocorrência das classes do IQA nos meses monitorados no rio Formoso



Fonte: Próprio autor

Gráfico I.2 - Frequência de ocorrência das classes do IQA nos meses monitorados no rio Formoso



Fonte: Próprio autor

Figura I.3 (a) - Primeira aba da planilha adaptada para o cálculo do IQA utilizado pelo IGAM com as notas do qi e a porcentagem do qi máximo possível (mês: fevereiro - período chuvoso) (continua)

Excel interface showing the calculation of IQA (National Sanitation Foundation - NSF) using the IGAM formula. The spreadsheet is titled "IQA_IGAM_FOR_03 - Excel" and the user is Carlos Augusto Carlinhos.

Input Data (Yellow cells):

Altitude (m):	750,68
Temperatura do líquido (°C):	28,6
OD da amostra (mg/L):	5,7
Concent. Cloreto (mg/L):	0,8

Calculation Table:

Parâmetro	Nomenclatura	Unidade	Resultados da análise de água	Nota qi (0 a 100)	Peso w	$qi \cdot w$	$qi \cdot w$ máximo possível (=100 $\cdot w$)	Porcentagem do $qi \cdot w$ máximo possível (%) (nota/(qi máx poss))
Escherichia Coli*	E. Coli	NMP/100mL	170	86,5	0,15	1,95	2,00	97,8%
pH	pH		5,12	27,6	0,12	1,49	1,74	85,7%
DBO ₅	DBO	mg/L	5,0	58,4	0,10	1,50	1,58	94,8%
Nitrato	NO ₃	mgNO ₃ /L	0,4	98,1	0,10	1,58	1,58	99,8%
Fosfato total	PO ₄ ³⁻	mgPO ₄ ³⁻ /L	0,40	87,8	0,10	1,56	1,58	98,7%
Difer. temperatur.	DifT	°C	0,00	92,0	0,10	1,57	1,58	99,2%
Turbidez	Turb	NTU	6,85	81,4	0,08	1,42	1,45	98,4%
Sólidos totais	ST	mg/L	24,0000	85,0	0,08	1,43	1,45	98,7%
OD	OD	% satur	73,5	80,4	0,17	2,11	2,19	96,4%

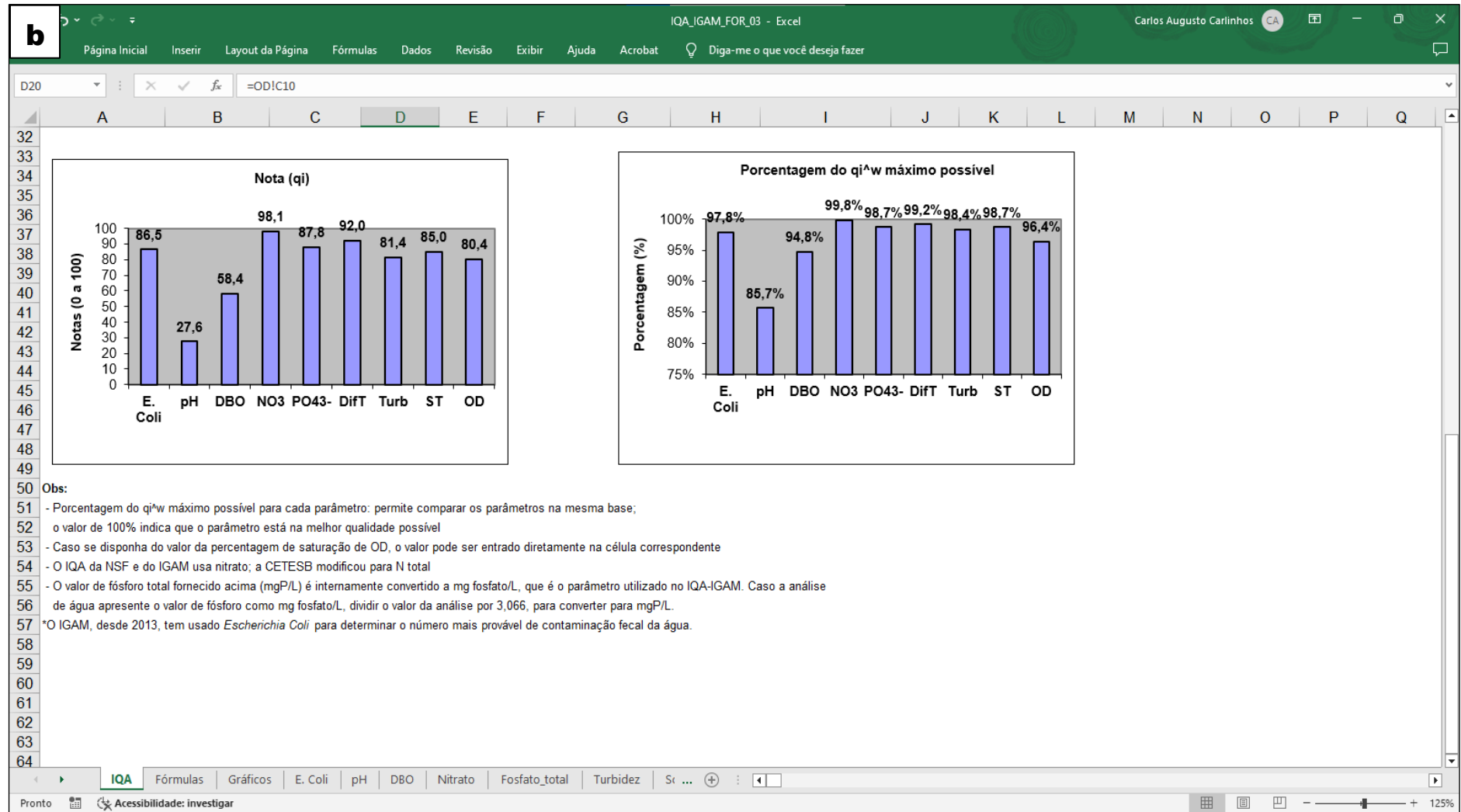
Final Result: IQA = 73

Interpretação:

NSF (IGAM-MG)		CETESB	
Excelente	90 < IQA ≤ 100	Ótima	80 ≤ IQA ≤ 100
Bom	70 < IQA ≤ 90	Boa	52 ≤ IQA < 80
Médio	50 < IQA ≤ 70	Aceitável	37 ≤ IQA < 52
Ruim	25 < IQA ≤ 50	Ruim	20 ≤ IQA < 37
Muito Ruim	0 < IQA ≤ 25	Péssima	0 ≤ IQA < 20

Fonte: Próprio autor

Figura I.3 (b) - Primeira aba da planilha adaptada para o cálculo do IQA utilizado pelo IGAM com a representação gráfica das notas do qi e a porcentagem do qi máximo possível (mês: fevereiro - período chuvoso) (continua)



Fonte: Próprio autor

Figura I.3 (c) - Cálculo do qi do parâmetro *E. coli* (mês: fevereiro - período chuvoso) (conclusão)

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y
1	COLIFORMES																								
2																									
3	E. Coli/Coli. Termo (NMP/100ml)			1,70E+02																					
4						=																			
5	Log10 de coli			2,23																					
6																									
7	IGAM																								
8																									
9	Valores de qi		qi	qi da faixa																					
10	Limites da faixa de concent																								
11	Interior Superior																								
12	0 5			86,47																					
13	5 30			3,00																					
14																									
15																									
16	qi resultante:			86,47																					
17																									
18																									
19																									
20																									
21																									
22																									
23																									
24																									
25																									
26																									
27																									
28																									
29																									
30																									
31																									
32																									
33																									
34																									
35																									
36																									
37																									
38																									
39																									
40																									
41																									

Fonte: Próprio autor

Figura I.4 (a) - Primeira aba da planilha adaptada para o cálculo do IQA utilizado pelo IGAM com o as notas do qi e a porcentagem do qi máximo possível (mês: setembro - período seco) (continua)

