

Trabalho de Formatura

Curso de Graduação em Engenharia Ambiental

**AVALIAÇÃO E MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DA
APLICAÇÃO DO MODELO QUAL2K E RELAÇÕES MULTIVARIADAS: ESTUDO
DE CASO DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ – SP**

Leonardo dos Santos Segantin

Prof. Dr. Nelson Callegari Júnior

Rio Claro (SP)

2024

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Instituto de Geociências e Ciências Exatas

Câmpus de Rio Claro

Leonardo dos Santos Segantin

AVALIAÇÃO E MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA
ATRAVÉS DA APLICAÇÃO DO MODELO QUAL2K E RELAÇÕES
MULTIVARIADAS: ESTUDO DE CASO DA BACIA DO RIO
CORUMBATAÍ – SP

Trabalho de Formatura apresentado ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas - Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, para obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

Rio Claro - SP

2024

S454a

Segantin, Leonardo dos Santos

Avaliação e modelagem da qualidade da água através da aplicação do modelo QUAL2K e relações multivariadas: Estudo de caso da Bacia do Rio Corumbataí / Leonardo dos Santos Segantin. -- Rio Claro, 2024

332 p. : il., tabs.

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro

Orientador: Nelson Callegari Júnior

1. Águas superficiais. 2. Modelagem matemática. 3. Recursos naturais. 4. Análise multivariada. 5. Análise ambiental. I. Título.

LEONARDO DOS SANTOS SEGANTIN

AVALIAÇÃO E MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA
ATRAVÉS DA APLICAÇÃO DO MODELO QUAL2K E RELAÇÕES
MULTIVARIADAS: ESTUDO DE CASO DA BACIA DO RIO
CORUMBATAÍ – SP

Trabalho de Formatura apresentado ao
Instituto de Geociências e Ciências Exatas -
Câmpus de Rio Claro, da Universidade
Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, para
obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

Comissão Examinadora

Nelson Callegari Júnior (orientador)

Marcelo Loureiro Garcia

Marcus Cesar Avezum Alves de Castro

Rio Claro, 28 de novembro de 2024.



Documento assinado digitalmente
LEONARDO DOS SANTOS SEGANTIN
Data: 03/12/2024 12:15:56-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Assinatura do(a) aluno(a)

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'N. Callegari', with a long horizontal stroke at the end.

assinatura do(a) orientador(a)

“Nenhum homem pode banhar-se duas vezes no mesmo rio... pois na segunda vez o rio já não é o mesmo, nem tão pouco o homem”

Heráclito de Éfeso (540 d.C – 470 d.C)

RESUMO

A degradação da qualidade das águas superficiais apresenta-se como um dos principais impactos associados ao desenvolvimento das atividades antrópicas e ao crescimento populacional em uma bacia hidrográfica. O lançamento de efluentes domésticos e industriais, além do carreamento da carga poluidora difusa advinda das atividades agropecuárias, têm contribuído para alterações na disponibilidade da água, tanto na esfera qualitativa quanto quantitativa. Diante disso, surge a necessidade de constante monitoramento e diagnóstico dos recursos hídricos, cuja gestão deve ocorrer de forma integrada entre os meios ambiental, social e econômico, conforme preconizado pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Nesse contexto, a modelagem matemática e a aplicação de técnicas estatísticas multivariadas surgem como ferramentas úteis para a tomada de decisões no âmbito do planejamento e gestão dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica. Assim, é possível simular cenários futuros de desenvolvimento da bacia, bem como compreender a dinâmica dos complexos conjuntos de dados gerados pelas redes de monitoramento. O presente trabalho teve como principal objetivo avaliar a qualidade da água do Rio Corumbataí por meio de simulações a partir do ajuste do modelo QUAL2K ao mesmo. Para dar suporte aos resultados da modelagem e compreender as dinâmicas da bacia, principalmente em relação ao uso do solo, foi realizada uma avaliação espaço-temporal dos dados de qualidade da água nas sub-bacias do alto e médio Corumbataí. Para tal, foram utilizados dados publicados nos relatórios anuais da CETESB, entre 2010 e 2022. A avaliação de variações espaciais e sazonais foi realizada pelo teste de Kruskal-Wallis, enquanto a identificação de tendências temporais foi realizada pelos testes de Mann-Kendall e sazonal de Mann-Kendall. Aplicou-se ainda a análise de cluster e análise de componentes principais (ACP) com o objetivo de agrupar pontos com características semelhantes e identificar as variáveis que mais influenciavam em cada grupo. Os resultados apresentaram dois agrupamentos principais, formados pelos pontos à montante e à jusante da área urbana de Rio Claro. De acordo com a aplicação da ACP, o primeiro grupo apresentou maior influência da contaminação fecal e erosão dos solos, enquanto o segundo, do enriquecimento por nutrientes, apresentando também os maiores índices de estado trófico. De modo geral, observou-se melhor qualidade da água no período seco, indicando a influência do aumento do escoamento superficial causado pelo aumento da precipitação. Ainda, foram constatadas tendências de aumento do oxigênio dissolvido e nutrientes, e quedas nas concentrações de *E. coli* na maioria dos pontos. A calibração do modelo QUAL2K foi baseada na cálculo de cargas poluentes advindas dos lançamentos de efluentes tratados e não-tratados e das cargas difusas geradas pelo uso do solo e pecuária. Os tributários foram considerados fontes pontuais de vazão, assim como as captações para abastecimento público e outras atividades. O modelo apresentou um bom ajuste para as variáveis OD, DBO, nitrogênio amoniacal, fósforo orgânico, *E. coli*, pH e temperatura, e um ajuste razoável para o nitrato.

Palavras-chave: Qualidade da água. QUAL2K. Modelagem matemática. Rio Corumbataí.

ABSTRACT

The degradation of surface water quality is one of the main impacts associated with the development of human activities and population growth in a river basin. The discharge of domestic and industrial effluents, in addition to the transport of diffuse polluting loads arising from agricultural activities, have contributed to changes in water availability, both qualitatively and quantitatively. Given this, there is a need for constant monitoring and diagnosis of water resources, whose management must occur in an integrated manner between environmental, social and economic means, as recommended by the National Water Resources Policy (PNRH). In this context, mathematical modeling and the application of multivariate statistical techniques emerge as useful tools for decision-making in the planning and management of water resources in a river basin. Thus, it is possible to simulate future basin development scenarios, as well as understand the dynamics of the complex data sets generated by monitoring networks. The main objective of this work was to evaluate the water quality of the Corumbataí River through simulations based on the adjustment of the QUAL2K model to it. To support the modeling results and understand the dynamics of the basin, mainly in relation to land use, a spatio-temporal assessment of water quality data was carried out in the upper and middle Corumbataí sub-basins. To this end, data published in CETESB annual reports between 2010 and 2022 were used. The evaluation of spatial and seasonal variations was carried out using the Kruskal-Wallis test, while the identification of temporal trends was carried out using the Mann-Kendall and seasonal Mann-Kendall tests. Cluster analysis and principal component analysis (PCA) were also applied with the aim of grouping points with similar characteristics and identifying the variables that most influenced each group. The results presented two main groupings, formed by points upstream and downstream of the urban area of Rio Claro. According to the application of PCA, the first group showed a greater influence from fecal contamination and soil erosion, while the second, from nutrient enrichment, also presenting the highest levels of trophic state index. In general, better water quality was observed in the dry season, indicating the influence of increased surface runoff caused by increased precipitation. Furthermore, were identified trends towards an increase in dissolved oxygen and nutrients, and drops in *E. coli* concentrations were observed in most points. The calibration of the QUAL2K model was based on the calculation of pollutant loads arising from the release of treated and untreated effluents and diffuse loads generated by land use and livestock farming. Tributaries were considered point sources of flow, as well as collections for public supply and other activities. The model presented a good adjustment for the variables DO, BOD, ammonia nitrogen, organic phosphorus, *E. coli*, pH and temperature, and a reasonable adjustment for nitrate.

Keywords: Water quality. QUAL2K. Mathematical modeling. Corumbataí River.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	11
1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	13
2. OBJETIVOS	16
2.1 Geral	16
2.2 Específicos.....	16
3. REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1 Da simbologia e primeiras obras hidráulicas na antiguidade	17
3.2 Qualidade e poluição das águas superficiais	21
3.3 Monitoramento e parâmetros de qualidade da água	24
3.3.1 Parâmetros físicos.....	27
3.3.1.1 Turbidez.....	27
3.3.1.2 Temperatura da água	28
3.3.1.4 Cor	29
3.3.2 Parâmetros químicos.....	30
3.3.2.1 Potencial Hidrogeniônico	30
3.3.2.2 Oxigênio dissolvido.....	31
3.3.2.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	32
3.3.2.4 Série de Nitrogênio.....	33
3.3.2.5 Fósforo.....	35
3.3.2.6 Ferro Dissolvido	36
3.3.2.7 Manganês dissolvido	36
3.3.2.8 Alumínio Dissolvido.....	37
3.3.3 Parâmetros Biológicos.....	37
3.3.3.1 Clorofila.....	37
3.3.3.2 Escherichia coli.....	38
3.3.3.3 Ceriodaphnia dubia.....	38
3.3.4 Metais	39
3.4 Índices de Qualidade	41
3.4.1 Índice de Horton	44
3.4.2 National Sanitary Foundation (NSF-WQI).....	45
3.4.3 IQA CETESB	46
3.4.4 Índice do Estado Trófico (IET).....	48
3.5 Legislação.....	49
3.5.1 Histórico brasileiro	49

3.5.2 Legislação pertinente	55
4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	57
4.1 Localização e informações gerais.....	57
4.2 Contexto sócio econômico.....	60
4.2.1 Histórico de ocupação do município de Rio Claro	60
4.2.2 Contexto atual.....	63
4.3 Aspectos Climáticos	64
4.4 Contexto Pedológico	66
4.5 Contexto Geomorfológico	68
4.6 Contexto Geológico.....	73
4.6.1 Subgrupo Itararé	74
4.6.2 Formação Tatuí.....	75
4.6.3 Formação Irati.....	75
4.6.4 Formação Corumbataí	76
4.6.5 Formação Piramboia.....	76
4.6.6 Formação Serra Geral.....	76
4.6.7 Depósitos Cenozóicos.....	77
4.7 Uso e ocupação do solo	77
4.8 Recursos hídricos superficiais	79
4.9 Vegetação	82
4.10 Fauna	83
5. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA	85
5.1 Referencial Teórico	85
5.1.1 Teste de Kruskal-Wallis	86
5.1.2 Testes de Mann-Kendall.....	87
5.1.3 Análise de Cluster (AC)	89
5.1.4 Análise de Componentes Principais (ACP).....	90
5.2 Metodologia.....	96
5.2.1 Aquisição dos dados e pontos de monitoramento.....	96
5.2.2 Parâmetros investigados	99
5.2.3 Tratamento dos dados e análises estatísticas	99
5.3 Resultados.....	103
5.3.1 Análise inferencial individual dos parâmetros	105
5.3.1.1 pH	105
5.3.1.2 Oxigênio Dissolvido	109
5.3.1.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	114
5.3.1.4 Condutividade Elétrica	117

5.3.1.5 Turbidez.....	122
5.3.1.6 Temperatura da água	126
5.3.1.7 Nitrogênio Amoniacal	130
5.3.1.8 Nitrato.....	134
5.3.1.9 Fósforo Total	137
5.3.1.10 Escherichia coli.....	142
5.3.1.11 Clorofila-a.....	147
5.3.1.12 Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	150
5.3.1.13 Cor verdadeira	154
5.3.1.14 Cloreto	158
5.3.1.15 Sulfato Total	161
5.3.1.16 Ferro Dissolvido	165
5.3.1.17 Alumínio Dissolvido.....	168
5.3.1.18 Demais Metais	172
5.3.1.19 Ensaios Toxicológicos.....	173
5.3.2 Avaliação dos Índices.....	174
5.3.2.1 Índice de Qualidade das Águas (IQA).....	174
5.3.2.2 Índice de Estado Trófico (IET).....	177
5.3.3 Análise Multivariada	180
5.3.3.1 Aplicação da ACP ao Grupo 1	182
5.3.3.2 Aplicação da ACP para o Grupo 2	186
6. MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO CORUMBATAÍ	191
6.1 Referencial teórico.....	191
6.1.1 Tipos e propriedades dos modelos matemáticos de qualidade da água	191
6.1.2 Histórico dos modelos de qualidade da água.....	193
6.2 O modelo QUAL2K	197
6.2.1 Segmentação Hidráulica	199
6.2.2 Balanço de Fluxo.....	201
6.2.3 Balanço de Massa	202
6.2.4 Características Hidráulicas	206
6.2.5 Oxigênio Dissolvido	207
6.2.5.1 Concentração de Saturação do Oxigênio Dissolvido (Os).....	211
6.2.5.2 Fotossíntese e Respiração	212
6.2.5.3 Coeficiente de Reaeração (Ka)	213
6.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	217
6.2.6.1 Cinética de Desoxigenação.....	217
6.2.6.2 Balanço Geral da DBOC	220

6.2.7 Nitrogênio.....	221
6.2.7.1 Fixação do nitrogênio	223
6.2.7.2 Amonificação.....	223
6.2.7.3 Nitrificação	224
6.2.7.4 Desnitrificação.....	225
6.2.7.5 Simulação do nitrogênio no QUAL2K	225
6.2.7.5.1 Nitrogênio Orgânico	225
6.2.7.5.2 Nitrogênio Amoniacal	226
6.2.7.5.3 Amônia Não-Ionizada.....	227
6.2.7.5.4 Transferência da Amônia Gasosa	228
6.2.7.5.5 Nitrato.....	228
6.2.8 Fósforo.....	229
6.2.8.1 Modelagem do fósforo no QUAL2K.....	230
6.2.8.1.1 Fósforo orgânico.....	230
6.2.8.1.2 Fósforo inorgânico.....	231
6.2.9 Patógenos.....	232
6.2.9.1 Cinética do Decaimento Bacteriano	233
6.3 Calibração de Modelos	234
6.3.1 Avaliação de Ajuste do Modelo	235
6.3.2 Verificação do Modelo	237
6.3.3 Análise de Sensibilidade.....	237
6.4 Metodologia.....	239
6.4.1 Área de estudo	239
6.4.2 Obtenção dos dados de qualidade de água	242
6.4.3 Obtenção dos dados hidrológicos	244
6.4.4 Obtenção dos dados climáticos.....	246
6.4.5 Determinação dos aportes e abstrações pontuais e difusos.....	248
6.4.5.1 Contribuição pontual de lançamentos de efluentes domésticos.....	248
6.4.5.2 Retiradas pontuais de vazão	251
6.4.5.3 Contribuição difusa de lançamentos de esgoto doméstico	252
6.4.5.4 Cargas difusas referentes ao uso do solo	252
6.4.5.4.1 Cálculo de cargas referentes ao uso do solo (agricultura, área urbana e floresta)	253
6.4.5.4.2 Cálculo das cargas referentes a pecuária	254
6.4.6 Índices de remoção	256
6.4.7 Calibração e análise de sensibilidade	257
6.4.8 Simulação de cenários	257
6.5 Resultados.....	260

6.5.1 Quantificação das cargas e concentrações	260
6.5.1.1 Concentração das descargas pontuais de efluentes domésticos	260
6.5.1.2 Quantificação de cargas geradas pelo uso do solo	261
6.5.1.3 Quantificação das cargas geradas pela pecuária	263
6.5.2 Ajuste do modelo	264
6.5.2.1 Índices de remoção	264
6.5.2.2 Coeficientes do modelo	266
6.5.2.3 Análise de sensibilidade	268
6.5.3 Calibração das curvas	273
6.5.3.1 Parâmetros hidráulicos	273
6.5.3.2 Oxigênio Dissolvido	275
6.5.3.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio	278
6.5.3.4 Nitrogênio Amoniacal (NH ₄)	279
6.5.3.5 Nitrato	281
6.5.3.6 Fósforo orgânico	283
6.5.3.7 Patógenos (E. coli)	284
6.5.3.8 pH e Temperatura	286
6.5.3.9 Nitrogênio Amoniacal (NH ₃)	287
6.5.3.10 Demanda de oxigênio pelo sedimento	288
6.5.4 Sensibilidade quanto as cargas pontuais e difusas	289
6.5.5 Simulação de cenários	294
6.5.5.1 Incremento populacional e vazões de efluentes	294
6.5.5.2 Variações no uso do solo	296
6.5.5.3 Curvas geradas para os cenários de 2029, 2039 e 2049	299
7. CONCLUSÕES	304
7.1 Avaliação espaço-temporal da qualidade da água no alto e médio curso da bacia	304
7.2 Modelagem matemática da qualidade da água do Rio Corumbataí	305
8. RECOMENDAÇÕES	307
9. REFERÊNCIAS	309
APÊNDICE A – Matriz de correlação de Pearson	331
APÊNDICE B – Resultados dos testes de Shapiro-Wilk para cada parâmetro em cada ponto	332

APRESENTAÇÃO

No século XVII, o poeta inglês John Donne dizia que “nenhum homem é uma ilha”, fazendo alusão à nossa incapacidade de existir como organismo isolado, pois somos apenas parte de um todo muito maior. Assim também o é o próprio conhecimento científico, que demanda a interdisciplinaridade e a pluralidade de ideias, especialmente no tocante a questões relativas ao meio ambiente. Fazemos aqui uso das palavras de Morin (2003):

Efetivamente, a inteligência que só sabe separar fragmenta o complexo do mundo em pedaços separados, fraciona os problemas, unidimensionaliza o multidimensional. Atrofia as possibilidades de compreensão e de reflexão, eliminando assim as oportunidades de um julgamento corretivo ou de uma visão a longo prazo [...] quanto mais os problemas se tornam multidimensionais, maior a incapacidade de pensar sua multidimensionalidade; quanto mais a crise progride, mais progride a incapacidade de pensar a crise (MORIN, 2003, p. 10).

Nesse contexto, buscamos aqui a investigação do problema proposto por meio de uma abordagem holística, integrando conhecimentos matemáticos, conhecimentos relativos às geociências e de cunho social. É claro que não estamos isentos de incertezas, afinal, a mesma é inerente ao processo científico, pois como destacam Morin e Kern (2003, p. 13) “A incerteza está na base da investigação científica e da descoberta. Nossas certezas não são eternas. Nenhuma teoria científica está segura de ter certeza absoluta”.

Elucidando a segmentação do trabalho, o terceiro capítulo aborda o referencial teórico que o sustenta. Compreendemos aqui que o entendimento acerca de qualquer problema passa por sua contextualização histórica. Fazendo novamente uso das palavras de Morin e Kern (2003):

Há uma profunda cegueira sobre a natureza mesma do que deve ser um conhecimento pertinente. Segundo o dogma reinante, a pertinência cresce com a especialização e com a abstração. Ora, um mínimo de conhecimento do que é o conhecimento nos ensina que o mais importante é a contextualização [...] A contextualização é uma condição essencial da eficácia (MORIN e KERN, 2003, p. 71).

Assim, iniciamos com a contextualização do elemento água e como a mesma era abordada na antiguidade. Prossegue-se então para as noções básicas acerca da poluição e qualidade das águas superficiais, as redes de monitoramento e parâmetros avaliados. Passamos pelo histórico da legislação brasileira acerca da proteção das águas, de um período remoto sem qualquer preocupação ambiental até o contexto atual, pautado na proteção integral dos recursos naturais.

O quarto capítulo aborda a caracterização da área de estudo, condição *sine qua non* para o entendimento das dinâmicas que ocorrem no âmbito da bacia em estudo. O quinto capítulo

busca ser uma base para a aplicação da modelagem matemática, tratando da avaliação individual de cada parâmetro investigado, fazendo-se uso da estatística inferencial e multivariada. Aqui, torna-se importante destacar o caráter observacional deste estudo, que se utilizou de um banco de dados previamente existente. Na visão de Ransey e Schafer (2002), este tipo de estudo carece de poder para estabelecer relações concretas de causa e efeito, pois a aplicação de métodos estatísticos não consegue assegurar a ausência de variáveis de confusão, que podem se relacionar tanto aos preditores quanto aos resultados, e não são consideradas. Entretanto, ainda é possível teorizar sobre relações causais, baseando-se em razões fortemente teóricas sobre o fenômeno estudado.

Por fim, buscamos no sexto capítulo oferecer uma ferramenta prática para a solução de problemas, pautada na predição do efeito de alguma ação. Tal ferramenta consiste na calibração de um modelo matemático para o rio objeto de estudo, onde buscou-se simular o aporte de cargas pontuais e difusas, obtidas através das características dos meios físico e socioeconômico. De posse do modelo calibrado, buscou-se simular diferentes cenários para o desenvolvimento da bacia, ou seja, uma espécie de teste de hipóteses. O que buscamos aqui é então, nas palavras de Martin e McCutcheon (1999, p. 12), “[...] essencialmente, a definição de engenharia”.

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A água é um recurso natural finito essencial à vida, que atua sustentando a biodiversidade, a produção de alimentos e os ciclos naturais, sendo assim necessária para o pleno desenvolvimento econômico, social e cultural (TUNDISI, J. e TUNDISI, K., 2020). Frente a expansão das atividades econômicas, cujos resultados se observam no crescimento populacional e intensivo processo de urbanização, verifica-se a degradação cada vez mais acentuada dos recursos naturais, em especial, dos recursos hídricos, que sofrem sensíveis alterações em sua qualidade e oferta (LIMA, 1997).

Segundo Shiklomanov (1998), o total de água no planeta é cerca de 1.386 milhões de km³, sendo 97,5% desse total constituído de águas salinas e apenas 2,5% de águas doces. Desse percentual de água doce, 68,9% está na forma de geleiras e capotas polares na Antártica, Ártico e regiões montanhosas, 29,9% na forma de reservatórios subterrâneos e 0,9% na forma de umidade do solo, águas pantanosas e permafrosts. Por fim, apenas 0,3% da água doce está disponível na forma de rios e lagos. Aliado a baixa disponibilidade, estima-se que o consumo de água aumentou cerca de oito vezes entre 1900 e 2010 (WADA, 2016).

Para Tundisi (2008), a crise da água já se configura uma realidade, embora suas razões sejam divergentes na literatura. Para Shikomanov (1998), a crise da água resulta de sua baixa disponibilidade natural aliada a fatores como os problemas ambientais, mudanças climáticas e a crescente demanda. Outros autores, como Rogers *et al.* (2006) argumentam que tal crise tem maior relação com o gerenciamento inadequado dos recursos hídricos do que com uma situação real de escassez e estresse. Para Chellaney (2013), a água no século XXI pode facilmente se tornar o que foi o petróleo no século passado: uma fonte tanto de prosperidade como de conflitos, que poderá moldar os rumos futuros da geopolítica, determinando a ascensão ou declínio de nações.

Embora existam acentuadas diferenças regionais entre a disponibilidade e a demanda, o cenário brasileiro apresenta um problema de caráter muito mais qualitativo do que quantitativo, pautado na distribuição irregular, gestão inadequada e constante deterioração dos recursos hídricos. O Brasil possui entre 12% e 16% de toda a água doce do planeta. Para efeito de comparação, no Estado do Amazonas, a disponibilidade anual per capita é cerca de 773.000 m³/hab.ano, enquanto no nordeste é cerca de 2.209 m³/hab.ano, demonstrando assim a grande heterogeneidade da disponibilidade hídrica em território nacional (TUNDISI, J. e TUNDISI, T., 2020).

Segundo Tundisi (2013), a gestão das águas, na maior parte do século XX, foi exercida de forma centralizada e setorial, tendo o abastecimento público como preocupação fundamental.

Ainda, os programas de monitoramento e controle da poluição da água possuíam um foco corretivo, baseado na resolução de problemas pontuais, e não na situação geral do meio ao qual se inserem, seja de uma perspectiva da saúde humana ou dos ecossistemas (WARD, 1997). Seguindo tendência criada na Conferência de Dublin (1992), têm-se atualmente um foco direcionado ao planejamento baseado em bacias hidrográficas como a unidade territorial, de forma a integrar os meios ambiental, social e econômico (RODRIGUES, 2018).

Tal integração é prevista e incentivada pela Agenda 2030 da ONU, a qual dispõe de 17 grandes objetivos, denominados “Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS)”, os quais surgiram como uma resposta aos desafios do desenvolvimento sustentável. Esses objetivos dividem-se ainda em 169 metas, que são integradas e indivisíveis (ONU, 2015).

Figura 1.1 - Objetivos do Desenvolvimento Sustentável.



Fonte: ONU (2015).

Nesse contexto, destaca-se aqui o Objetivo 6, que visa assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos. Entre suas metas, estão incluídas a redução da poluição hídrica; a proteção e restauração de ecossistemas relacionados à água, como rios, aquíferos, lagos e florestas; e a implementação de um sistema de gestão de recursos hídricos por meio de uma abordagem integrada em todos os níveis.

No cenário brasileiro, tal abordagem é prevista na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instaurada pela Lei nº 9.433/97, que fundamenta a gestão dos recursos hídricos de forma descentralizada, contando com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades. Sua efetiva implementação necessita, entretanto, de instrumentos para que se possa verificar se

seus objetivos estão sendo alcançados, bem como a relação dos custos envolvidos e as melhores ações a serem adotadas.

Dentro desse contexto, surgem os modelos de qualidade da água, que se destinam a simulação do transporte de poluentes e ao processo de autodepuração de um corpo d'água, permitindo prever e avaliar diferentes cenários no que tange ao desenvolvimento da região.

Suas aplicações incluem a análise da viabilidade ambiental para a instalação de empreendimentos potencialmente poluidores, fornecendo subsídios aos órgãos ambientais no tocante ao licenciamento desses empreendimentos; a determinação do nível de controle necessário para as fontes poluidoras já existentes, de modo a atender os padrões de qualidade pertinentes; a delimitação de trechos críticos, onde se deve concentrar os esforços e a previsão espaço-temporal da qualidade da água em um corpo hídrico, por meio da simulação de distintos cenários (LIMA, 1998; LARENTIS, 2004).

Inserido nesse contexto de uma abordagem holística, as análises estatísticas inferenciais e multivariadas também são comumente utilizadas para a avaliação da qualidade da água. Tais métodos proporcionam uma melhor compreensão acerca dos complexos conjuntos de dados obtidos a partir de uma rede de monitoramento. Assim, é possível a identificação de informações como as possíveis fontes de poluição em cada local de monitoramento, tendências espaciais e temporais, parâmetros que mais influenciam na qualidade da água e suas relações com o uso e ocupação do solo e fatores naturais (SIMEONOV *et al.*, 2003; TRINDADE, 2013).

Com uma área de 1710 km² e integrando municípios de diferentes realidades econômicas, a Bacia do Rio Corumbataí é a principal responsável pelo abastecimento domiciliar e industrial da região de Rio Claro-Piracicaba, onde as principais captações ocorrem no Rio Corumbataí e no Ribeirão Claro. De modo geral, a disponibilidade de água superficial nas bacias PCJ é bastante limitada, apresentando uma tendência contínua de redução no volume de água disponível, o que evidencia um agravamento na situação do estresse hídrico da região (FAB-PCJ, 2024).

Historicamente, os trabalhos que avaliaram de forma qualitativa as águas do Rio Corumbataí e seus afluentes, observaram um grave quadro de degradação após a passagem pela área urbana de Rio Claro, muito em função do despejo de efluentes domésticos e industriais. Ainda, têm-se a poluição gerada pela agricultura, em especial, da monocultura de cana-de-açúcar, onde a utilização de fertilizantes e outros insumos liberam uma grande quantidade de nutrientes que adentram os rios, carregados pelo escoamento superficial (SALATI, 1996; PALMA-SILVA, 1999; CONCEIÇÃO e BONOTTO, 2002; PALMA-SILVA, 2006).

Frente ao exposto, busca-se com este trabalho apresentar a calibração de um modelo matemático de qualidade da água pautado na simulação de cargas pontuais e difusas, que possa ser utilizado no planejamento dos recursos hídricos no âmbito da Bacia do Rio Corumbataí. Busca-se ainda realizar um diagnóstico espaço-temporal da qualidade da água de um trecho da bacia, correspondente ao baixo e médio curso, visando avaliar a influência do município de Rio Claro sobre a mesma, apontado como o principal responsável pela degradação das águas da bacia.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar, por meio da modelagem matemática e análises numéricas, a qualidade das águas do Rio Corumbataí, de modo a fornecer um modelo ajustado que possa ser utilizado que possa contribuir com a gestão dos recursos hídricos na região da bacia.

2.2 Específicos

- Realizar o ajuste do modelo QUAL2K ao Rio Corumbataí;
- Realizar um diagnóstico espaço-temporal da qualidade das águas superficiais no alto e médio curso da bacia, principalmente no que tange ao município de Rio Claro, por meio de análises estatísticas inferenciais e multivariadas;
- Identificar os trechos mais impactados e as fontes de poluição responsáveis;
- Realizar a quantificação das cargas poluidoras em cada trecho do rio.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Da simbologia e primeiras obras hidráulicas na antiguidade

Conforme Silva (1998), a compreensão sobre a problemática atual da água, em termos de sua gestão, necessita de uma contextualização histórica sobre o relacionamento homem/natureza com esse recurso tão essencial.

Atualmente, admitem-se duas principais hipóteses para a origem da água na Terra. A primeira, de origem exógena, assume que a água teria vindo de cometas originados fora do nosso sistema solar, a partir de nuvens interestelares constituídas de partículas de água no estado sólido, sendo atraídos para o nosso sistema planetário através da força gravitacional dos planetas de grande massa, como Júpiter e Saturno. A segunda teoria, de origem endógena, assume que a massa de poeira cósmica que originou a Terra era constituída por silicatos e outros minerais hidratados, que foram se aglutinando e originaram a molécula de água em forma de vapor na superfície do planeta. Esse vapor foi se acumulando na atmosfera principalmente devido às atividades vulcânicas (BRANCO, 2003).

Com um simbolismo profundo, representando ideias como a origem da vida e do universo, fertilidade, transformação e purificação (comumente associada a rituais), a água, em suas várias formas, seja como oceanos, rios ou a própria chuva, se faz presente no imaginário humano desde os primórdios das civilizações, tendo grande importância na organização e desenvolvimento das mesmas. Nas palavras de Silva (1998, p. 19):

A visão mitopoiética, quer dizer, anterior à visão filosófica e racionalizante, serviu como modelo explicativo durante a maior parte da história humana, e jamais foi totalmente abolida. Na Antiguidade, a água, por exemplo, por ser um dos elementos vitais para todas as sociedades, era revestida por um vasto conteúdo simbólico, demonstrando a sua importância na organização das primeiras civilizações situadas nas bacias de grandes rios e nas costas mediterrâneas. O elemento aqua, sempre foi inspirador de indagações e motivo de veneração em diferentes culturas antigas.