Excel window: IQA_IGAM_FOR_05 - Excel, Carlos Augusto Carlinhos

Formulas bar: Σ , $\sqrt{x}$, 9,1

Sheet: C6

1 **IQA-(IGAM) National Sanitation Foundation (NSF)**

2

3 **Preencher as células em amarelo:**

4 Altitude (m): 513,44

5 Temperatura do líquido (°C): 27,2

6 OD da amostra (mg/L): 9,1

7 Concent. Cloreto (mg/L): 2,8

8

Parâmetro	Nomenclatura	Unidade	Resultados da análise de água	Nota qi (0 a 100)	Peso w	$qi \cdot w$	$qi \cdot w$ máximo possível (=100 $\cdot w$)	Porcentagem do $qi \cdot w$ máximo possível (%) (nota/(qi máx poss))
Escherichia Coli*	E. Coli.	NMP/100mL	7,0	100,8	0,15	2,00	2,00	100,1%
pH	pH		7,07	92,1	0,12	1,72	1,74	99,0%
DBO ₅	DBO	mg/L	0,0	101,0	0,10	1,59	1,58	100,1%
Nitrato	NO ₃	mgNO ₃ /L	0,7	96,6	0,10	1,58	1,58	99,7%
Fosfato total	PO ₄ ³⁻	mgPO ₄ ³⁻ /L	0,22	92,7	0,10	1,57	1,58	99,2%
Difer. temperatur.	Diff	°C	0,00	92,0	0,10	1,57	1,58	99,2%
Turbidez	Turb	NTU	2,89	90,5	0,08	1,43	1,45	99,2%
Sólidos totais	ST	mg/L	22,5000	84,8	0,08	1,43	1,45	98,7%
OD	OD	% satur	114,1	95,3	0,17	2,17	2,19	99,2%

21

22

23 **IQA = 95**

24

25 **Interpretação**

NSF (IGAM-MG)		CETESB	
Excelente	90 < IQA ≤ 100	Ótima	80 ≤ IQA ≤ 100
Bom	70 < IQA ≤ 90	Boa	52 ≤ IQA < 80
Médio	50 < IQA ≤ 70	Aceitável	37 ≤ IQA < 52
Ruim	25 < IQA ≤ 50	Ruim	20 ≤ IQA < 37
Muito Ruim	0 < IQA ≤ 25	Péssima	0 ≤ IQA < 20

26

27

28

29

30

31

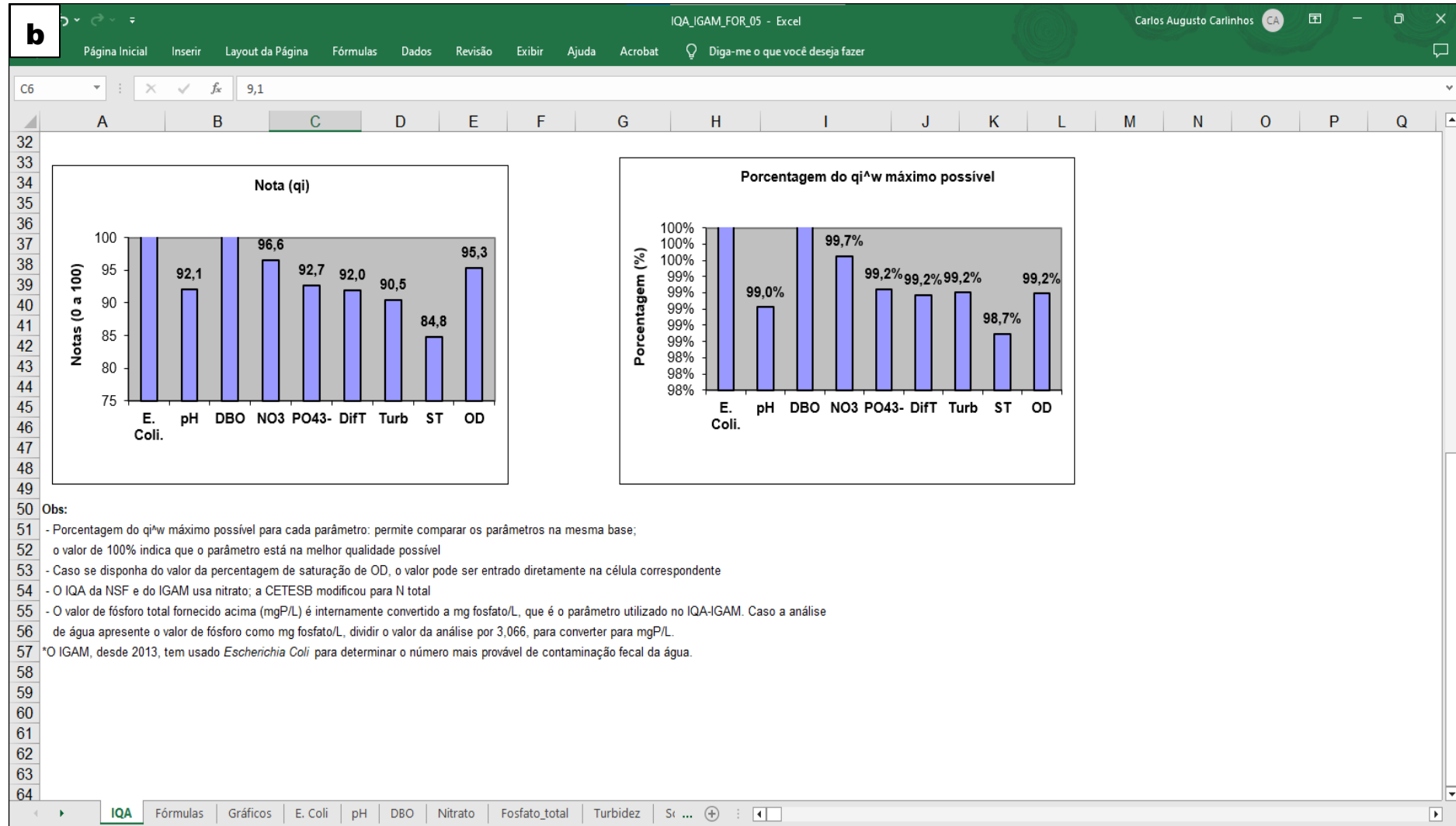
32

33

Formulas bar: IQA, Fórmulas, Gráficos, E. Coli, pH, DBO, Nitrato, Fosfato_total, Turbidez, St ...

Fonte: Próprio autor

Figura I.4 (b) - Primeira aba da planilha adaptada para o cálculo do IQA utilizado pelo IGAM com a representação gráfica das notas do qi e a porcentagem do qi máximo possível (mês: setembro - período seco) (continua)



Fonte: Próprio autor

Figura I.4 (c) - Cálculo do q_i do parâmetro pH (mês: setembro - período seco) (conclusão)

C

IQA_IGAM_FOR_05 - Excel

Carlos Augusto Carlinhos

Página Inicial

Inserir

Layout da Página

Fórmulas

Dados

Revisão

Exibir

Ajuda

Acrobat

Diga-me o que você deseja fazer

V43

X

✓

fx

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z
1	pH																									
2																										
3	pH			7,07																						
4																										
5	IGAM																									
6																										
7	Valores de q_i		q_i	q_i da faixa																						
8	Inferior	Superior																								
9	0	2	2,00																							
10	2	6,9	100,57																							
11	6,9	7,1	92,13	92,13																						
12	7,1	12	88,09																							
13	12	14	3,00																							
14																										
15	q_i resultante:		92,13																							
16																										
17																										
18																										
19																										
20																										
21																										
22																										
23																										
24																										
25																										
26																										
27																										
28																										
29																										
30																										
31																										
32																										
33																										
34																										
35																										
36																										
37																										
38																										
39																										
40																										
41																										

IQA

Fórmulas

Gráficos

E. Coli

pH

DBO

Nitrato

Fosfato_total

Turbidez

St ...