O questionamento acerca das razões de tal fascínio nos leva a psicologia. Para Jung (2007, p. 29): “A água é o símbolo mais comum do inconsciente. Psicologicamente, a água significa o espírito que se tornou inconsciente. (...) A descida às profundezas sempre parece preceder a subida.” Jung (1967) diz ainda que a água, em especial, as águas profundas, possuem significado maternal, correspondendo ao útero. Assim, tal simbologia estaria associada à uma memória intra-uterina e ao retorno à um estado primordial de ser.

Na mesma linha de pensamento, Ferenczi (1990, *apud* SILVA, 1998) ressalta ainda a nossa remota origem oceânica, onde parece existir um desejo humano de retorno aos oceanos há muito tempo abandonados, no que autor denomina de “regressão talássica”.

Na antiguidade, o homem comumente buscou a explicação dos fenômenos naturais que o cercavam através de um simbolismo representado por divindades para cada aspecto da natureza. A compreensão dos ciclos naturais na civilização egípcia, por exemplo, pode ser analisada através do rio Nilo, o qual acreditavam ser parte de um grande oceano celestial, onde suas cheias anuais eram vistas como um ato divino, controladas pelo deus Hapi. Os gregos atribuíam as chuvas à Zeus, e os fenômenos marítimos à Poseidon. O rio Estige, cujo nome deriva da deusa homônima, era considerado como uma separação física entre o domínio dos vivos e dos mortos (MAYS e ANGELAKIS, 2012).

Na Mesopotâmia, observava-se a distinção entre a água doce e a salgada. No *Enuma Elish*, o mito da criação babilônico, haviam dois seres divinos primordiais, Apsu, deus masculino das águas doces subterrâneas, e Tiamat, deusa feminina das águas salgadas, dos quais todos os outros deuses teriam se originado. Assimilando a cultura grega, os romanos reverenciavam Netuno como o deus dos mares, rios, fontes e também dos cavalos, sendo considerado o patrono das corridas destes. Um festival em sua honra, a Neptunália, era realizado em 23 de julho. Havia ainda Cloacina, deusa dos esgotos e que presidia a Cloaca Maxima, principal sistema de esgoto da civilização romana (MAYS e ANGELAKIS, 2012).

A chuva também tem seu lugar em muitas tradições antigas, especialmente em locais de clima mais quente e com precipitações irregulares, sendo comum a realização de preces e rituais para atrai-la. Os Hopi, povo indígena residente do deserto no nordeste do Estado de Arizona, com o objetivo de atrair as chuvas das monções de verão para suas plantações, realizavam rituais secretos em câmaras subterrâneas sagradas denominadas kiva, enquanto na superfície, realizavam-se danças com as pessoas personificando os katsina, espíritos dos quais acreditavam poder conceder chuvas, fertilidade e proteção. No hinduísmo, veneravam-se Varuna como o deus dos oceanos e Indra como o deus das chuvas (WITZEL, 2015).

Na mesoamérica, os astecas honravam o deus das chuvas Tlaloc com sacrifícios humanos e outras oferendas. De acordo com as lendas, ele armazenava a água em quatro grandes jarros, mantidos no norte, sul, leste e oeste. Do jarro do leste, mandava as chuvas tão necessárias às atividades agrárias, enquanto dos outros, tempestades e secas. Os maias adoravam e temiam Chaac, o deus das chuvas, raios e trovões, o qual é ainda hoje venerado (MAYS e ANGELAKIS, 2012).

Proeminentemente relacionado às chuvas, o arco-íris era visto na antiga Índia como o arco do supracitado deus Indra. Em algumas culturas, como no sul da Alemanha e no Japão, o arco-íris era considerado como uma ponte entre o céu e a terra. Na mitologia aborígine australiana, era tido como a divindade primordial, em forma de serpente, a qual teria sido responsável pela criação dos ancestrais humanos. No folclore europeu, comumente se encontram lendas sobre o fim do arco-íris ser guardado por um dragão, o qual protege um tesouro escondido (WITZEL, 2015).

Entretanto, com o passar dos séculos, o avanço da tecnologia e o surgimento do pensamento filosófico, o modelo explicativo da natureza através da mitologia começa a se tornar defasado, sendo gradativamente substituído por uma abordagem mais racional, desvinculada de imagens divinas e pautada em experiências e observações.

Ainda na Grécia antiga, berço da filosofia, os pré-socráticos acreditavam que a água era um dos elementos essenciais do qual tudo consistia, junto ao fogo, terra e ar. Entre eles, destaca-se Tales de Mileto (624-546 a.C.), que considerava a água como o elemento básico de todas as coisas (arché), princípio do qual tudo é gerado e dissolvido, com a terra existindo sobre ela (DE SANTO *et al.*, 2009).

. Na revolução agrícola, o homem passa de um estado de nomadismo, onde sua subsistência derivava da caça, pesca e coleta, para a organização em cidades, baseada na agricultura e domesticação de animais, em uma forma de vida sedentária. Tais atividades, porém, demandavam consideráveis quantidades de água, explicando assim o surgimento dos primeiros aglomerados humanos às margens de corpos hídricos, como rios e lagos. Desse modo, desde os primórdios das antigas civilizações, as preocupações com a água caracterizaram-se como fatores econômicos e sociais predominantes.

Os primeiros documentos escritos da humanidade datam de 4.000 a.C., onde já se observavam instruções sobre a irrigação de lavouras dispostas em formas de terraços. Em outros registros, verifica-se o desenvolvimento de diversas obras relacionadas ao saneamento, como a galeria de esgotos de Nipur, por volta de 3.750 a.C. na Índia; os esgotos da Babilônia, datados da mesma época; os sistemas de abastecimento de água e drenagem no Vale do Indo em 2.750 a.C., onde algumas ruas apresentavam canais de esgoto, cobertos com tijolos e com aberturas para inspeção. Na mesma época, foram empregados tubos de cobre, devido a sua resistência à corrosão, no palácio do faraó Cheops (AZEVEDO NETTO, 1959).

Nessa época, já se observava a adoção de metodologias específicas visando a manutenção da qualidade da água para consumo, bem como o surgimento de legislações acerca de seu uso. Conforme Azevedo Netto (1984) e Silva (1998), por volta de 2.000 a.C., o sulfato de alumínio passa a ser utilizado pelos egípcios para a clarificação da água. No mesmo período, já haviam

documentos em sânscrito com recomendações sobre os cuidados que se deviam adotar com a água, como a exposição ao sol, filtragem através de carvão e o acondicionamento em vasos de cobre. No campo jurídico, Sólon instaura a primeira legislação sobre o uso de águas de fontes públicas na Grécia em 594 a.C.

A qualidade da água era avaliada inicialmente pelos sentidos, ou seja, sabor, odor, aparência e temperatura. Alcmeão de Crotona (*fl.* 470 a.C.) é considerado como o primeiro médico grego a estabelecer relações entre a qualidade da água e a saúde humana. Por volta de 400 a.C., Hipócrates (460-370 a.C.), em seu livro *Ares, águas e lugares*, recomenda filtrar e ferver a água antes do consumo. Vitrúvio (80-15 a.C.) recomendava evitar a construção de cidades em áreas pantanosas, em vista de suas águas comumente contaminadas. Entretanto, devido à insuficiência de fontes, é difícil inferir sobre o real papel da água nas condições de saúde de tais civilizações (VUORINEN, JUUTI, KATKO, 2007).

A necessidade de armazenar água era reconhecida na antiguidade, tanto em função das condições climáticas adversas, que causavam consideráveis variações nas vazões dos rios, de acordo com as estações do ano, como em função da localidade estratégica das cidades. Muitas delas passaram a ser construídas estrategicamente nas encostas de montanhas, com os dispositivos para o transporte de água fora de seus muros. Desse modo, em caso de algum cerco, tais dispositivos poderiam ser destruídos e o fornecimento de água interrompido, evidenciando assim a necessidade do armazenamento (LIEBMANN, 1976).

Nesse contexto, Liebmann (1976) destaca as vastas obras hidráulicas romanas, como as termas e os aquedutos. Em 50 d.C., estima-se que Roma contava com 10 grandes canalizações para o abastecimento de água potável, que juntas somavam mais de 400 km de extensão, dispondo a cada cidadão romano cerca de 95 litros diários de água potável, com um consumo total próximo à um milhão de m³ diários. Em 97 d.C., o *curator aquarum* de Roma, Julius Sextus Frontinus, em sua obra *De Aquaeductu Urbis Romae*, expressa sua visão em relação a importância das obras hidráulicas: “Quem se aventuraria a comparar as indispensáveis realizações hidráulicas de Roma com as grandes pirâmides do Egito ou as famosas, porém inúteis, obras gregas ?” (ANDRADE, 2019, p. 108).

No Brasil, o primeiro poço escavado para abastecimento foi realizado em 1561 por Estácio de Sá, no Rio de Janeiro, com as obras de adução se iniciando apenas em 1673. Em 1723 foi construído o primeiro aqueduto do Rio de Janeiro, aduzindo águas do Rio Carioca por meio dos arcos velhos até o chafariz público. Posteriormente, em 1750, foi construído o aqueduto do Carioca, com 13 km de extensão, batizado de “arcos novos”. Em 1863 inicia-se o projeto da adução de águas da Cantareira, em São Paulo. A primeira legislação específica em relação à

poluição das águas surge em 1940, com o Decreto Estadual nº 10.890, que criou a Comissão de Investigação da Poluição das águas do Estado de São Paulo. Em 1968 é criada a CETESB, como Centro Tecnológico de Saneamento Básico (AZEVEDO NETTO, 1984).

Frente ao exposto, observa-se, desde o início da organização do homem em sociedade, a importância histórica do cuidado com a qualidade e disponibilidade da água, de seu monitoramento, distribuição e tratamento para consumo e demais atividades. No contexto da atualidade, verifica-se uma dicotomia entre o desenvolvimento e a preservação ambiental, onde a água, agora dotada de valor econômico, passa a ser um potencial gerador de conflitos entre diferentes usuários

3.2 Qualidade e poluição das águas superficiais

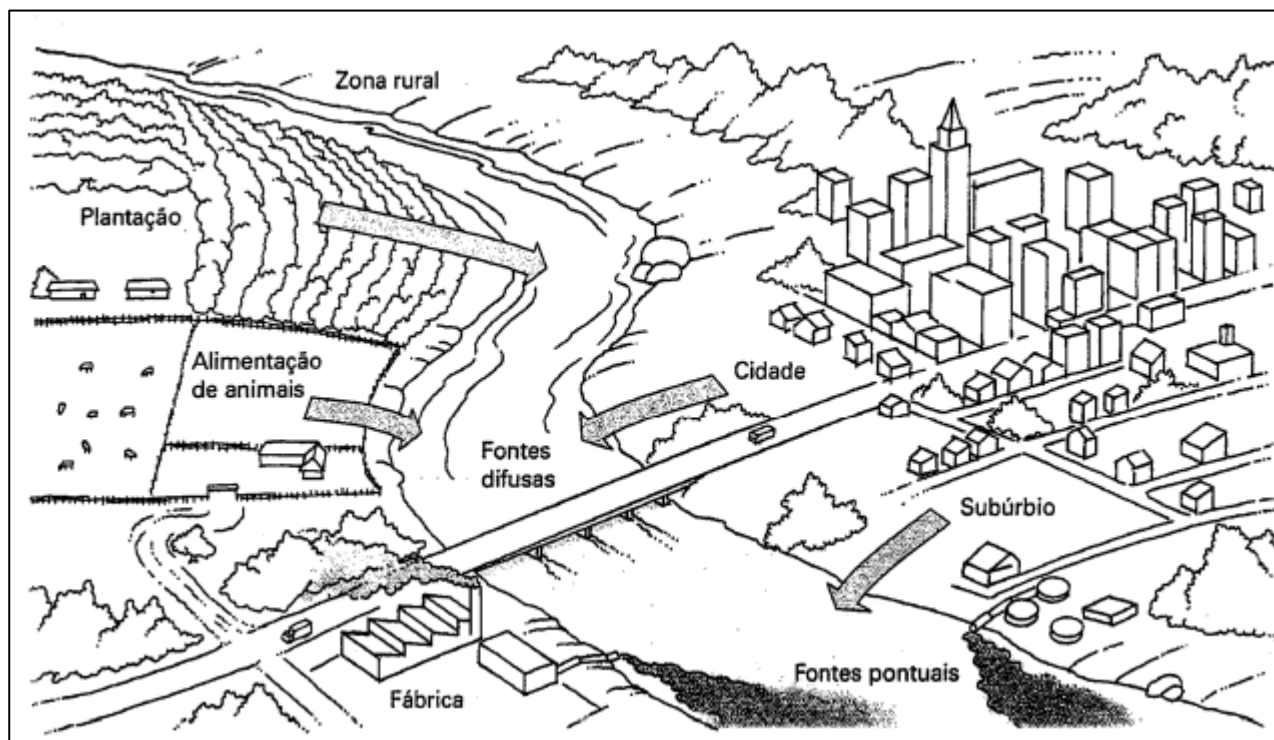
Na natureza, nada se perde, nada se cria, tudo se transforma. A lei de conservação de massa, proposta por Lavoisier no século XVIII, é o cerne para a compreensão da poluição ambiental. Se não podemos de fato destruir a matéria, a sua utilização, em todas as nossas atividades, resulta então na transformação em novas formas de matéria, os denominados resíduos. Esses resíduos podem ser reincorporados ao meio e reutilizados, como ocorre nos ciclos biogeoquímicos. As consequências ao meio ambiente surgem quando a geração desses resíduos supera a capacidade natural de assimilação do meio, o que vem se intensificando desde a Revolução Industrial, no século XIX.

Os rios são sistemas complexos caracterizados como escoadouros naturais das áreas de drenagem adjacentes, formando assim, em princípio, as bacias hidrográficas. A complexidade desses sistemas lóticos deve-se principalmente ao uso da terra, geologia, condições climáticas, tamanho e formas das bacias de drenagem (TOLEDO e NICOLLELA, 2002). A maioria desses ambientes aquáticos realizam processos de troca de água e nutrientes com os ambientes terrestres que os cercam (HAYASHI e ROSENBERRY, 2001).

Von Sperling (1996) define a poluição das águas como a adição de substâncias ou formas de energia que alterem a natureza do corpo d'água, direta ou indiretamente, de uma forma que prejudique seus usos legítimos. As cargas de poluição podem ser pontuais ou difusas, sendo as pontuais representadas por efluentes industriais e esgoto cloacal e pluvial, enquanto as difusas devem-se ao escoamento rural e urbano, que se distribui ao longo das bacias hidrográficas. Podem ser orgânicas, com origem nos restos e dejetos humanos, animais e vegetais, bem como inorgânicas, que se originam das atividades humanas, como o uso de pesticidas e lavagem de

superfícies contaminadas, gerando escoamento (TUCCI; HESPANHOL; CORDEIRO NETTO, 2001).

Figura 3.1 - Representação das fontes pontuais e difusas.



Fonte: Braga *et al.* (2005).

No Brasil, as principais fontes de poluição dos recursos hídricos são os esgotos domésticos e industriais, que são muitas vezes lançados nos corpos d'água sem qualquer tipo de tratamento, resultando na degradação ecológica desses ambientes, bem como em prejuízos econômicos e sociais (ESTEVES, 2011).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 realiza o enquadramento dos corpos hídricos em diferentes classes de qualidade de acordo com seus usos preponderantes atuais e futuros (BRASIL, 2005). Assim, em vista de que diferentes usos requerem características diferentes, a ideia de qualidade da água pode ser entendida não como um padrão absoluto de pureza, mas sim como a adequação das características físicas, químicas e biológicas de determinada água para os usos aos quais ela se propõe.

Para Von Sperling (1996), a qualidade da água é resultado dos fenômenos naturais e da atuação antrópica, que se reflete no uso e ocupação do solo da respectiva bacia hidrográfica. Os fatores naturais referem-se principalmente ao escoamento superficial e infiltração do solo. A

influência antrópica se dá pelo despejo de efluentes, resíduos sólidos e resíduos de atividades agrícolas.

Fatores como as condições climáticas, litologia da bacia, vazão e os fluxos de entrada e saída dos rios (precipitação, águas subterrâneas, afluentes e captações) também influenciam nas concentrações de poluentes presentes na água e consequentemente na sua qualidade (VEGA *et al.*, 1998). As águas superficiais, como os rios e lagos, apresentam elevada vulnerabilidade à poluição muito em função de seu fácil acesso (SINGH *et al.*, 2004).

Além dos despejos de efluentes, os resíduos sólidos constituem outro problema relacionado ao acelerado processo de urbanização. A falta ou deficiência na coleta, armazenamento e disposição final desses resíduos comprometem a qualidade das águas, do ar e da própria saúde humana. Nesse cenário, destacam-se o descarte direto no solo e na água, causando também a atração de vetores; o escoamento de líquidos gerados em locais de disposição final inadequados (como os lixões e aterros controlados) e as áreas de mineração contendo inúmeros elementos tóxicos, que atingem as águas superficiais e subterrâneas (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN, VIGIL, 1993). No Brasil, em 2021, cerca de 22 milhões de habitantes não tiveram acesso aos serviços de coleta regular direta e indireta (SNIS, 2022).

As escavações, muitas vezes não preenchidas e recuperadas, e as pilhas de rejeitos geradas nas atividades de exploração mineral contribuem para a degradação da paisagem, intensificação de processos erosivos e assoreamento dos corpos d'água, quando esses rejeitos alcançam os mesmos. A presença de tais atividades próximas a áreas urbanas contribui ainda para a criação de novas áreas de risco (ZAINE e PERINOTTO, 1996).

Outro ponto de grande destaque são as atividades agropecuárias, que apresentam uma necessidade imediata de espaço físico, tendo como primeira consequência o desmatamento. Com a perda da vegetação, o solo fica exposto aos processos de escoamento superficial e lixiviação, que convergem para os rios, levando consigo os insumos utilizados nas plantações (CARVALHO, SCHLITTLER, TORNISIELO, 2000).

Aliado ao desmatamento, as queimadas e impermeabilização dos solos naturais também conduzem à um aumento excessivo do escoamento superficial, consequentemente elevando as taxas de erosão e empobrecimento do solo. Esse material escoado atinge rapidamente os corpos d'água, acelerando o processo de assoreamento dos mesmos, podendo também causar um grande aumento do pico da vazão de cheia nos rios, levando a problemas como as inundações e extravasamento de calha (OTTONI, Adacto; OTTONI, Arthur, 1999).

Nesse sentido, práticas agrícolas como o manejo inadequado e preparação excessiva do solo, reposição insuficiente de carbono orgânico e utilização de métodos pouco efetivos de

irrigação, agravam ainda mais o problema (PESSOA, 2013). Os dejetos de animais, resultantes das atividades pecuárias, também podem ser arrastados para os corpos hídricos pelos processos citados, onde se destaca a amônia oriunda do esterco animal, que é em parte convertida em nitratos solúveis pelas bactérias presentes no solo, constituindo-se em um dos principais poluentes das águas subterrâneas (HESPANHOL, 2009).

Outro problema relacionado aos despejos industriais é a contaminação dos corpos hídricos por metais tóxicos, onde os mais comuns, advindos de fontes pontuais, são o cobre, zinco, cromo, chumbo e níquel. Nesse contexto, o escoamento urbano possui importante papel, onde superfícies metálicas presentes nesses ambientes, como telhados e calhas, também se apresentam como fontes difusas de metais, liberando-os em eventos de precipitações ácidas, comuns em função da poluição atmosférica urbana. Desse modo, têm-se um aumento da solubilidade desses metais, que posteriormente são escoados para os corpos hídricos receptores (GOOD, 1993; NOVOTNY, 1995).

A poluição atmosférica difusa causada pela liberação de óxidos de enxofre, carbono e nitrogênio, decorrente de atividades industriais, queima de carvão e emissões de veículos motorizados, tem contribuído para a intensificação do fenômeno da chuva ácida. Esses óxidos reagem com a água na atmosfera, formando principalmente os ácidos sulfúrico (H_2SO_4) e nítrico (HNO_3), que se precipitam na forma de chuva e neve (LIKENS *et al.*, 1979; SINGH e AGRAWAL, 2008).

O termo “chuva ácida” foi utilizado pela primeira vez pelo químico escocês Robert Angus Smith (1817-1884) para descrever o caráter ácido da chuva no distrito industrial de Manchester, no Reino Unido. Atualmente é empregado para descrever chuvas com pH abaixo de 5,6, valor que é considerado o normal para aquelas que não sofrem influência de poluição atmosférica. Seus efeitos ambientais incluem o aumento da acidez dos solos, afetando as plantas e a fertilidade do solo, e a acidificação dos corpos d’água, afetando todos os organismos presentes, podendo levar a morte de peixes e outras espécies mais sensíveis (LIKENS *et al.*, 1979; SINGH e AGRAWAL, 2008).

3.3 Monitoramento e parâmetros de qualidade da água

O monitoramento da qualidade da água compreende todas as atividades relacionadas à coleta e processamento de dados com o propósito de se obter informações sobre as suas características físicas, químicas e biológicas. Além da coleta dos dados, as atividades de monitoramento também cobrem procedimentos subsequentes, como a análise laboratorial e a

avaliação dos dados visando obter as informações definidas pelo programa adotado (HARMANCIOGLU, OZKUL, ALPASLAN, 1998). Um de seus principais objetivos é a detecção de mudanças ou tendências temporais nos níveis de poluição, buscando identificar e descrever os principais fatores responsáveis por tais variações (YU, ZOU, WHITTEMORE, 1993).

Historicamente, os programas de monitoramento apresentam foco na resolução de problemas relacionados à qualidade da água, e não em reportar o quadro geral do meio ao qual se inserem, seja de uma perspectiva da saúde humana ou dos ecossistemas. Esse comportamento é verificado principalmente em países em desenvolvimento, que experimentam rápido crescimento econômico por meio da industrialização, urbanização e atividades agrícolas, dependentes do desenvolvimento dos recursos hídricos (WARD, 1997).

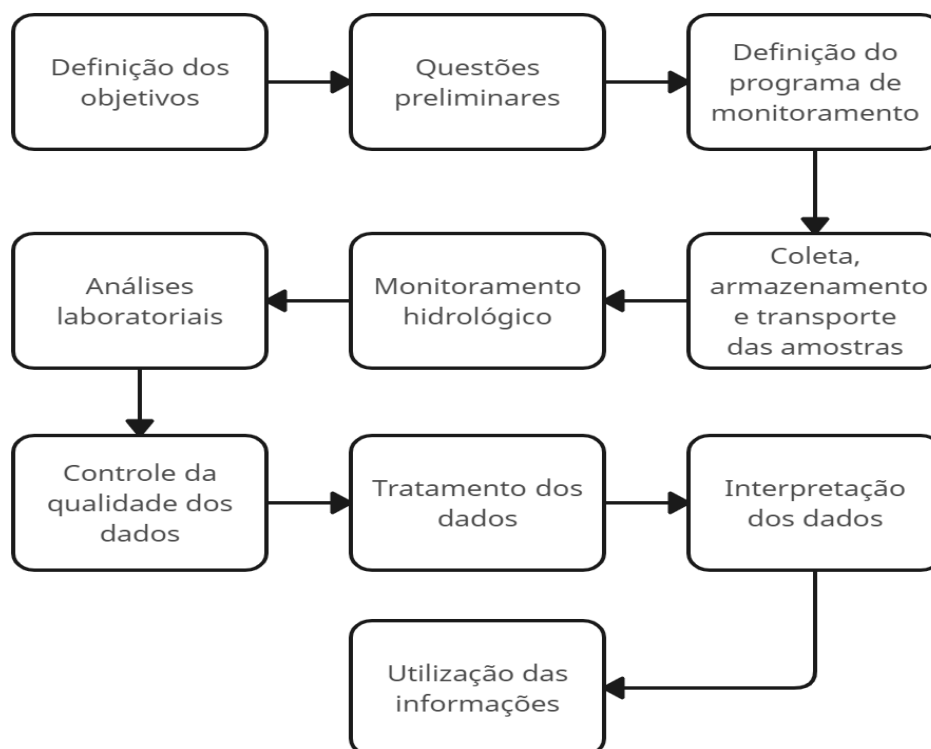
Tal cenário se reflete em rápido aumento dos níveis de poluição ambiental, em especial, relacionados as águas superficiais. Desse modo, os programas de monitoramento desses locais comumente apresentam uma face orientada ao problema, onde a atenção é voltada para as áreas mais impactadas. Observa-se, porém, que a demanda para os usos múltiplos da água também requer informações acerca das águas não poluídas, transformando assim o controle de qualidade da água em um problema urgente que necessita de soluções rápidas (HARMANCIOGLU, OZKUL, ALPASLAN, 1998).

Para Ward (1997), o cenário atual do monitoramento da qualidade da água reconhece a maior necessidade de atenção às fontes difusas de poluição, em relação as fontes estritamente pontuais. Assim, verifica-se maior pressão sobre os programas de monitoramento para educar o público sobre suas contribuições individuais para a degradação da qualidade da água. Nesse contexto, Lamparelli (2004) ressalta a crescente conscientização da população com a relação entre a qualidade da água e a qualidade de vida como um todo, resultando em cobranças cada vez mais frequentes das agências ambientais governamentais acerca dos resultados dos programas de monitoramento.

Meybeck, Kimstach e Helmer (1996) ponderam que os programas de monitoramento devem ser adotados de acordo com objetivos definidos em função das condições ambientais, usos da água (atuais e futuros) e legislação local. Posteriormente são levantadas questões preliminares, como os parâmetros considerados e a viabilidade financeira do projeto. Após, definem-se as questões técnicas, como os equipamentos utilizados, frequência e localização dos pontos de monitoramento. Prossegue-se então para as etapas de campo, que incluem a coleta, armazenamento e transporte das amostras, bem como o monitoramento das características hidrológicas do local estudado. Realizam-se então as análises laboratoriais, com atenção ao

controle de qualidade dos dados, e o tratamento e interpretação dos dados levantados. Por fim, as informações encontradas podem ser utilizadas por autoridades ambientais para a concepção de projetos ou para melhorar o programa de monitoramento.

Figura 3.2 - Abordagem generalizada dos sistemas de monitoramento de qualidade da água.



Fonte: Adaptado de Meybeck, Kimstach e Helmer (1996).

Desse modo, o monitoramento tem por objetivo realizar a verificação dos parâmetros qualitativos e quantitativos da água, podendo ser realizado de maneira contínua ou periódica, sendo utilizado para verificar a evolução espacial e temporal de sua qualidade em determinado local, e como a mesma é afetada pelas atividades antrópicas.

A escolha dos parâmetros a serem observados em qualquer programa de monitoramento depende dos objetivos do mesmo. A seleção de variáveis apropriadas ajuda na eficiência e viabilidade financeira do projeto (CHAPMAN e KIMSTACH, 1996). Os parâmetros de qualidade da água podem ser classificados em físicos, químicos e biológicos. Os principais parâmetros físicos são a turbidez, temperatura, cor, sabor e odor. Os principais parâmetros químicos são o pH, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, alcalinidade, acidez, dureza, ferro, manganês,

nitrogênio (nas formas molecular, orgânico, amônia, nitrito e nitrato), fósforo, cloretos e os micropoluentes orgânicos e inorgânicos (VON SPERLING, 1996).

Os parâmetros biológicos referem-se à presença de organismos como bactérias, vírus, fungos, algas, protozoários e helmintos, onde destaca-se o uso da clorofila-a e da bactéria *Escherichia coli* (VON SPERLING, 1996).

3.3.1 Parâmetros físicos

3.3.1.1 Turbidez

A turbidez representa a grau de interferência da passagem de luz através da água, conferindo uma aparência turva a mesma. É causada pela presença de sólidos em suspensão no meio líquido, que podem ter origem natural mineral (partículas de rochas, argila e silte) ou orgânica (algas e outros microrganismos), bem como antropogênica, como despejos domésticos e industriais e material particulado decorrente de processos erosivos. Quando de origem natural, não gera problemas sanitários diretos, porém, deixa a água potável esteticamente desagradável. Quando de origem antropogênica, pode estar relacionada à compostos tóxicos e microrganismos patogênicos, que podem afetar o processo de tratamento da água, protegendo esses microrganismos do processo de desinfecção (VON SPERLING, 1996).

A matéria orgânica presente na água serve de alimento para bactérias, resultando no aumento da turbidez causado pelo seu crescimento populacional e de outros microrganismos que delas se alimentam. Compostos inorgânicos como nitrogênio e fósforo, decorrentes de despejos industriais e do escoamento de áreas agrícolas estimulam o crescimento de algas, também contribuindo para o aumento dos níveis de turbidez. Assim, a natureza dos materiais responsáveis pela turbidez varia entre puramente inorgânicos à majoritariamente orgânicos. Essa disparidade de natureza dificulta o estabelecimento de regras para sua remoção nas estações de tratamento (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).

Para os consumidores em geral, a aparência da água é um dos fatores mais importantes, visto que as pessoas tendem a associar automaticamente a alta turbidez à possível poluição e riscos à saúde ocasionados por ela. (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003). Nesse sentido, segundo a World Health Organization (WHO, 1993), águas com valores inferiores à 5 NTU são normalmente aceitas pelos consumidores. Salienta também, que devido aos seus efeitos microbiológicos, os valores de turbidez devem ser mantidos o mais baixo possível.

Em termos ambientais, a principal consequência do aumento de turbidez em um corpo hídrico é a redução das taxas de fotossíntese da vegetação enraizada submersa e das algas,

ocasionando a redução do oxigênio dissolvido disponível, podendo assim suprimir a produtividade dos peixes e outros organismos presentes (CETESB, 2022).

3.3.1.2 Temperatura da água

As variações de temperatura são parte do regime climático normal e os corpos hídricos naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura das águas superficiais é influenciada por fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (CETESB, 2022).

Suas variações podem ter origem natural, como a transferência de calor por radiação, condução e convecção (com a atmosfera e com o solo), e antrópica, geralmente por despejos industriais e águas utilizadas em torres de resfriamento, que são devolvidas aos corpos hídricos (VON SPERLING, 2006).

Sua importância como parâmetro de qualidade da água se dá face aos seus efeitos nas reações químicas, taxas de reação e vida aquática. Seu aumento reduz a solubilidade do oxigênio e aumenta as taxas de reação, podendo causar alterações nas espécies de peixes presentes nos corpos hídricos receptores (METCALF e EDDY, 2016). Nesse sentido, de acordo com a regra de Van T'Hoff, à qual existem várias exceções, porém ainda é utilizada com caráter aproximativo, um aumento de temperatura de 10°C pode duplicar ou triplicar as velocidades das reações (ESTEVES, 2011).

De modo geral, à medida que a temperatura aumenta, características como viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam. Os organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo (CETESB, 2022).