Pronto

Acessibilidade: investigar

100%

Fonte: Próprio autor

APÊNDICE II

Tabela II.1 - Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis analisadas no período chuvoso

Variáveis	T _{água}	OD	Cl ⁻	<i>E. coli</i>	pH	DBO _{5,20}	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb	ST	Cl/α
T _{água}	1										
OD	0,12	1									
Cl ⁻	0,14	-0,13	1								
<i>E. coli</i>	0,14	0,35**	0,05	1							
pH	0,20	0,37**	-0,08	0,30*	1						
DBO _{5,20}	0,08	-0,24	-0,24	0,04	-0,30*	1					
NO ₃ ⁻	0,07	0,25	0,12	-0,13	0,17	-0,27*	1				
PO ₄ ³⁻	0,38**	0,25	0,26	0,22	0,16	0,09	0,19	1			
Turb	0,01	0,13	0,04	0,07	0,32*	-0,11	0,35**	0,47***	1		
ST	0,22	0,11	0,04	0,06	0,27*	-0,03	0,31*	0,33*	0,31*	1	
Cl/α	-0,08	0,16	-0,31*	0,05	-0,04	-0,07	-0,01	-0,20	0,11	0,14	1

Fonte: Próprio autor

Correlação significativa no nível p<0,05

Correlação significativa no nível p<0,01

Correlação significativa no nível p<0,001

Tabela II.2 - Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis analisadas no período seco

Variáveis	T _{água}	OD	Cl ⁻	<i>E. coli</i>	pH	DBO _{5,20}	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Turb.	ST	Cl/α
T _{água}	1										
OD	-0,17	1									
Cl ⁻	0,49**	-0,16	1								
<i>E. coli</i>	-0,21	-0,22	-0,34*	1							
pH	0,33*	0,57***	-0,08	-0,27	1						
DBO _{5,20}	-0,43**	0,25	-0,67***	0,26	-0,19	1					
NO ₃ ⁻	-0,03	-0,12	-0,27*	0,22	-0,11	0,24	1				
PO ₄ ³⁻	-0,02	0,31*	-0,01	-0,08	0,01	0,26	0,13	1			
Turb	-0,001	0,19*	0,35**	0,24	-0,30*	-0,14	0,10	0,07	1		
ST	0,01	0,28*	0,24	-0,01	0,28*	-0,23	-0,04	0,05	0,14	1	

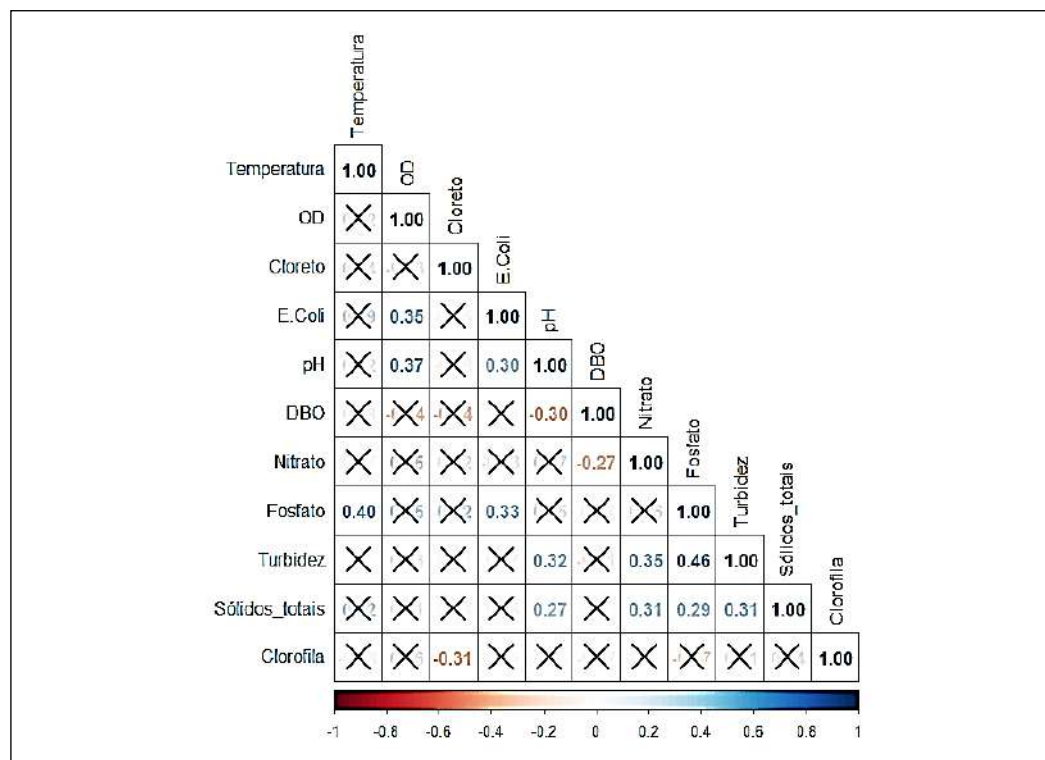
Fonte: Próprio autor

*Correlação significativa no nível p<0,05

**Correlação significativa no nível p<0,01

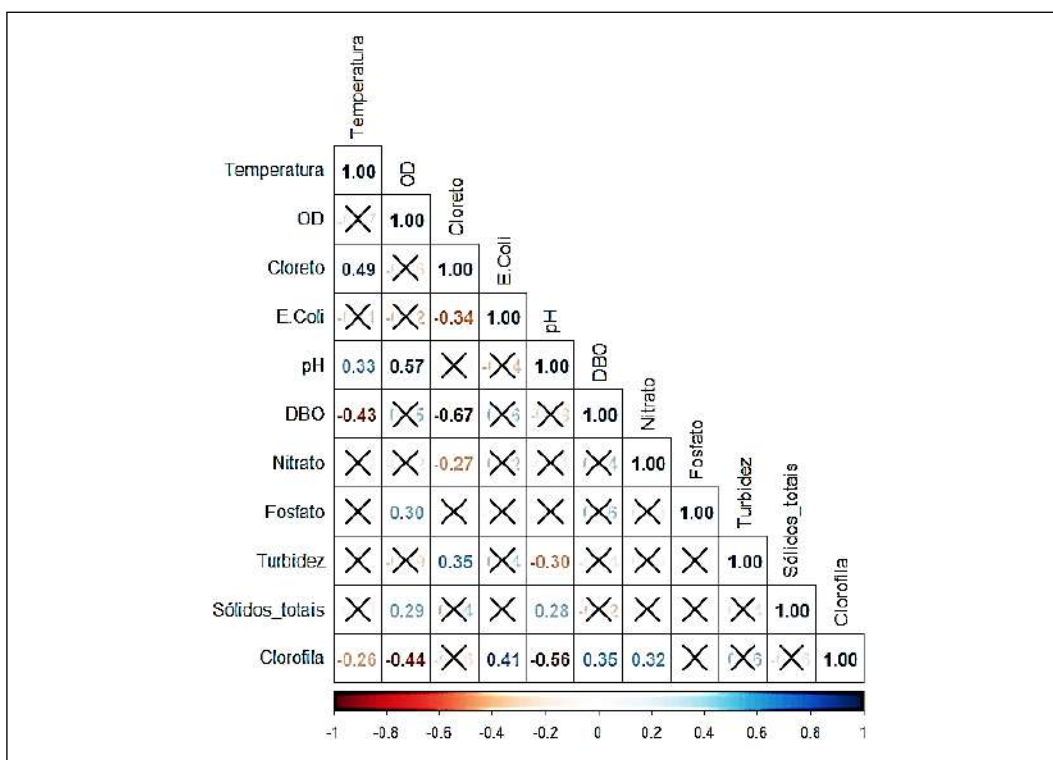
***Correlação significativa no nível p<0,001

Figura II.1 - Diagrama de correlação de Pearson entre os parâmetros para o período chuvoso



Fonte: Próprio autor

Figura II.2 - Diagrama de correlação de Pearson entre os parâmetros para o período chuvoso



Fonte: Próprio autor

APÊNDICE III

Tabela III.1 - *Scores* das Variáveis Canônicas (FOR01 a FOR07) em relação aos componentes canônicos (CAN1 a CAN6), com as contribuições positivas e negativas de cada variável para a formação de cada componente no período chuvoso

Scores (Variáveis canônicas)						
	Can1	Can2	Can3	Can4	Can5	Can6
FOR01	4,4836	-0,7097	1,7224	0,0421	0,3961	-0,0614
FOR02	5,8253	0,4811	-0,1313	-0,7527	-0,5597	0,0133
FOR03	3,4486	0,5366	-1,0943	0,194	0,4484	0,3193
FOR04	2,1608	-1,0527	-0,7931	0,7989	-0,2424	-0,2645
FOR05	-6,4432	-1,7128	0,385	0,0264	-0,3033	0,2725
FOR06	-5,2178	-0,2397	-0,6594	-0,6833	0,3979	-0,2452
FOR07	-4,2574	2,6972	0,5707	0,3746	-0,137	-0,034

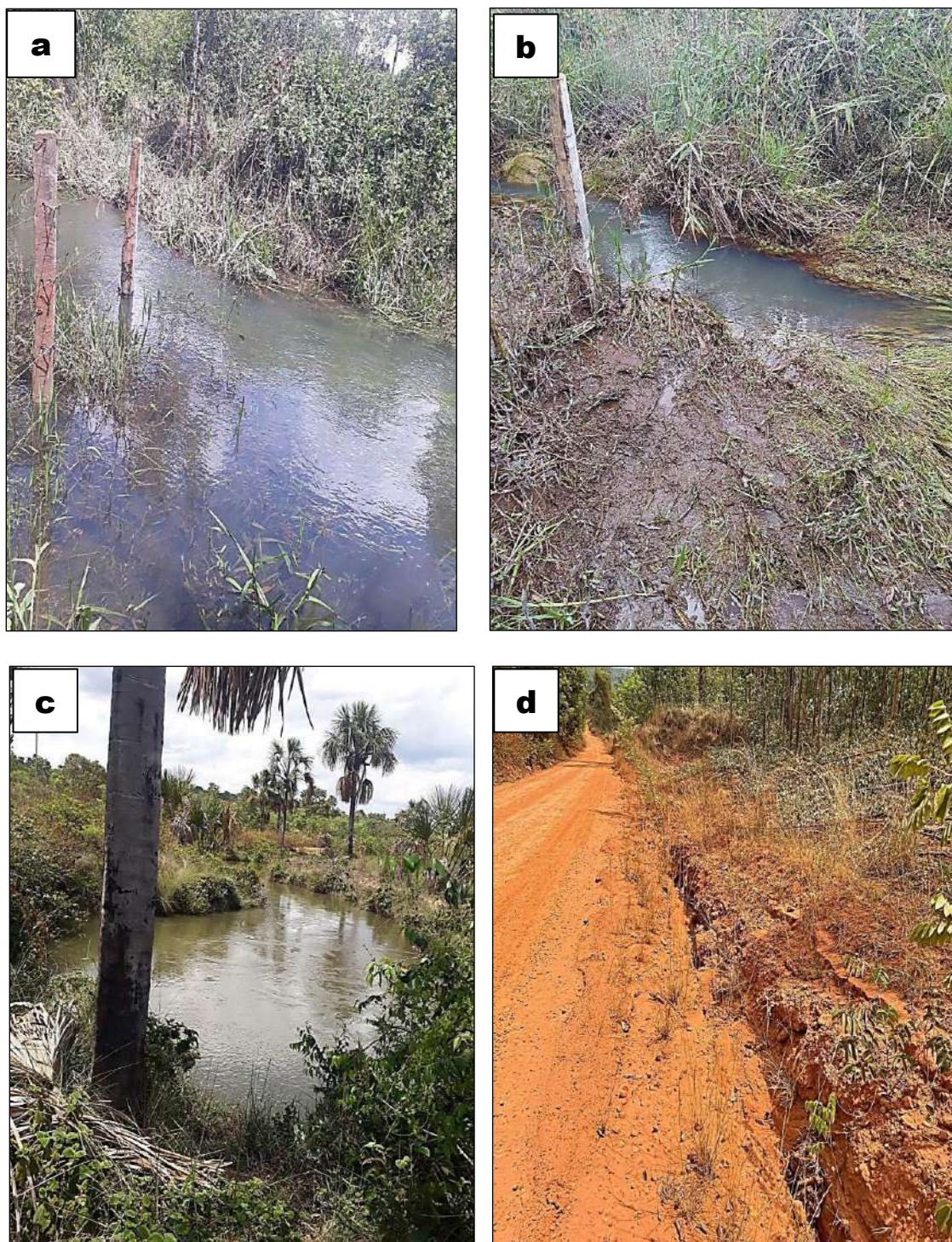
Fonte: Próprio autor

Tabela III.2 - *Scores* das Variáveis Canônicas (FOR01 a FOR07) em relação aos componentes canônicos (CAN1 a CAN6), com as contribuições positivas e negativas de cada variável para a formação de cada componente no período seco

Scores (Variáveis canônicas)						
	Can1	Can2	Can3	Can4	Can5	Can6
FOR01	3,9919	-0,0667	-0,1708	-0,635	0,3588	-0,1222
FOR02	5,0222	1,1594	-0,0054	0,2683	-0,277	0,1137
FOR03	0,8771	-0,8099	0,2419	0,8252	0,1874	-0,1379
FOR04	0,1814	-1,4997	0,2701	-0,3515	-0,3288	0,1193
FOR05	-3,6375	0,632	-0,0308	-0,1594	-0,3089	-0,2699
FOR06	-2,7934	-0,1703	-0,9136	0,1633	0,0857	0,1368
FOR07	-3,6418	0,7553	0,6085	-0,1108	0,2828	0,1603

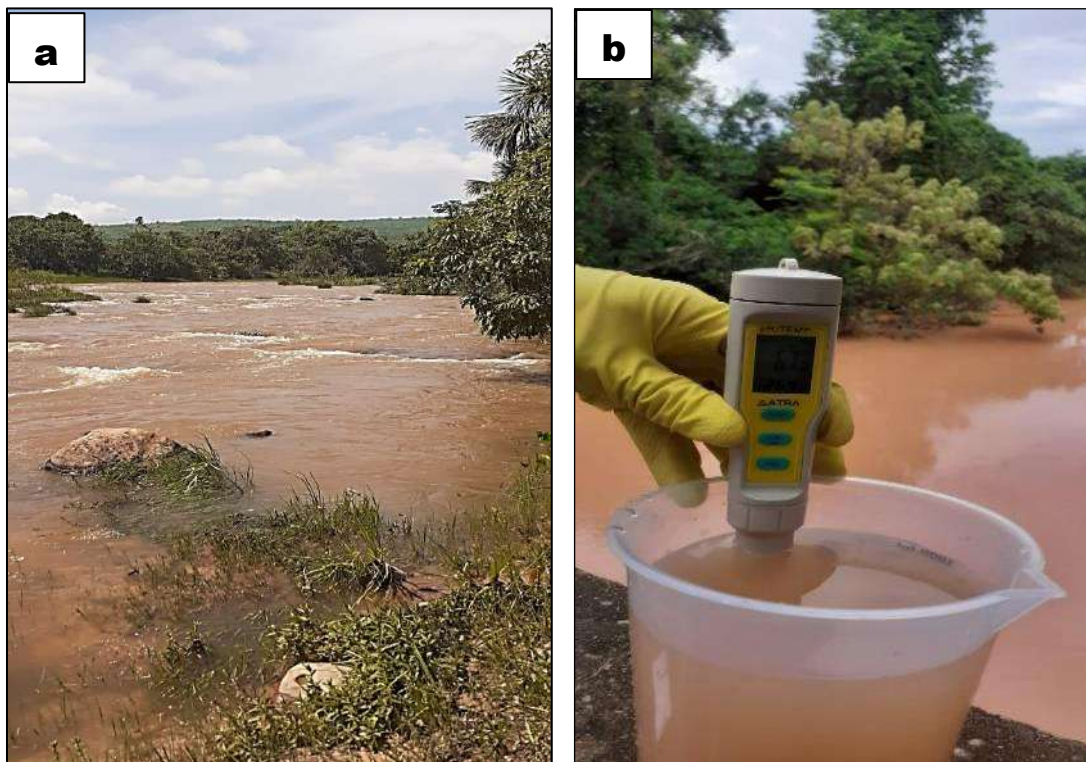
Fonte: Próprio autor

Figura III.1 - Áreas ripárias nas estações de monitoramento FOR01 (a) e (b); FOR03 (c) com a presença da palmeira Buriti (*Mauritia Flexuosa*), e área de eucalipto com folhas e galhos caídos no solo em uma região próxima à estação de monitoramento FOR01 (d)