3.3.1.3 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica da água (CE) representa a medida de sua capacidade de conduzir corrente elétrica. Como a corrente elétrica é transportada por íons em solução, a condutividade aumenta conforme a concentração de íons também aumenta. Assim, o valor medido da CE é utilizado como um parâmetro para se avaliar a concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), de acordo com a equação 1. Também se constitui em um dos parâmetros mais importantes na verificação da adequabilidade da água para uso na irrigação (METCALF e EDDY, 2016). Nas

águas continentais, os íons que mais influenciam os valores de condutividade são o cálcio, magnésio, sódio, potássio, bicarbonato, cloreto e sulfato (ESTEVEZ, 2011).

$$\text{SDT (mg.L}^{-1}\text{)} = \text{CE (}\mu\text{S.cm}^{-1}\text{ ou }\mu\text{mho.cm}^{-1}\text{)} \times (0,55 - 0,70) \quad (3.1)$$

A condutividade também é influenciada pelo grau em que esses sólidos se dissociam em íons, a quantidade de carga elétrica e mobilidade de cada íon e a temperatura da solução. Na maioria das águas naturais, a condutividade varia entre 10 e 1.000 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, podendo exceder esse valor em casos de águas muito poluídas, principalmente pelo escoamento de áreas de atividades agrícolas (CHAPMAN e KIMSTACH, 1996). Apesar de a legislação brasileira não especificar um valor de referência, a CETESB (2022) considera que valores de condutividade acima de 100 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ são um indicativo de ambientes impactados, com altos valores podendo indicar características corrosivas da água. Outro ponto a se avaliar é que a condutividade fornece uma boa indicação da concentração mineral da água, porém, não fornece nenhuma indicação específica das quantidades individuais dos vários componentes.

A condutividade apresenta uma relação direta com a vida aquática. Em estudo realizado utilizando diatomáceas bentônicas em uma grande quantidade de rios nos Estados Unidos, Potapova e Charles (2003) encontraram relações inversas entre a condutividade e concentração iônica e essas comunidades. Pond e McMurray (2002) utilizaram macroinvertebrados em rios da região leste do Estado de Kentucky com a mesma finalidade e obtiveram resultados semelhantes, notando uma redução nas comunidades desses organismos em locais de elevada condutividade.

3.3.1.4 Cor

A coloração da água é causada pela presença de sólidos dissolvidos, que podem ter origem natural, como a decomposição da matéria orgânica, principalmente relacionada à vegetais, como os ácidos húmicos e fúlvicos, ou antrópica, relacionada ao lançamento de esgotos domésticos e resíduos industriais, como os de tinturaria, tecelagem, papel, entre outros. Também pode ter origem mineral, causada por substâncias metálicas, como ferro e manganês. A cor ocasionada por fontes naturais não apresenta risco direto à saúde, porém, é indesejável do ponto de vista estético. Em estações de tratamento, a cloração da água contendo matéria orgânica dissolvida responsável pela cor pode ocasionar a geração de trihalometanos, produtos potencialmente cancerígenos (VON SPERLING, 1996).

A análise da cor deve ser distinguida entre cor verdadeira e cor aparente, onde a última é influenciada pela presença de sólidos suspensos relacionados à turbidez. Quando estes são

removidos, é obtida a cor verdadeira, que representa em média 40% a 60% da cor aparente (CARVALHO e SIQUEIRA, 2011).

3.3.2 Parâmetros químicos

3.3.2.1 Potencial Hidrogeniônico

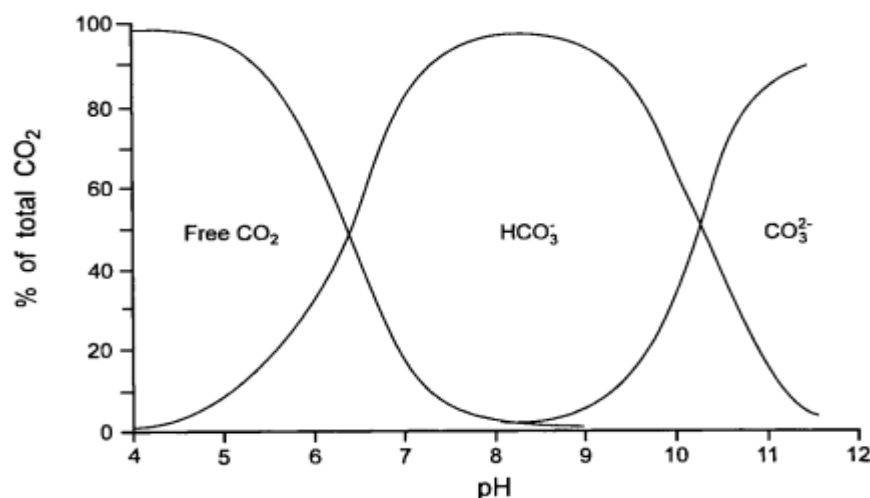
O potencial hidrogeniônico (pH) representa a concentração de íons hidrogênio (H^+) presentes na água, em uma escala variando usualmente de 0 a 14, indicando sobre a condição de acidez, alcalinidade ou neutralidade. Em 1909, o químico dinamarquês Søren Peter Lauritz Sørensen (1868-1939) propôs expressar os valores de pH em termos do logaritmo negativo da concentração molar de íons hidrogênio, de acordo com a Equação 2. Cabe destacar que a constante de ionização da água (K_w) varia com a temperatura e assim, as condições de neutralidade também variam, sendo de 7,0 em 25°C, 6,5 em 60°C e 7,5 em 0°C (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).

$$pH = -\log [H^+] \quad \text{ou} \quad pH = \log \frac{1}{[H^+]} \quad (3.2)$$

É um dos parâmetros mais importantes nos ecossistemas aquáticos e ao mesmo tempo um dos mais difíceis de serem interpretados, influenciando em muitos processos químicos e biológicos. Essa complexidade se dá em função dos inúmeros fatores que podem influencia-lo (ESTEVES, 2001). Sua origem natural se dá pela dissolução das rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese. Sua origem antrópica está relacionada à despejos domésticos e industriais. De modo geral, valores afastados da neutralidade afetam a vida aquática, os microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico do esgoto e as águas de abastecimento, com a possibilidade de incrustações em caso de pH elevado, e corrosividade em casos de pH mais baixos (VON SPERLING, 1996).

Em águas naturais não poluídas, o pH é controlado principalmente pelo balanço entre o dióxido de carbono e os íons carbonato e bicarbonato (Figura 3), com variações diárias sendo comuns em função dos processos de fotossíntese, que assimilam o CO_2 do meio, consequentemente aumentando o pH no período diurno (CHAPMAN e KIMSTACH, 1996).

Figura 3.3 - Relações entre as diferentes formas de carbono inorgânico em função do pH.



Fonte: Chapman e Kimstach (1996).

De acordo com Esteves (2011), os corpos hídricos continentais, em geral, apresentam valores de pH entre 6 e 8,5. Entretanto, valores extremos podem ser encontrados em regiões com características peculiares. Nesse contexto, destacam-se alguns lagos do Pantanal, no Mato Grosso do Sul, que apresentam alta concentração de sais de carbonato e bicarbonato, e também lagoas que sofrem forte influência da água do mar, apresentando pH acima de 9. Destacam-se também ecossistemas ácidos, como os lagos amazônicos, que sob forte influência dos solos ácidos locais, apresentam pH em torno de 5, assim como as águas escuras, que adquirem essa coloração devido à grande presença de substâncias húmicas e fúlvicas.

3.3.2.2 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é um parâmetro de essencial importância para os organismos aeróbios, sendo o principal indicador da caracterização dos efeitos da poluição das águas decorrente de despejos orgânicos e do nível de autodepuração da água. Em concentrações em torno de 4-5 mg.L⁻¹ morrem os peixes mais exigentes, enquanto que concentrações iguais ou inferiores a 2 mg.L⁻¹ são letais para todos os peixes. Em caso de consumo completo do oxigênio disponível, têm-se a condição de anaerobiose, com a geração de maus odores (VON SPERLING, 1996).

Os fatores que afetam a concentração de oxigênio dissolvido nas águas naturais podem ser agrupados em duas categorias gerais. A primeira inclui as características geofísicas da área, como a geometria do rio, incluindo a área da seção transversal, profundidade, largura, velocidade, vazão

de escoamento e a temperatura e pressão atmosférica, que também se relacionam com a altitude do local. O segunda categoria se relaciona às reações bioquímicas e as fontes de oxigênio dissolvido na água, sejam naturais ou antrópicas (O'CONNOR, 1967).

As principais fontes de oxigênio dissolvido na água são os processos de transporte vertical por efeito da turbulência, resultantes da ação dos ventos, promovendo a oxigenação das camadas superiores, e a atividade fotossintética, restrita à zona eufótica. Assim, a concentração de OD também sofre variações diárias, com maiores valores encontrados durante a período diurno (TUNDISI, J. e TUNDISI, T., 2008).

Segundo Esteves (2011), os corpos hídricos tropicais comumente apresentam déficits de oxigênio na coluna d'água, especialmente na camada inferior, em função das altas temperaturas e características morfológicas da região.

3.3.2.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é definida como a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica biodegradável por microrganismos aeróbios, resultando em uma forma inorgânica estável. O teste de DBO é realizado medindo a quantidade de oxigênio consumido após incubar a amostra em um local escuro, em uma temperatura específica por determinado tempo, usualmente 5 dias à 20°C, resultando na denominada DBO_{5,20} (CHAPMAN e KIMSTACH, 1996).

Segundo Von Sperling (1996), a DBO retrata de maneira indireta o teor de matéria orgânica presente na água, sendo tradicionalmente o parâmetro mais utilizado para esse fim. Os esgotos domésticos apresentam DBO na faixa de 300 mg.L⁻¹, enquanto que nos efluentes industriais o valor varia amplamente, de acordo com o tipo de processo industrial adotado. De acordo com Chapman e Kimstach (1996), águas não poluídas apresentam DBO na faixa de 2 mg.L⁻¹ ou menos, enquanto que as águas que recebem efluentes podem apresentar valores de 10 mg.L⁻¹ ou mais.

Assim, a DBO apresenta-se como um dos mais importantes parâmetros no monitoramento da qualidade das águas, permitindo conhecer o grau de poluição de determinada água, auxiliando no dimensionamento de estações de tratamento de esgotos ou de resíduos industriais ou na avaliação da eficiência dos processos de tratamento biológico de resíduos orgânicos (PALMA-SILVA, 2006). Entretanto, conforme destaca a CETESB (2022), a DBO_{5,20} somente mede a quantidade de oxigênio consumido num teste padronizado, não fazendo qualquer inferência sobre

a presença de matéria não biodegradável, nem levando em consideração possíveis efeitos tóxicos ou inibidores de materiais sobre a atividade microbiana.

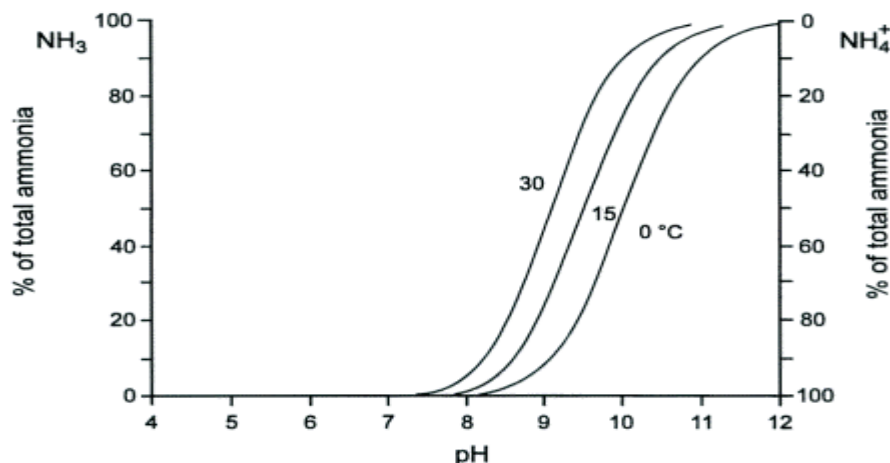
3.3.2.4 Série de Nitrogênio

O Nitrogênio é um dos principais elementos químicos na natureza, com o gás hidrogênio (N_2) sendo o gás mais abundante da atmosfera e um dos principais elementos da biosfera. Participa da constituição de proteínas, peptídeos e aminoácidos, sendo indispensável aos seres vivos. As principais fontes naturais de nitrogênio nos ecossistemas aquáticos são a fixação biológica (transformação de N_2 em N biológico), chuvas, tempestades atmosféricas de raios (que fornecem energia para combinar nitrogênio e oxigênio molecular e formar o nitrato) e o aporte orgânico e inorgânico de ecossistemas vizinhos. Entre as fontes antrópicas destaca-se o despejo de efluentes domésticos e industriais e o escoamento de águas pluviais de áreas agrícolas (ESTEVES, 2011).

Pode ser encontrado nas águas superficiais nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras formas são denominadas reduzidas, e as duas últimas, oxidadas (CETESB, 2022). Outras formas de nitrogênio como o nitrogênio molecular (N_2), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO) e o dióxido de nitrogênio (NO_2) existem naturalmente como gases que apresentam limitada solubilidade em meio aquoso. Assim, as formas amoniacal, nitrito e nitrato, são as principais formas utilizadas para caracterização da qualidade da água (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).

O nitrogênio amoniacal existe em duas formas, uma não ionizada (NH_3) denominada amônia e uma ionizada (NH_4^+), chamada de amônio. A variação da concentração dessas formas depende da temperatura e do pH (Figura 4). O nitrogênio amoniacal ocorre naturalmente nos ecossistemas aquáticos a partir da dissociação do nitrogênio orgânico e da matéria inorgânica do solo e do próprio ambiente, excreções da biota e trocas gasosas com a atmosfera. Despejos orgânicos e industriais (como as da produção de papel) também contribuem para o aumento da concentração de amônia. Águas superficiais não poluídas apresentam concentrações de amônia total geralmente inferiores à $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$, podendo alcançar até 3 mg.L^{-1} . Concentrações maiores são um indicativo de poluição orgânica. Em certos níveis de pH, altas concentrações de amônia (NH_3) são tóxicas para a vida aquática (CHAPMAN e KIMSTACH, 1996).

Figura 3.4 - Variação das formas de nitrogênio amoniacal de acordo com a temperatura e com o pH.



Fonte: Chapman e Kimstach (1996).

O íon nitrato (NH_3^-) é a forma de nitrogênio combinado mais comumente encontrada nas águas superficiais. Pode ser reduzido bioquimicamente para nitrito (NO_2^-) em condições anaeróbicas pelo processo de desnitrificação. É um nutriente essencial para a vegetação aquática e apresenta variações sazonais decorrentes do crescimento e decomposição das plantas. Suas fontes naturais incluem a decomposição de rochas ígneas, drenagem da terra e detritos de animais e plantas. Entre as fontes antrópicas urbanas estão os lançamentos de efluentes e lixiviados gerados em aterros. Em relação as fontes rurais, destaca-se o uso de fertilizantes (CHAPMAN e KIMSTACH, 1996).

Entre os principais problemas causados pelas formas de nitrogênio, destaca-se o processo de eutrofização, resultante de uma grande proliferação de algas e cianobactérias, causadas pela presença de grandes concentrações de nitrogênio e fósforo. Entre as consequências desse processo, pode-se citar a redução da concentração de oxigênio dissolvido, redução da luz solar disponível em função da densidade das algas na superfície e mudanças na composição das espécies de peixes, onde peixes de águas mais frias são forçados a subir para as camadas superiores devido à redução de oxigênio no hipolímio. Esse processo pode levar ao estresse térmico nesses peixes, resultando em uma eventual substituição dessas espécies por outras mais tolerantes à maiores temperaturas e condições reduzidas de oxigênio (HARPER, 1992).

A ingestão de águas com alta concentração de nitrato pode causar a doença metahemoglobinemia em crianças, resultante da interação da hemoglobina com o nitrito, que se forma da redução do nitrato no sistema digestivo. O nitrito também pode interagir com aminas e formar as nitrosaminas, que são fortes carcinogênicos. Por essa razão, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) determinou que para águas de abastecimento público,

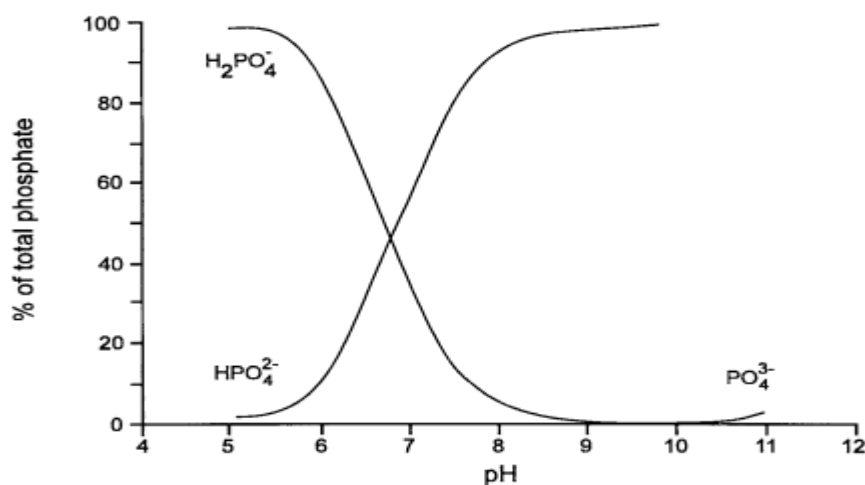
a concentração de nitrato não deve exceder 10 mg.L^{-1} e a de nitrito não deve exceder 1 mg.L^{-1} (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003). No Brasil, a Resolução CONAMA n° 357/2005 adota os mesmos valores referenciais para as águas doces (BRASIL, 2005).

Conforme o tempo passa, o nitrogênio orgânico é gradualmente convertido em amônia, e posteriormente, se existirem condições aeróbias, a amônia é oxidada em nitratos e nitritos (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003). Assim, a forma predominante do nitrogênio em determinado ponto de um corpo hídrico fornece informações sobre o grau de poluição e a distância da fonte. Águas em que predominam o nitrogênio orgânico ou amoniacal indicam que a poluição é recente e a fonte está próxima, enquanto que em casos de predominância de nitratos, a poluição é mais remota (VON SPERLING, 1996).

3.3.2.5 Fósforo

Assim como o nitrogênio, o fósforo também é um elemento essencial para o crescimento das algas e outros organismos biológicos. Entretanto, não apresenta uma forma gasosa que possa transferida à atmosfera (METCALF e EDDY, 2016). Nas águas naturais, ocorre principalmente nas formas de ortofosfatos e polifosfatos dissolvidos, bem como em sua forma orgânica. O equilíbrio entre essas formas varia de acordo com o pH do meio (Figura 6). As fontes naturais de fósforo são principalmente a decomposição da matéria orgânica, dissolução de rochas contendo esse mineral, chuvas e dejetos de animais. As fontes antrópicas são os despejos domésticos (em especial, os que contem detergentes) e industriais e o escoamento de fertilizantes (CHAPMAN e KIMSTACH, 1996; CAMPBELL e EDWARDS, 2001).

Figura 3.5 - Relação entre as diferentes formas de fósforo de acordo com o pH.

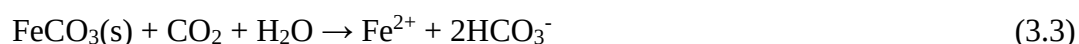


Fonte: Chapman e Kimstach (2016).

Assim como o nitrogênio, o excesso de fósforo na água pode ocasionar o processo de eutrofização, podendo assim aumentar a produtividade biológica dos ecossistemas aquáticos, causar alterações nas espécies vegetais e de peixes, variações no pH e oxigênio dissolvido e problemas de sabor e odor, limitando assim o uso da água para a recreação, pesca, consumo e uso industrial (CAMPBELL e EDWARDS, 2001).

3.3.2.6 Ferro Dissolvido

O ferro é encontrado nos solos e minerais principalmente na forma de óxidos férricos insolúveis e pirita. Em algumas áreas também pode ocorrer em formas carbonatadas como a siderita, que é pouco solúvel. As águas subterrâneas normalmente apresentam elevadas concentrações de dióxido de carbono, permitindo que o ferro em sua forma carbonatada seja dissolvido, de acordo com a Equação 3 (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).



Em águas naturais de baixo pH e condições de ausência de oxigênio, o ferro se apresenta na forma solúvel (Fe^{2+}), que ao ser oxidado pela aeração ou aplicação de cloro, faz que os minerais se precipitem novamente em sua forma insolúvel (Fe^{3+}), conferindo à água uma aparência de vermelho a preto (MORUZZI e REALI, 2012). Assim, águas contendo ferro não causam riscos à saúde humana em concentrações moderadas, sendo seus efeitos relacionados à estética da água, como cor e sabor, além de problemas para alguns usos industriais e em sistemas de distribuição. Sua origem antrópica se relaciona principalmente à despejos industriais (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).

3.3.2.7 Manganês dissolvido

O manganês existe no solo principalmente na forma de dióxido de manganês (MnO_2), que é insolúvel em águas contendo dióxido de carbono. Em condições anaeróbias, essa forma é oxidada para sua forma solúvel Mn^{2+} (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).

A crosta terrestre é constituída de aproximadamente 0,1% de manganês, distribuído de maneira bastante uniforme. Organismos vegetais possuem a habilidade de extrair-lo e utiliza-lo em seu metabolismo. Sua presença em rios está quase sempre associada a atividades de extração de ferro e à despejos industriais (GRIFFIN, 1960).

3.3.2.8 Alumínio Dissolvido

O alumínio constitui entre 7% e 8% da crosta terrestre, sendo o terceiro elemento mais abundante. Compostos de alumínio são encontrados em quase todas as rochas, em águas superficiais e organismos vivos. Em águas naturais, sua concentração é normalmente baixa, sendo em parte consequência da relação de sua solubilidade com o pH. Na faixa de pH entre 5,5 e 8, o alumínio apresenta baixa solubilidade, entretanto, fora dessa faixa sua solubilidade aumenta consideravelmente. Em águas ácidas ($\text{pH} < 5,5$), pode alcançar concentrações tóxicas aos organismos aquáticos (HOWELLS *et al.*, 1990).

Compostos de alumínio também são largamente utilizados como coagulantes em estações de tratamento de água, e a presença de alumínio na água potável está frequentemente associada à deficiências no controle e operação desse processo (WHO, 1993).

Estima-se que a principal via de exposição humana não ocupacional ao alumínio se dá pela ingestão de alimentos e água. Entretanto, apesar da ampla ocorrência em alimentos, medicamentos e na própria água potável, não há indicações de que o alumínio apresente toxicidade aguda por via oral, bem como não há indicações de carcinogenicidade (CETESB, 2022).

3.3.3 Parâmetros Biológicos

3.3.3.1 Clorofila

As clorofilas são pigmentos verdes, comuns em todas as células fotossintéticas, que ocorrem nos cloroplastos das folhas e outros tecidos vegetais. Todos os organismos que realizam fotossíntese oxigênica apresentam a clorofila-a, enquanto que as bactérias fotossintetizantes possuem em seu lugar a bacterioclorofila (STREIT *et al.*, 2005). A clorofila é a principal variável utilizada como indicador do estado trófico de ecossistemas aquáticos, fornecendo também uma ideia acerca da biomassa das algas (BOYER *et al.*, 2008).

Em águas com baixa ressuspensão de sedimentos, a clorofila também fornece uma indicação aproximada da quantidade de material suspenso na coluna d'água. O crescimento das algas plactônicas em um ambiente aquático está relacionado a presença de nutrientes (principalmente nitratos e fosfatos), incidência de luz solar e temperatura. Desse modo, corpos d'água com baixos níveis de nutrientes (oligotróficos) apresentam baixos níveis de clorofila ($< 2,5 \mu\text{g.L}^{-1}$), enquanto aqueles que possuem elevadas concentrações de nutrientes tendem a apresentar elevados níveis de clorofila (normalmente entre $5\text{-}140 \mu\text{g.L}^{-1}$). As concentrações de

clorofila ainda podem sofrer variações sazonais e diárias, dependendo das condições ambientais (CHAPMAN e KIMSTACH, 1996).

Entretanto, cabe-se destacar que a utilização da clorofila como indicador possui uma grande fraqueza, relacionada à sua grande variabilidade no conteúdo celular dos organismos, que varia entre 0,1% até 9,7% do peso seco total, dependendo da espécie da alga (BOYER *et al.*, 2008).

3.3.3.2 *Escherichia coli*

A *Escherichia coli* é uma bactéria da família Enterobacteriaceae e classificada no grupo dos coliformes termotolerantes, sendo caracterizada pela posse das enzimas β -galactosidase e β -glucuronidase. É abundante nas fezes humanas e de animais de sangue quente, chegando a atingir concentrações de 10^9 por grama (WHO, 1993), sendo assim considerada o indicador mais adequado de contaminação fecal em águas doces (CETESB, 2022).

É encontrada no esgoto, efluentes tratados, solos e águas naturais sujeitos à contaminação fecal recente. Também pode ser encontrada ou até mesmo se multiplicar em águas tropicais que não tiveram contato com matéria fecal humana. Entretanto, a possibilidade de contaminação fecal por animais selvagens, incluindo pássaros, mesmo em áreas remotas, nunca deve ser excluída (WHO, 1993).

3.3.3.3 *Ceriodaphnia dubia*

Os ensaios de toxicidade consistem em expor um organismo, durante determinado período, à uma série de agentes (de substâncias químicas até as próprias águas superficiais), de acordo com condições estabelecidas por métodos padronizados, para assim avaliar o grau dos efeitos tóxicos sobre as variáveis biológicas da espécie. Os testes dividem-se em dois grupos, agudos e crônicos. Os agudos são caracterizados por um curto tempo de exposição e geralmente em concentrações elevadas de determinada substância, tendo como critérios a mortalidade ou imobilidade. Os testes crônicos avaliam os efeitos adversos de uma exposição mais prolongada, sob os critérios de reprodução, crescimento e maturação (MENDES, 2002).

A CETESB realiza o ensaio ecotoxicológico com a *Ceriodaphnia dubia* em amostras de água bruta. O resultado é considerado agudo quando, dentro do período inicial de 48 horas, ocorre efeito significativo na sobrevivência dos organismos, e crônico quando, dentro de sete dias, ocorrem efeitos significativos na reprodução e/ou sobrevivência dos organismos. Caso não haja a detecção de quaisquer efeitos tóxicos a amostra é considerada não tóxica. (CETESB, 2022).

A *Ceriodaphnia dubia* é comumente utilizada nos testes de toxicidade em função de sua ampla disponibilidade, sensibilidade à várias substâncias químicas, adaptabilidade a condições de laboratório e a necessidade de pouco espaço (MOUNT e NORBERG, 1984).

3.3.4 Metais

Os metais são elementos que podem ser encontrados naturalmente em águas não impactadas, dependendo da geologia local. Em quantidades traço, muitos são essenciais para a vida aquática e a saúde humana, como o Mg, Fe, Zn, Mn, Cu, Co, Mo e B, participando de processos como a fotossíntese, cadeia respiratória e fixação do nitrogênio. Entretanto, outros metais como Hg, Pb, Cd, Ag, Cr, Ni e Sn não apresentam funções biológicas conhecidas e são normalmente tóxicos à vários organismos (NOVOTNY, 1995; ESTEVES, 2011).

As principais fontes naturais de elementos traço são o intemperismo das rochas e a erosão dos solos que contém esses elementos. Entre as fontes antrópicas, destacam-se o lançamento de efluentes domésticos e industriais, águas superficiais de áreas agrícolas, onde existe o uso intenso de fertilizantes e as atividades de mineração, onde cabe destacar a contaminação de córregos e rios por mercúrio (Hg), decorrente do garimpo. Por fim, a atmosfera também se constitui uma grande fonte desses elementos, através de queimadas naturais e partículas carregadas pelo vento, como as de origem vulcânica, poeiras e emissões industriais (FALQUETO, 2008; ESTEVES, 2011).

Nas águas naturais, os metais podem existir nas formas dissolvida, coloidal e particulada (seja em suspensão ou sedimento de fundo), com a proporção entre essas formas variando de acordo com o metal e com o corpo hídrico. A toxicidade dos metais em solução é dependente do nível de oxidação do íon metálico em conjunto com a forma em que ele ocorre (EMOYAN, OGBAN, AKARAH, 2006). Nesse sentido, Bryan (1980) destaca ainda que outros fatores ambientais como a salinidade e a temperatura também exercem influência sobre a toxicidade.

Nos seres humanos a toxicidade depende de fatores como a dose, rota de exposição, idade, gênero, genética e condição nutricional do indivíduo exposto. Devido a sua elevada toxicidade, elementos como o arsênio, cádmio, cromo, mercúrio e chumbo são considerados intoxicantes sistêmicos, conhecidos por induzir danos em múltiplos órgãos, mesmo em baixos níveis de exposição (TCHOUNWOU *et al.*, 2012).

Os elementos traço são considerados bioacumulativos ao longo da cadeia trófica, sendo inicialmente adsorvidos no material particulado orgânico e assimilados pelos organismos detritivos e/ou fitoplâncton, posteriormente chegando aos peixes e ao homem (PASCHOAL, 2002).

O termo “metal pesado” é comumente utilizado para se referir a metais e metaloides associados a contaminação e potencial toxicidade. Assim, nas últimas décadas, esse termo tem aparecido em inúmeras publicações e legislações referentes a esses elementos. Entretanto, tem sido utilizado de maneira inconsistente, variando, por exemplo, quais metais são considerados pesados de uma legislação para outra. Também existe a tendência de assumir que todos os chamados “metais pesados” são altamente tóxicos, prejudicando qualquer discussão acerca do uso desses elementos, muitas vezes sem qualquer fundamentação real. Assim, muitos especialistas consideram essa terminologia inadequada e sugerem uma nova classificação, baseando-se na tabela periódica ou de acordo com o comportamento ácido de Lewis (DUFFUS, 2002; ESTEVES, 2011; ALLOWAY, 2013).

Em relação aos elementos individuais, o bário (Ba) é um metal alcalino terroso que compõe aproximadamente 0,05% da crosta terrestre. O bário não existe na natureza em sua forma elemental, mas sim em compostos com outros elementos. Está presente no ar na forma particulada em decorrência de emissões industriais, combustão de carvão, diesel e da incineração de resíduos. Na água, sua presença se dá principalmente por fontes naturais. É utilizado em vários processos industriais e a exposição humana ocorre majoritariamente pela ingestão de alimentos (WHO, 2016). Os principais problemas relacionados à elevadas concentrações de bário no organismo humano incluem falhas renais e/ou cardíacas, edema pulmonar, paralisia respiratória e hemorragias gástricas e intestinais (KRAVCHENKO *et al.*, 2014).