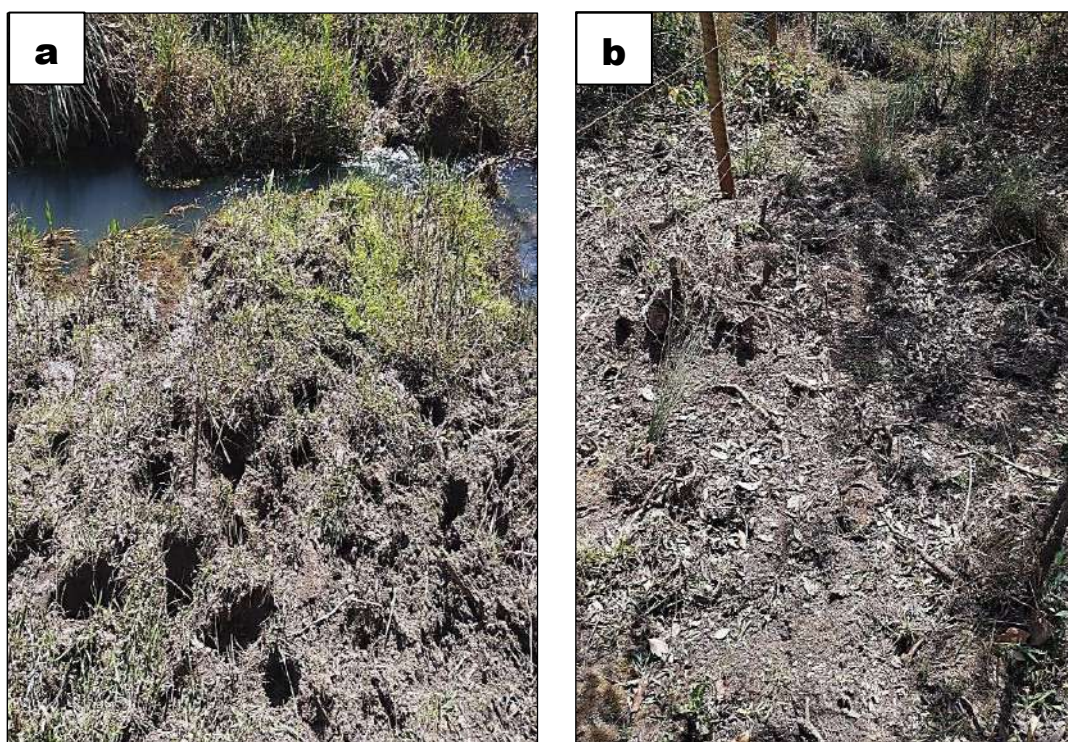
Fonte: Próprio autor

Figura III.2 - Aspecto visual da Turb. da água nas estações de monitoramento FOR06 (a) e FOR07 (b) no período chuvoso



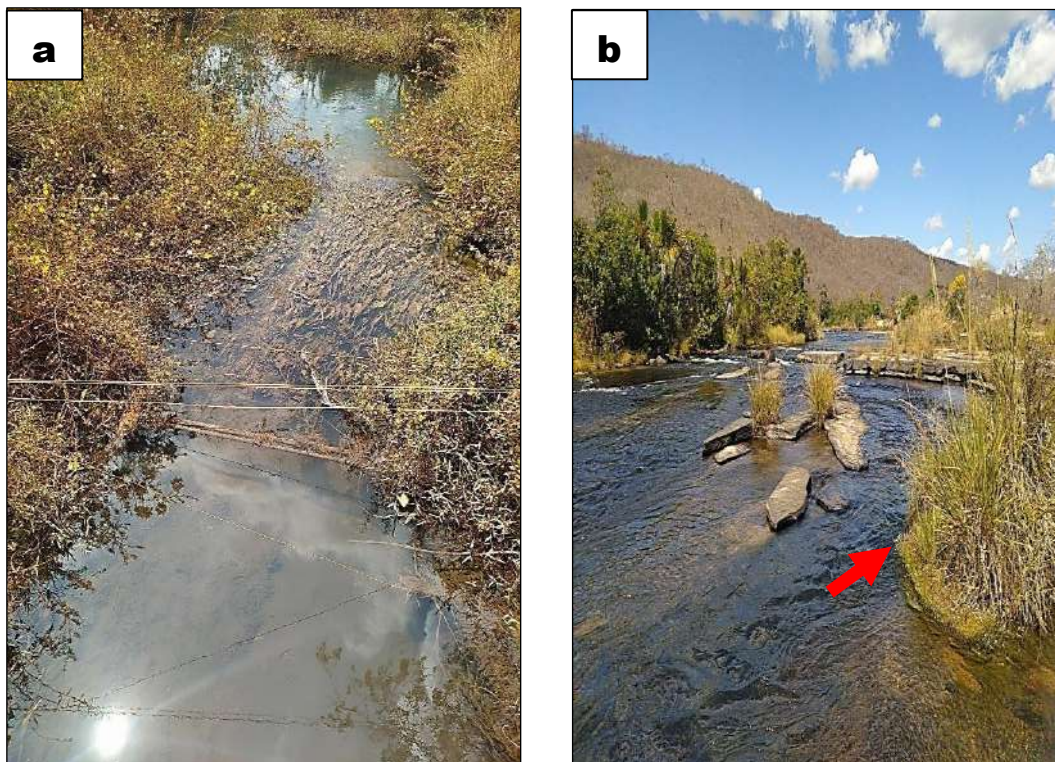
Fonte: Próprio autor

Figura III.3 - Estação de monitoramento FOR01 (a) e (b) com solo e gramíneas típicos de veredas, capim de pasto e restos de vegetação e de fezes bovinas em decomposição no período seco



Fonte: Próprio autor

Figura III.4 - Estações de monitoramento FOR02 (a) com vegetação aquática e FOR05 (b) com musgos e capim fixados nas lajes (seta vermelha) no período seco



Fonte: Próprio autor

Figura III.5 - Pequenos peixes na estação de monitoramento FOR02 no fim do período chuvoso



Fonte: Próprio autor

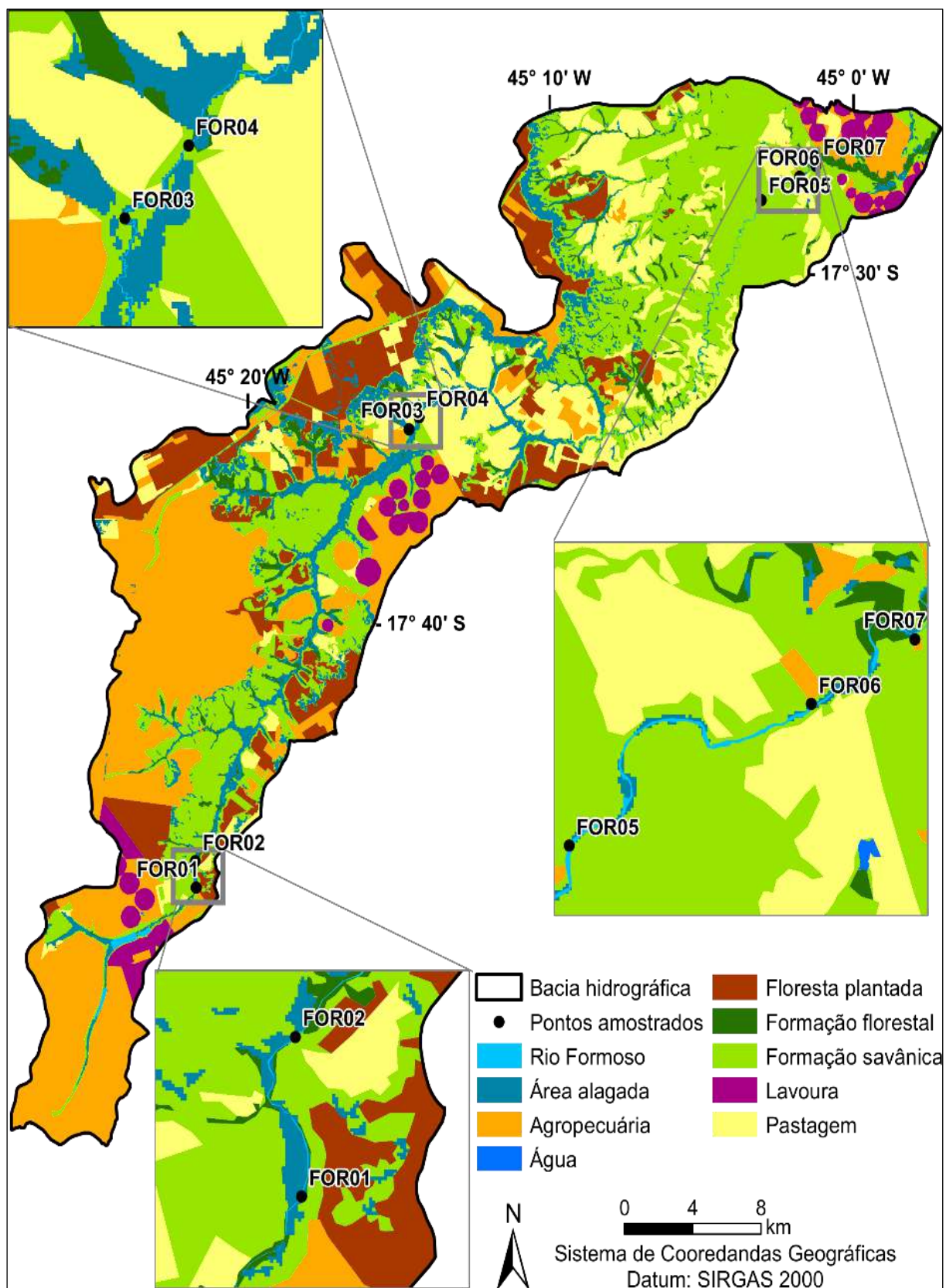
APÊNDICE IV

Figura IV.1 - Fitofisionomia de Veredas no médio curso (a) e de no baixo curso (b) no rio Formoso



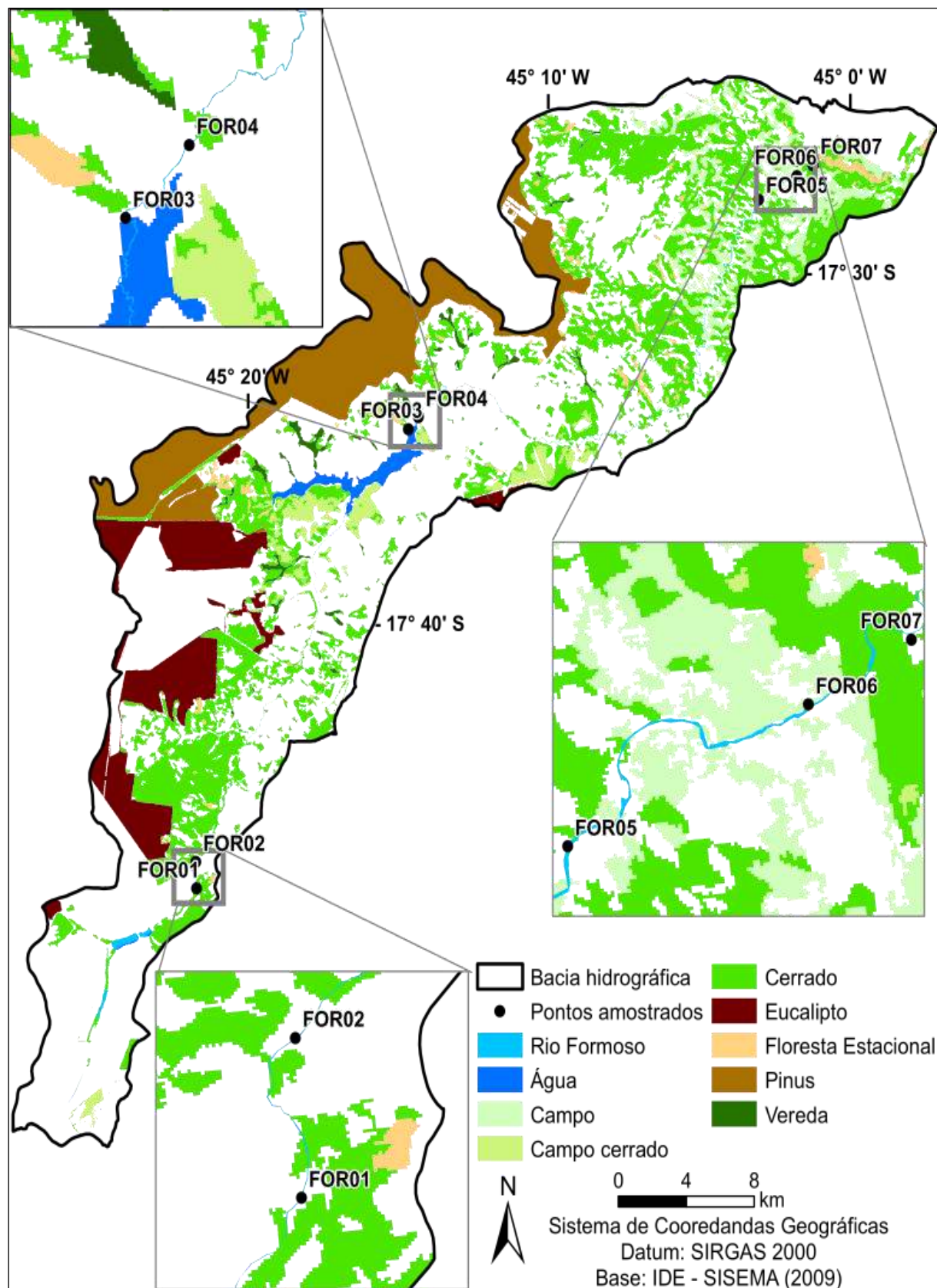
Fonte: Próprio autor

Figura VI.2 - Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica e na APP do rio Formoso



Fonte: Elaborado pelo autor a partir das imagens do satélite Sentinel 2, do GEE (2024), e com dados do MapBiomas (2022)

Figura VI.3 - Fitofisionomias encontradas na bacia hidrográfica do rio Formoso de acordo com a base de dados da IDE-Sisema



Fonte: IDE-Sisema - Adaptado

ANEXO I

Tabela I.1 - Limite dos parâmetros de qualidade das águas superficiais analisados neste estudo para rios classe 1, 2, 3 e 4 de acordo com a DN COPAM/CERH nº 08/2022

Parâmetro	Unidade	Limite DN COPAM/CERH nº 08/2022			
		Classes			
		1	2	3	4
OD	mgO ₂ L ⁻¹	≥6,0	≥5,0	≥4,0	≥2,0
<i>E. coli</i> *	NMP 100 mL ⁻¹	≤250	≤1000	≤2500	-
pH - <i>in situ</i>	pH a 25° C	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
DBO	mgDBO L ⁻¹	≤3,0	≤5,0	≤10,0	-
NO ₃ ⁻	mgNO ₃ ⁻ L ⁻¹	≤10,0	≤10,0	≤10,0	-
PO ₄ ³⁻	mgPO ₄ ³⁻ L ⁻¹	-	-	-	-
Cl	mgCl ⁻ L ⁻¹	≤250,0	≤250,0	≤250,0	-
ST	mgST L ⁻¹	-	-	-	-
Turb	UNT	≤40,0	≤100,0	≤100,0	-
Clorofila-α	µgCh/α L ⁻¹	≤10,0	≤30,0	≤60,0	-

Fonte: Próprio autor

Curvas de qualidade e equações para o cálculo do Índice de Qualidade das Águas

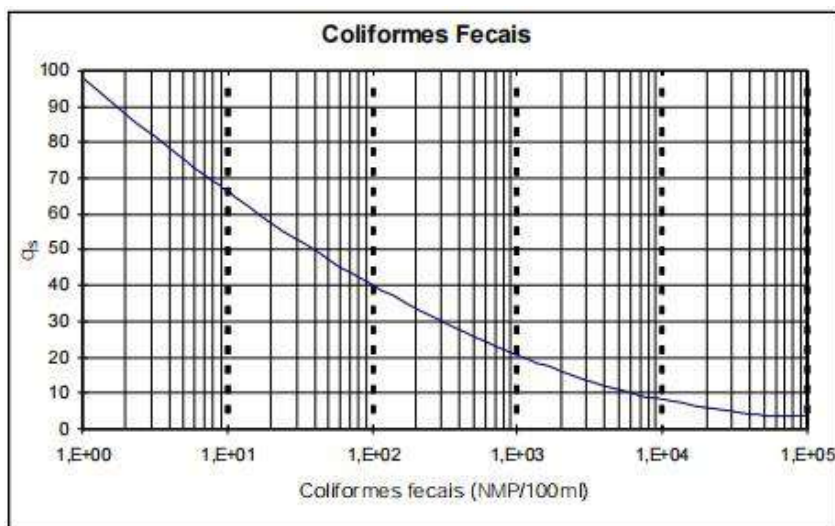
1 *Escherichia Coli*

Tabela II.1 - Equações das faixas de Coliformes Termotolerantes, Fecais e *Escherichia Coli* para o cálculo do IQA

Parâmetro	Limite mínimo (>)	Limite Máximo (≤)	Equação de qs
Log ₁₀ (Coli. Termo./Fecais/ <i>E. Coli</i>)	0	5	$=98,24034-34,7145 \times (\text{Log}(\text{CF})) + 2,61427 \times (\text{Log}(\text{CF}))^2 + 0,107821 \times (\text{Log}(\text{CF}))^3$
	5		$=3,0$

Fonte: IGAM (2008)

Figura 1.1 - Curva média de qualidade dos Coliformes Termotolerantes, Fecais e *Escherichia Coli* no índice



Fonte: IGAM (2008)

2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Tabela III.1 - Equações das faixas de pH para o cálculo do IQA (continua)

Parâmetro	Limite mínimo (>)	Limite Máximo (≤)	Equação de qs
pH	0	2	$=2,0$
	2,0	6,9	$= -37,1085 + 41,91277 \times \text{pH} - 15,7043 \times \text{pH}^2 + 2,417486 \times \text{pH}^3 - 0,091252 \times \text{pH}^4$