O boro (B) é um elemento que ocorre naturalmente no meio ambiente em formas combinadas, como a colemanita ($\text{Ca}_2\text{B}_6\text{O}_{11} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$). É utilizado em uma variedade de produtos como o vidro, produtos de limpeza, inseticidas, antissépticos, entre outros. Sua origem natural se relaciona principalmente com o intemperismo de rochas sedimentares, enquanto sua origem antropogênica se dá através do lodo de esgoto, efluentes industriais, combustão de carvão e agrotóxicos (MOSS e NAGPAL, 1981). Em exposições prolongadas, os compostos de boro levam a irritações gastrointestinais e sua excreção ocorre principalmente pelos rins (WHO, 1993).

O cádmio (Cd) é um metal encontrado na crosta terrestre e largamente utilizado em baterias, além das indústrias de aço e plásticos. Suas principais fontes antrópicas são os efluentes industriais, principalmente os ligados à galvanoplastia, os fertilizantes e a própria poluição local do ar. Seus efeitos em altas concentrações no organismo humano incluem irritação estomacal, vômito e diarreia, podendo levar à óbito em casos mais graves. Também pode danificar os rins em caso de exposição crônica (CETESB, 2022).

O chumbo (Pb) é um metal utilizado principalmente na produção de baterias, soldas e ligas metálicas, estando naturalmente presente na água devido à dissolução de solos e rochas. Nas águas

de abastecimento, a presença de chumbo se deve à dissolução de componentes do próprio sistema, como os encanamentos, ligas e arranjos metálicos dele constituídos, dependendo de fatores como a temperatura, pH e dureza das águas, com as ácidas e brandas possuindo maior capacidade de dissolução. No corpo humano afeta o sistema nervoso periférico e central, sendo as crianças e mulheres grávidas os grupos mais suscetíveis aos seus efeitos. Também interfere no metabolismo do cálcio, interagindo com a vitamina D (WHO, 1993).

O cobre (Cu) é um micronutriente essencial naturalmente presente nas águas superficiais, comumente encontrado em ligas e revestimentos, sendo também utilizado como algicida em sua forma de sulfato ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$). Suas principais fontes antrópicas são a mineração, efluentes de ETE's, algicidas e a corrosão das tubulações (CETESB, 2022). Exposições agudas podem induzir efeitos tóxicos no trato gastrointestinal, como náuseas, cólicas e vômitos (DIETRICH *et al.*, 2004).

O mercúrio (Hg) é um metal altamente tóxico ao homem, encontrando-se no estado líquido à temperatura ambiente. É utilizado na produção eletrolítica do cloro, equipamentos elétricos, amalgamas, como matéria prima e no garimpo para a extração de ouro, estando presente naturalmente nas águas superficiais e subterrâneas em concentrações normalmente abaixo de $0,5\mu\text{g.L}^{-1}$. Entre as fontes antrópicas, pode-se citar os processos de mineração e fundição, efluentes de ETE's, indústrias de tintas, entre outros. É um elemento conservativo e a exposição aguda pode causar náuseas, dores abdominais, vômitos, diarreia e danos nos ossos, podendo levar à morte. A exposição crônica pode afetar as glândulas salivares, rins e alterar as funções psicomotoras e psicológicas (CETESB, 2022).

3.4 Índices de Qualidade

A avaliação da qualidade da água é um cenário complexo que requer a coleta e a análise de um grande conjunto de dados, que podem ser difíceis de avaliar devido ao número de fatores ambientais que os influenciam, além dos múltiplos usos da água. Nesse sentido, foram desenvolvidas nas últimas décadas uma vasta gama de ferramentas, onde se destaca o Índice de Qualidade da Água (IQA), que visa representar de forma sintética e compreensível a qualidade atual da água de um corpo hídrico e suas tendências espaço-temporais. Assim, tal índice se configura como uma ferramenta comunicativa que auxilia na avaliação dos resultados (STANBUK-GILJANOVIC, 1999; ALMEIDA e SCHWARZBOLD, 2003).

De acordo com Menezes *et al.* (2010), um índice é uma ferramenta matemática utilizada para transformar vários parâmetros em uma única grandeza, de modo a facilitar o entendimento

do fenômeno estudado. Nesse contexto, de acordo com a CETESB (2022), as principais vantagens da utilização dos índices incluem a facilidade de comunicação com o público leigo e a possibilidade de combinar variáveis com unidades de medidas diferentes em uma única unidade. Entretanto, também pondera sobre as desvantagens, sendo a principal relacionada à perda de informação das variáveis individuais e da sua interação. Assim, a utilização de índices não deve substituir, de fato, uma avaliação detalhada da qualidade da água de uma bacia hidrográfica.

Segundo Silva (2006), os índices de qualidade das águas podem ser projetados para situações específicas no contexto de determinada bacia hidrográfica, levando em consideração suas características de uso e ocupação do solo e o desenvolvimento urbano e industrial. Desse modo, pode-se reduzir o número de variáveis utilizadas, se restringindo à aquelas que apresentam mais impacto no ambiente analisado, facilitando a elaboração do índice e deixando sua aplicação mais viável economicamente.

Cabe destacar que não existe um IQA perfeito, pois não é possível refletir integralmente a realidade. Entretanto, cada índice apresenta pontos fortes e fracos, de modo a permitir a aplicação de um modelo que melhor se adeque as características da área de estudo e aos objetivos visados.

Conforme Uddin, Nash e Olbert (2021), não existe uma metodologia mundialmente aceita para o desenvolvimento de um IQA. Entretanto, de maneira geral, a elaboração desses modelos segue quatro passos principais:

- Seleção dos parâmetros que irão compor o índice, normalmente com base na disponibilidade dos dados, opiniões de especialistas e importância ambiental das variáveis. Bollmann e Marques (2000) destacam ainda o uso de métodos estatísticos, como as Matrizes de Correlação, a Análise de Componentes Principais e a Análise Fatorial. Em relação as metodologias de pesquisa de opiniões, tem sido comumente utilizado o método DELPHI, desenvolvido pela RAND Corporation no fim da década de 50.

- Determinação de subíndices. Nessa etapa ocorre a uniformização dos dados, onde as concentrações dos parâmetros selecionados são convertidas em subíndices sem unidades. Essa conversão pode ser realizada por meio de funções lineares e não lineares, bem como por análise de opiniões e curvas de qualidade.

- Estabelecimento de pesos para as variáveis, determinados geralmente em função da importância ambiental relativa das mesmas. A maioria dos modelos utilizam valores diferentes, onde o somatório dos mesmos é igual a 1. Entretanto, alguns modelos utilizam pesos iguais para todos os parâmetros. Uddin, Nash e Olbert (2021) destacam que os modelos de IQA que se utilizam de pesos diferentes (com valores adequados) são geralmente mais robustos, visto que essa técnica tende a reduzir a incerteza do modelo e a melhorar sua integridade. Entretanto, deve-

se ter cuidado ao atribuir esses valores, tendo em vista que dar mais importância à uma variável do que ela realmente merece afetará negativamente a qualidade do índice.

• Na última etapa, os subíndices são agregados para formar um índice final. Esse processo normalmente ocorre por meio de funções aditivas (aritméticas) ou multiplicativas (geométricas). As funções aditivas com pesos iguais e diferentes são representadas respectivamente pelas equações 3.4 e 3.5 (Sutadian *et al.*, 2015).

$$IQA_j = \sum_{i=1}^n S_i \quad (3.4)$$

$$IQA_j = \sum_{i=1}^n S_i w_i \quad (3.5)$$

Onde:

IQA: valor final do Índice de Qualidade da Água

n: número de subíndices (parâmetros)

Si: valor do i-ésimo subíndice

wi: peso correspondente ao i-ésimo subíndice

Apesar de simples, os métodos aditivos sofrem de um problema denominado “efeito eclipse”, onde baixos valores de um ou alguns subíndices são atenuados por valores elevados dos outros subíndices, não refletindo assim de maneira apropriada o estado geral da qualidade da água (SILVA, 2006). Brown *et al.* (1973 *apud* SUTADIAN *et al.*, 2015) sugeriram a utilização de métodos multiplicativos, que passaram a ser utilizados em grande parte dos índices desde então, conforme equações 3.6 e 3.7 para pesos iguais e diferentes, respectivamente:

$$IQA_j = \prod_{i=1}^n S_i^{1/n} \quad (3.6)$$

$$IQA_j = \prod_{i=1}^n S_i^{w_i} \quad (3.7)$$

Onde IQA, n, Si e wi possuem as mesmas representações anteriores e a soma dos pesos é igual a 1.

A seguir são apresentados alguns índices desenvolvidos desde a década 60 em várias partes do mundo, com os mais variados objetivos específicos, inclusive alguns que serão utilizados no presente trabalho.

3.4.1 Índice de Horton

Proposto em 1965 por R.K. Horton, enquanto trabalhava para a ORSANCO (Ohio River Valley Water Sanitation Commission). É baseado em oito parâmetros, sendo eles: oxigênio dissolvido (OD), pH, alcalinidade, densidade de coliformes, condutividade elétrica, carbono extraído por clorofórmio (CCE), cloretos e tratamento de esgoto (% da população atendida). Para cada parâmetro são atribuídos valores de 0 a 100 de acordo com a concentração ou condição de poluição. No caso do tratamento de esgoto, é atribuído o valor de 100 se a porcentagem da população atendida é superior à 95% e o valor de 0 se for menor que 50%. Valores entre essas faixas são avaliados de acordo com a % de atendimento (UDDIN, NASH, OLBERT, 2021).

Posteriormente, os parâmetros recebem um peso de acordo com o seu impacto relativo, variando de 0 a 4, com o OD, pH e tratamento de esgoto tendo um valor atribuído de 4, densidade de coliformes possuindo um valor de 2 e o restante com valor de 1. Outros dois coeficientes relacionados à temperatura (m_1) e poluição aparente (m_2) também são utilizados. Se a temperatura for menor que 34 °C, então $m_1 = 0$, caso contrário, $m_1 = 1$. Se houverem sinais aparentes de poluição, m_2 terá o valor de 0,5, do contrário, $m_2 = 1$ (LUMB, SHARMA, BIBEAULT, 2011). O cálculo do índice segue a Equação 3.8:

$$IQA_i = \left[\frac{w_1 S_1 + w_2 S_2 + w_3 S_3 + \dots + w_n S_n}{w_1 + w_2 + w_3 + \dots + w_n} \right] m_1 m_2 \quad (3.8)$$

Onde:

IQA: valor final do índice de qualidade da água

n: número de subíndices

S_i : valor do i-ésimo subíndice

w_i : peso correspondente ao i-ésimo subíndice

m_1 : coeficiente de ajuste relativo à temperatura

m_2 : coeficiente de ajuste relativo à poluição aparente

3.4.2 National Sanitary Foundation (NSF-WQI)

Baseando-se no índice de Horton, Brown *et al.* (1970) propuseram um novo índice utilizando 9 parâmetros (oxigênio dissolvido, pH, temperatura, turbidez, coliformes fecais, DBO₅, nitrato, fosfato e sólidos totais), escolhidos com base em uma pesquisa de opinião utilizando o método Delphi, com 142 especialistas. Posteriormente, mais 2 parâmetros foram adicionados, relativos à pesticidas e elementos tóxicos (BROWN *et al.* 1972). O cálculo do índice se dá pela Equação 3.9:

$$WQI = \sum_{i=1}^n w_i S_i \quad (3.9)$$

Onde:

WQI: valor final do índice de qualidade da água

n: número de subíndices

S_i: valor do i-ésimo subíndice (0 a 100)

w_i: peso correspondente ao i-ésimo subíndice (0 a 1)

Para a fórmula apresentada acima, n é igual a 9, tendo em vista que os pesticidas e elementos tóxicos não podem ser tratados como termos aditivos simples. Para esses parâmetros, foram estabelecidas concentrações máximas permitidas, que, se superadas por qualquer uma das duas variáveis, acarretam automaticamente na atribuição de valor 0 para o índice.

Para cada parâmetro é atribuído então um subíndice variando de 0 a 100, com base em uma curva média de qualidade também gerada através da opinião de especialistas pelo método DELPHI. A mesma técnica foi empregada para a atribuição de pesos, que possuem valores diferentes e sua soma é igual a 1. Por fim, é realizado o processo de agregação e gera-se o valor final do índice, podendo ser classificado em 5 categorias de qualidade: Excelente (IQA = 90-100); Boa (IQA = 70-89); Regular (IQA = 50-69); Ruim (IQA = 25-49) e Péssima (IQA = 0-24) (BROWN e MCCLELLAND, 1974).

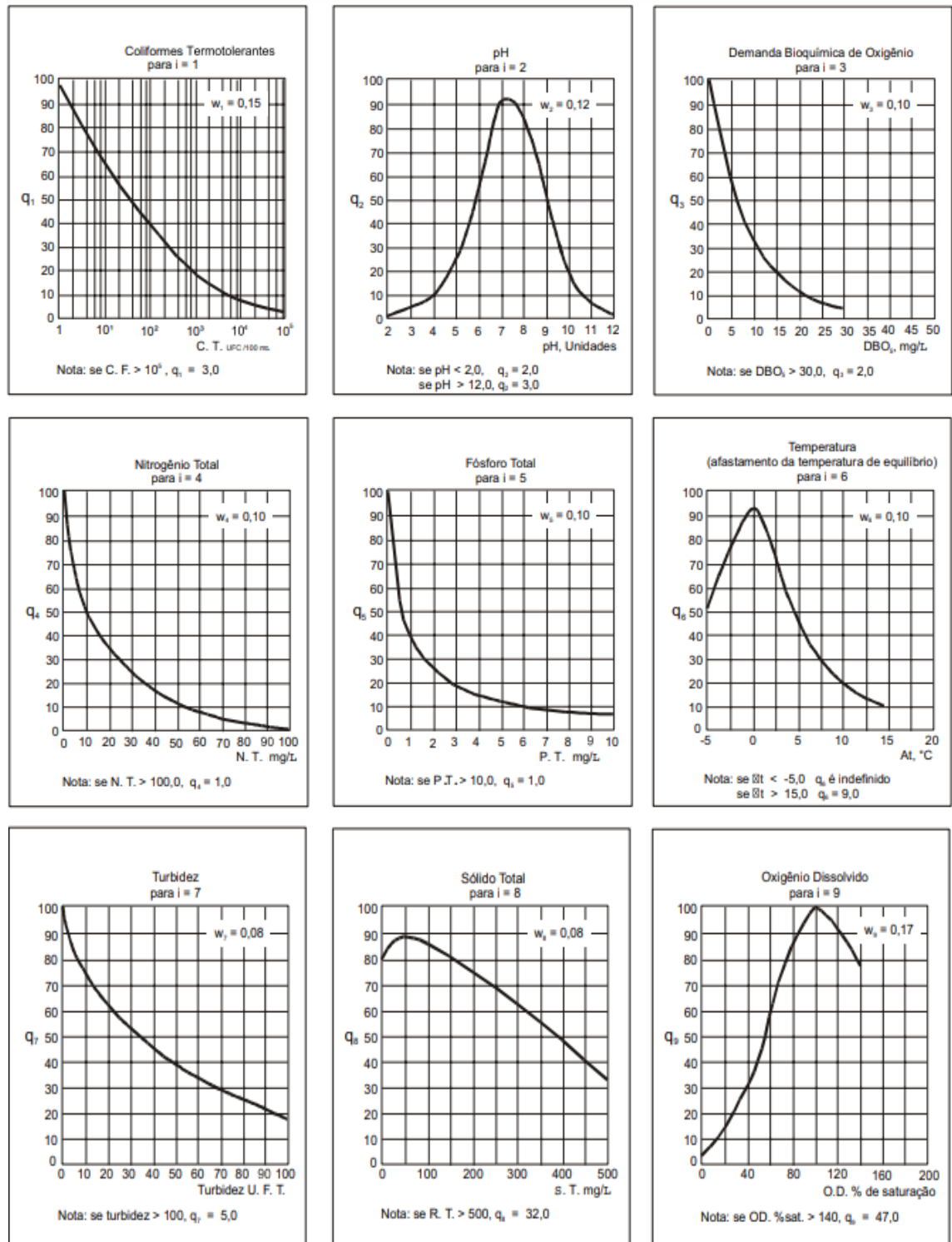
Brown *et al.* (1972) destacaram ainda a necessidade da utilização de técnicas educativas para auxiliar a comunicação com o público, recomendando o uso de um espectro de cores para cada nível de qualidade da água. Como mencionado anteriormente, Brown *et al.* (1973 *apud* SUTADIAN *et al.*, 2015) posteriormente alteraram a fórmula do índice, passando de um formato aditivo para um formato multiplicativo.