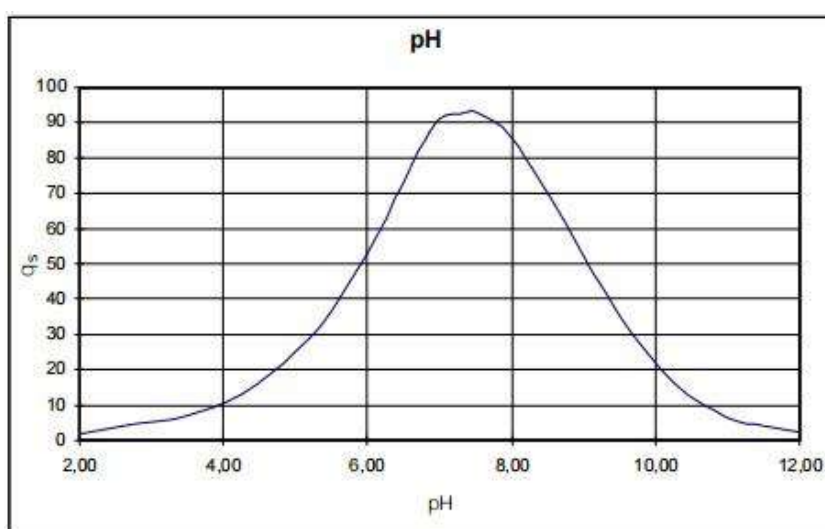
6,9	7,1	$= -4,69365 - 21,4593 \times \text{pH} - 68,4561 \times \text{pH}^2 + 21,638886 \times \text{pH}^3 - 1,59165 \times \text{pH}^4$
-----	-----	--

Tabela IV.1 - Equações das faixas de pH para o cálculo do IQA (conclusão)

Parâmetro	Limite mínimo (>)	Limite Máximo (≤)	Equação de q_s
pH	0	2	$= -7.698,19 + 3.262,031 \times \text{pH} - 499,494 \times \text{pH}^2 + 33,1551 \times \text{pH}^3 - 0,810613 \times \text{pH}^4$
	2,0	6,9	$= 3,0$

Fonte: IGAM (2008)

Figura 2.1 - Curva média de qualidade do pH no índice



Fonte: IGAM (2008)

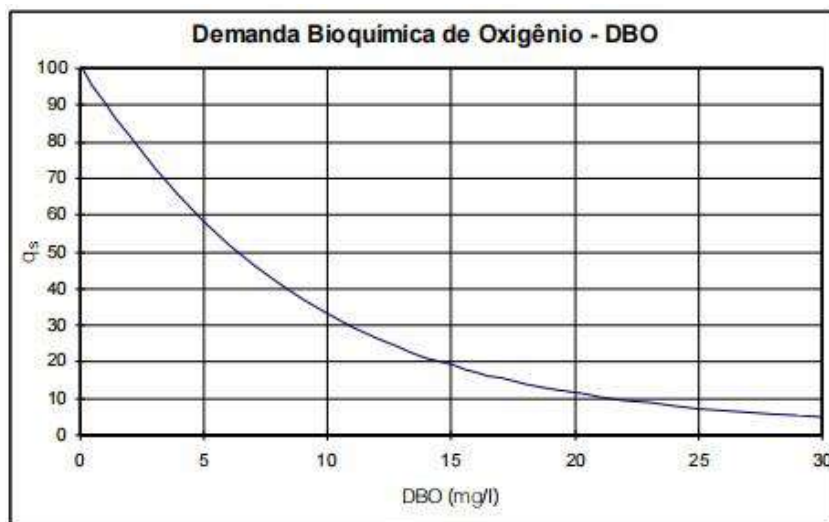
3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Tabela V.1 - Equações das faixas da DBO para o cálculo do IQA

Parâmetro	Limite mínimo (>)	Limite Máximo (≤)	Equação de q_s
DBO	0	30	$= 100,9571 - 10,7121 \times \text{DBO} + 0,49544 \times \text{DBO}^2 - 0,011167 \times \text{DBO}^3 + 0,0001 \times \text{DBO}^4$
	30		$= 2,0$

Fonte: IGAM (2008)

Figura 3.1 - Curva média de qualidade da DBO no índice



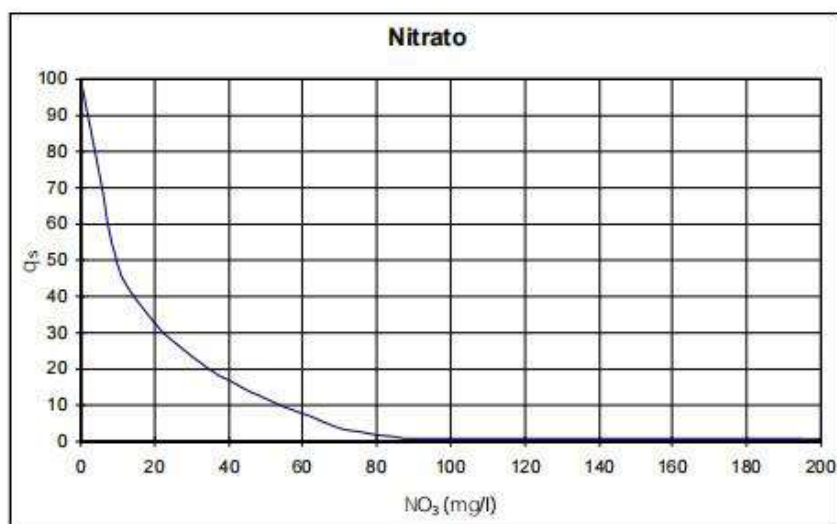
Fonte: IGAM (2008)

4 Nitrato (NO_3^-)

Tabela VI.1 - Equações das faixas da concentração de NO_3^- para o cálculo do IQA

Parâmetro	Limite mínimo (>)	Limite Máximo (≤)	Equação de q_s
Nitrato (mgNO_3/L)	0	10	$= -5,1 \times \text{NO}_3^3 + 100,17$
	10	60	$= -22,853 \times \ln(\text{NO}_3) + 101,18$
	60	90	$= 10.000.000.000 \times (\text{NO}_3)^{5,1161}$
	90		$= 1,0$

Fonte: IGAM (2008)

Figura 4.1 - Curva média de qualidade do NO_3^- no índice

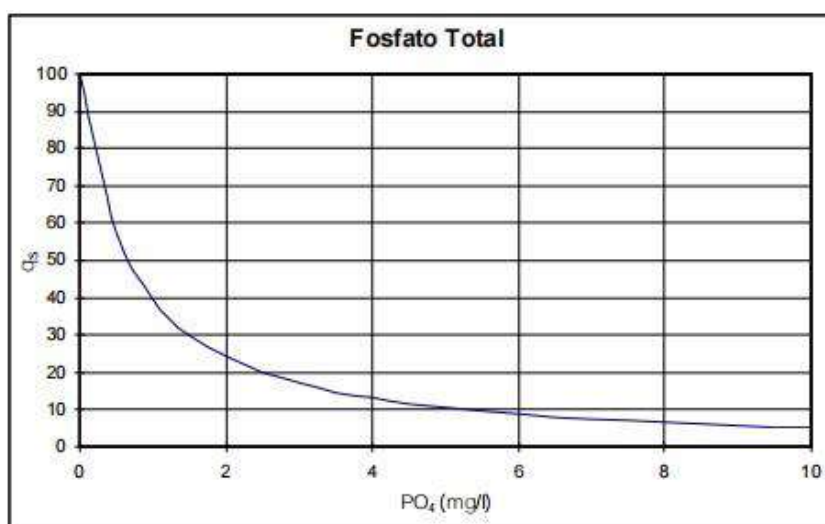
Fonte: IGAM (2008)

5 Fósforo Total (PO_4^{3-})

Tabela VII.1 - Equações das faixas da concentração de PO_4^{3-} para o cálculo do IQA

Parâmetro	Limite mínimo (>)	Limite Máximo (≤)	Equação de q_s
Fósforo Total (mgPO_4/L)	0	10	$=79,7 \times (\text{PO}_4 + 0,821)^{-1,15}$
	10		$=5,0$

Fonte: IGAM (2008)

Figura 6.1 - Curva média de qualidade do PO_4^{3-} no índice

Fonte: IGAM (2008)

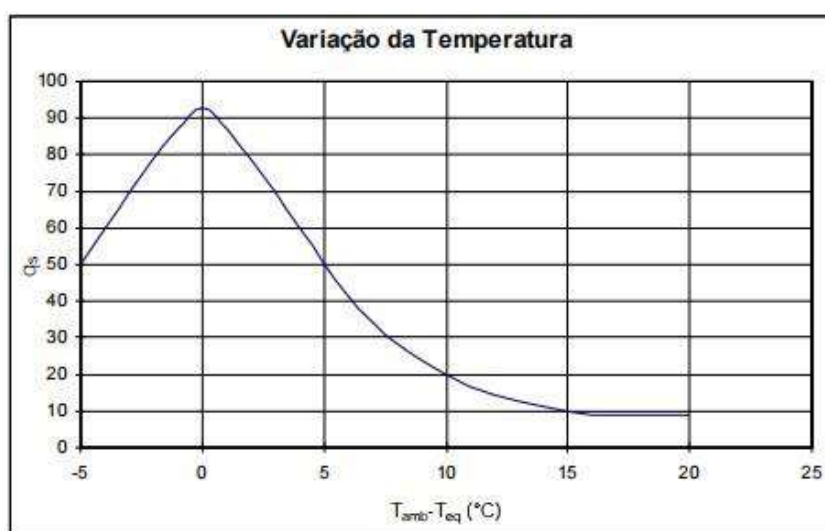
6 Temperatura (afastamento da temperatura de equilíbrio)

Tabela VIII.1 - Equações das faixas de Temperatura para o cálculo do IQA

Parâmetro	Limite mínimo (>)	Limite Máximo (≤)	Equação de q_s
Diferença de temperatura			92 (valor constante adotado pelo IGAM no âmbito do Projeto Águas de Minas para o cálculo do IQA)

Fonte: IGAM (2008)

Figura 6.1 - Curva média de qualidade da Temperatura no índice



Fonte: IGAM (2008)

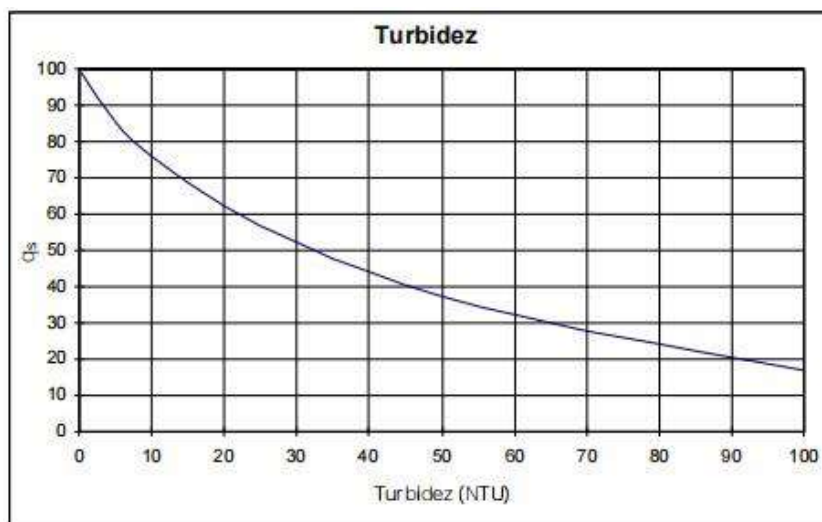
7 Turbidez (Turb)

Tabela IX.1 - Equações das faixas de Turbidez para o cálculo do IQA

Parâmetro	Limite mínimo (>)	Limite Máximo (≤)	Equação de q_s
Turbidez (NTU)	0	100	$= 90,37 \times e^{(-0,0169 \times Tu)} - 1,5 \times \cos(0,0571 \times (Tu - 30)) + 10,22 \times e^{(-0,231 \times Tu)} - 0,8$
	100		=5,0

Fonte: IGAM (2008)

Figura 6.1 - Curva média de qualidade da Turbidez no índice



Fonte: IGAM (2008)

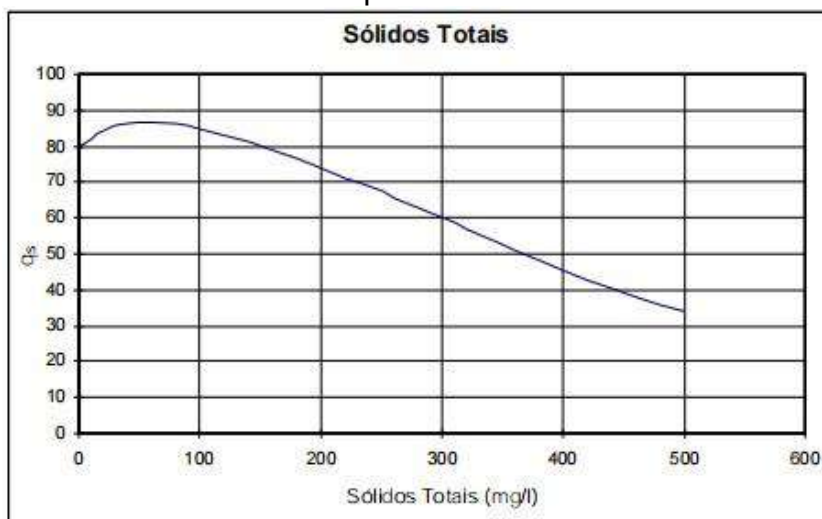
8 Sólidos Totais (ST)

Tabela X.1 - Equações das faixas de Sólidos Totais para o cálculo do IQA

Parâmetro	Limite mínimo (>)	Limite Máximo (≤)	Equação de q_s
Sólidos Totais (mg/L)	0	500	$= 133,17 \times e^{(-0,0027 \times ST)} - 53,17 \times e^{(-0,0141 \times ST)} + ((-6,2 \times e^{(-0,00462 \times ST)}) \times \text{sen}(0,0146 \times ST))$
	500		=30,0

Fonte: IGAM (2008)

Figura 8.1 - Curva média de qualidade dos Sólidos Totais no índice



Fonte: IGAM (2008)

9 Oxigênio Dissolvido (OD=% de saturação de oxigênio)

Tabela XI.1 - Equações das faixas de percentual de saturação de OD para o cálculo do IQA

Parâmetro	Limite mínimo (>)	Limite Máximo (≤)	Equação de qs
Percentagem de saturação de OD (%)	0	100	$=100 \times (\text{sen}(Y_1))^2 - ((2,5 \times \text{sen}(Y_2) - 0,018 \times OD + 6,86) \times \text{sen}(Y_3)) + \frac{12}{e^{Y_4} + e^{Y_5}}$
	100	140	$= -0,00777142857142832 \times (OD)^2 + 1,27854285714278 \times OD + 49,8817148572$
	140		$= 47$

Fonte: IGAM (2008)

Em que:

$$Y_1 = 0,01396 \times OD + 0,0873$$

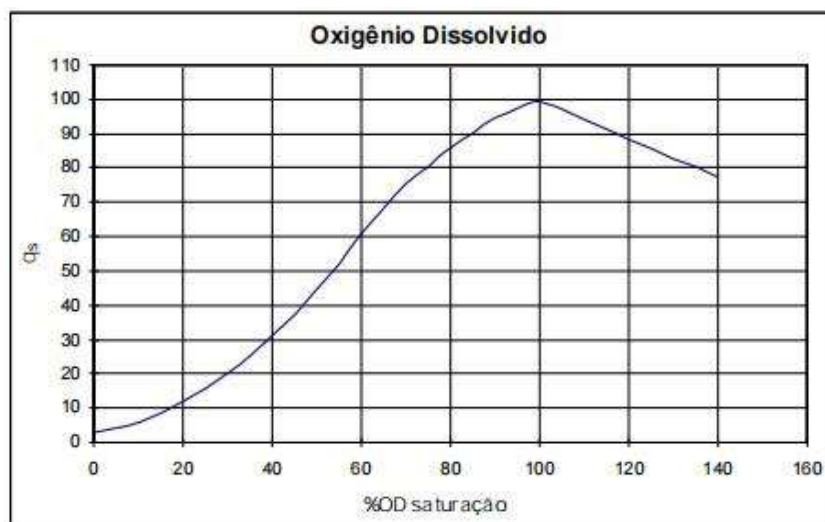
$$Y_2 = \frac{\pi}{56} \times (OD - 27)$$

$$Y_3 = \frac{\pi}{85} \times (OD - 15)$$

$$Y_4 = \frac{(OD - 65)}{10}$$

$$Y_5 = \frac{(65 - OD)}{10}$$

Figura 9.1 - Curva média de qualidade do percentual de saturação de OD no índice



Fonte: IGAM (2008)