3.4.3 IQA CETESB

Em 1975, a CETESB adaptou o IQA-NSF para a utilização em território nacional, visando a apresentação de informações básicas de qualidade da água para o público geral, bem como para auxiliar no planejamento ambiental. Suas principais alterações consistem na substituição do nitrato e do fosfato pelo nitrogênio total e fósforo total, respectivamente. As variáveis utilizadas no índice refletem principalmente a contaminação dos corpos hídricos pelo lançamento de esgotos domésticos, sendo desenvolvido para avaliar a qualidade das águas no que se refere ao abastecimento público. Assim, a utilização desse índice está sujeita à algumas limitações por não considerar fatores como os metais, potencial de formação de trihalometanos, cianobactérias, substâncias que afetam características organolépticas e compostos com potencial mutagênico (CETESB, 2022).

As variáveis utilizadas no cálculo do IQA são: Coliformes Termotolerantes; pH; Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$); Nitrogênio Total; Fósforo Total, Temperatura; Turbidez; Sólidos Totais e Oxigênio Dissolvido (% de saturação). Na ausência de um desses parâmetros, o cálculo do IQA é inviabilizado. Sua agregação é realizada por meio do produtório ponderado entre as 9 variáveis que compõem o índice, de forma idêntica à Equação 8 (CETESB, 2022). Na figura 7 são apresentadas as curvas médias de qualidade para cada parâmetro, bem como seus respectivos pesos relativos.

Figura 3.6 - Curvas médias de qualidade do IQA CETESB.



Fonte: CETESB (2022).

A curva de coliformes termotolerantes pode ser utilizada para ensaios de *Escherichia coli*, aplicando-se um fator de conversão de 1,25 sobre o resultado da mesma. O carbono orgânico total (COT) pode ser utilizado como alternativa à DBO_{5,20}, mantendo a curva de qualidade da mesma, conforme Equação 3.10 (CETESB, 2022).

$$\text{DBO estimada} = \beta \cdot (\text{COT}^y) \quad (3.10)$$

Onde:

$$\beta = 0,5106858$$

$$y = 1,27831$$

Por fim, assim como no índice da NSF, o IQA da CETESB é classificado em cinco categorias diferentes de qualidade, conforme o quadro 1:

Quadro 3.1 - Categorias de classificação do IQA CETESB.

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	$79 < \text{IQA} \leq 100$
BOA	$51 < \text{IQA} \leq 79$
REGULAR	$36 < \text{IQA} \leq 51$
RUIM	$19 < \text{IQA} \leq 36$
PÉSSIMA	$\text{IQA} \leq 19$

Fonte: CETESB (2022).

3.4.4 Índice do Estado Trófico (IET)

O IET avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e o seu efeito no crescimento excessivo das algas e cianobactérias. Para tal, são utilizados os parâmetros fósforo total ($\text{IET}_{(\text{PT})}$), como uma medida do potencial de eutrofização, e a clorofila-a ($\text{IET}_{(\text{CL})}$), como uma medida de resposta do corpo hídrico, indicando o nível de crescimento das algas. O resultado final do IET é uma média aritmética entre os valores do $\text{IET}_{(\text{PT})}$ e do $\text{IET}_{(\text{CL})}$ (CETESB, 2022).

Para rios, o cálculo das variáveis e do IET seguem as equações 3.11-3.13. Sua classificação ocorre em seis categorias diferentes de qualidade, conforme o Quadro 3.2:

$$\text{IET}_{(\text{CL})} = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) - 20 \quad (3.11)$$

$$\text{IET}_{(\text{PT})} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20 \quad (3.12)$$

$$\text{IET} = [\text{IET}_{(\text{PT})} + \text{IET}_{(\text{CL})}] / 2 \quad (3.13)$$

Onde:

CL: concentração de clorofila-a medida na superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$

PT: concentração de fósforo total medido na superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$

Quadro 3.2 - Categorias de classificação do IET para rios.

Categoria (Estado Trófico)	Ponderação
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$

Fonte: CETESB (2022).

3.5 Legislação

3.5.1 Histórico brasileiro

Conforme Surgik (2007), as legislações são instrumentos criados para controlar e modificar o comportamento humano. Nesse contexto, o Direito Ambiental é o reconhecimento legal da inserção do homem na natureza, servindo para controlar sua interação com os recursos naturais.

De seu descobrimento até meados do sec. XX, o Brasil esteve inserido na denominada “fase da exploração desregrada”, onde haviam poucas normas esparsas acerca dos bens ambientais e estas não visavam a proteção ambiental, permitindo a exploração desregrada e não-sustentável dos recursos naturais (ALMEIDA, 2002).

No parágrafo 7º do Título LXXXVIII das Ordenações Filipinas, instauradas ainda no período colonial, observam-se as primeiras noções de poluição e o caráter precursor da proteção das águas no Brasil, com a expressa proibição a qualquer pessoa de jogar qualquer tipo de material que pudesse ocasionar a morte dos peixes, bem como sujar as águas de rios e lagoas (ALMEIDA, 2002).

O Código Penal de 1890, destacava em seu Art. 162: “Corromper ou conspurcar a água potável de uso comum ou particular, tornando-a impossível de beber ou nociva à saúde. Pena:

prisão celular de 1 (um) a 3 (três) anos” (BRASIL, 1890). O Código Civil de 1916 abordou a água em alguns artigos sob uma ótica exclusivamente individualista, pautada na propriedade e no interesse econômico de tal bem. Assim, seu uso não era restrito, devendo-se apenas respeitar o direito de vizinhança (RODRIGUES, 2018).

De acordo com Setti *et al.* (2001), o Código de Águas, estabelecido pelo Decreto nº 24.643/34, foi o primeiro texto legislativo brasileiro que abordou especificamente a questão da qualidade da água, encontrando-se ainda em vigor. Também apresentava um modelo de classificação das águas baseado em três categorias, as “águas públicas”, “águas particulares” e “águas comuns” (BRASIL, 1934).

Da década de 50 até 1981, o Direito Ambiental esteve na chamada “fase fragmentária”, marcada pela limitação da exploração desordenada e preocupação em proteger as categorias mais amplas dos recursos naturais que possuísem interesses econômicos. Assim, essa preocupação dividida em categorias levava a proteção de “um todo a partir das partes”, onde não havia, de fato, uma preocupação com o meio ambiente em si, mas sim com os bens econômicos dele derivados (SELL, 2017).

Entre as legislações desse período pode-se destacar o Decreto nº 50.877/61, que estabelecia em seu art. 1º “Os resíduos líquidos, sólidos ou gasosos, domiciliares ou industriais, somente poderão ser lançados as águas, “in natura” ou depois de tratado, quando essa operação não implique na poluição das águas receptoras” (BRASIL, 1961). A Lei nº 4.089/62, transforma o Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS) em uma autarquia e compete ao mesmo o controle da poluição dos cursos d’água em âmbito federal (BRASIL, 1962). O Código Florestal, instituído pela Lei nº 4.771 de 1965, criou as áreas de preservação permanente (APP’s), protegendo indiretamente a qualidade das águas por meio da proteção à vegetação ao redor das lagoas, rios, lagos e reservatórios (BRASIL, 1965).

Em 1977, por meio do Decreto nº 79.367, foi criada a primeira legislação acerca da potabilidade da água no Brasil, sendo atribuído ao Ministério da Saúde a elaboração de normas e estabelecimento dos padrões de potabilidade da água em todo o território nacional (BRASIL, 1977).

A partir da criação da Política Nacional do Meio Ambiente em 1981, o Direito Ambiental entrou em sua “fase holística”, que perdura até os dias atuais, consistindo na proteção integral do meio ambiente por meio de um sistema ecológico integrado, onde as partes são protegidas a partir do todo, ao contrário do que se observava na fase anterior (SELL, 2017).

A Lei nº 6.938/81, instituiu Política Nacional do Meio Ambiente, responsável por grandes transformações no âmbito da proteção ambiental no Brasil. Instituiu o Sistema Nacional do Meio

Ambiente (SISNAMA), bem como o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Uma de suas competências, destacada no art. 8º, VII é de “estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente com vistas ao uso racional dos recursos ambientais, principalmente os hídricos”. (BRASIL, 1981).

Seus objetivos gerais estão destacados no art. 2º, *in verbis*:

Art 2º - A Política Nacional do Meio Ambiente tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento sócio-econômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana, atendidos os seguintes princípios:

I - ação governamental na manutenção do equilíbrio ecológico, considerando o meio ambiente como um patrimônio público a ser necessariamente assegurado e protegido, tendo em vista o uso coletivo;

II - racionalização do uso do solo, do subsolo, da água e do ar;

III - planejamento e fiscalização do uso dos recursos ambientais;

IV - proteção dos ecossistemas, com a preservação de áreas representativas;

V - controle e zoneamento das atividades potencial ou efetivamente poluidoras;

VI - incentivos ao estudo e à pesquisa de tecnologias orientadas para o uso racional e a proteção dos recursos ambientais;

VII - acompanhamento do estado da qualidade ambiental;

VIII - recuperação de áreas degradadas;

IX - proteção de áreas ameaçadas de degradação;

X - educação ambiental a todos os níveis de ensino, inclusive a educação da comunidade, objetivando capacitá-la para participação ativa na defesa do meio ambiente.

O ato de preservar, destacado no art. 2º, visa manter o estado natural dos recursos ambientais, impedindo a intervenção humana na região. A ideia de melhorar consiste na permissão da intervenção humana no ambiente visando melhorar a qualidade dos recursos ambientais, por meio do manejo adequando das espécies animais e vegetais. Por fim, a recuperação busca a reconstituição de uma área degradada ao seu estado anterior, por meio da intervenção antrópica (SIRVINSKAS, 2020).

Em 1988 foi promulgada a Constituição Federal, que destacava no caput do art.º 225: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (BRASIL, 1988). Desse modo, a Constituição passou a nortear e delimitar o sistema jurídico ambiental. Assim, a proteção ao meio ambiente, salvo em casos do cumprimento de funções sociais, passa a se opor ao interesse particular, inclusive ao direito de propriedade (ALMEIDA, 2002).

Nesse contexto, a água passou a ser considerada um bem de domínio público, em oposição ao domínio privado que ainda se verificava em algumas legislações, como o próprio Código de Águas, conforme o art.º 20, III e art.º 26, I. Conforme art. 21º, XIX, é de competência da União:

“instituir sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direitos de seu uso” (BRASIL, 1988).

O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos foi instituído apenas nove anos depois, com a Lei nº 9.433/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). A referida lei baseia-se nos seguintes fundamentos, definidos em seu art.º 1 (BRASIL, 1997):

Art. 1º A Política Nacional de Recursos Hídricos baseia-se nos seguintes fundamentos:

I - a água é um bem de domínio público;

II - a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico;

III - em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais;

IV - a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas;

V - a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;

VI - a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

Conforme Sirvinskas (2020), ser um bem de domínio público não significa que a água pertença a união, não integrando assim o patrimônio privado do Poder Público, pois conforme o art.º 18 da PNRH, a outorga não implica a alienação das águas, sendo o Poder Público apenas o gestor dos recursos hídricos.

O valor econômico da água é reconhecido através da cobrança pelo seu uso, tendo como objetivos não apenas promover a utilização racional, em vista de que se configura um recurso finito, mas também de ser uma ferramenta para a geração de recursos para investimentos na gestão da água em cada bacia (ABERS e JORGE, 2005).

Os incisos III e IV relacionam-se entre si, pois consideram múltiplos usos para a água, mas em situações de escassez o consumo humano e dessedentação animal são priorizados, em razão de sua função essencial a vida. Nesse contexto, Sirvinskas (2020) destaca que quanto mais diversos forem as atividades econômicas e o desenvolvimento social, maior será o conflito gerado decorrente do uso múltiplo da água.

De acordo com Rodrigues (2018), a instituição da bacia hidrográfica como unidade básica de planejamento segue uma tendência criada pela Conferência de Dublin (1992), que vem sendo adotada mundialmente, onde a gestão da água é baseada em uma abordagem participativa, que envolve os usuários, planejadores e legisladores em todos os níveis, não se restringindo as tradicionais limitações geográficas. Assim, conforme o autor supracitado:

Porém, mais do que isso, a grande verdade é que esta escolha é uma rendição do legislador ao fato de que não é o meio ambiente que deve se submeter ao ser humano, mas, sim, o inverso. De nada adiantaria fixar um sistema de gestão e planejamento de recursos hídricos baseado em limites geográficos, territoriais e políticos, pois há bacias e até microbacias que ultrapassam mais de um município ou mais de um Estado (RODRIGUES, 2018, p. 146).

Em 1998, foi promulgada a Lei nº 9.605/98, denominada Lei de Crimes Ambientais, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Conforme seu art.º 33, provocar, pela emissão de efluentes ou carreamento de materiais, o perecimento de espécimes da fauna aquática existentes em rios, lagos, açudes, lagoas, baías ou águas jurisdicionais brasileiras pode acarretar em detenção de um a três anos, ou multa, ou ambas cumulativamente (BRASIL, 1998).

Em 2000, por meio da Lei nº 9.984/00, foi criada a Agência Nacional de Águas (ANA), entidade federal de implementação da PNRH e de organização, implantação e coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). O órgão configura-se uma autarquia sob regime especial, com autonomia administrativa e financeira, vinculada ao Ministério do Meio Ambiente (RODRIGUES, 2018).

Em 2005, foi promulgado o Decreto nº 5.540, que estabeleceu definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da água de sistemas de abastecimento e instituiu mecanismos e instrumentos para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano. Foi assegurado ao consumidor, entre outros direitos, receber nas contas mensais orientações sobre os cuidados necessários em situações de risco à saúde e resumo mensal dos resultados das análises referentes aos parâmetros básicos de qualidade da água (BRASIL, 2005).

Por quase vinte anos, a Resolução CONAMA nº20/86 foi a principal legislação reguladora acerca da qualidade da água no Brasil, classificando as águas de acordo com seus usos preponderantes em 9 classes, distribuídas entre doces, salinas e salobras. Entretanto, conforme destacam Pizella e Souza (2007), ao longo dos anos foram constatadas incongruências com relação aos padrões de qualidade estabelecidos, com alguns sendo considerados muito restritivos em face à capacidade tecnológica do país na época, e outros considerados muito permissivos frente à qualidade ambiental necessária.

Assim, em 2005, foi promulgada a Resolução CONAMA nº357, que trouxe como principais modificações a inclusão da densidade de cianobactérias nos parâmetros biológicos, frequência bimestral de coletas, classificação de acordo com os usos mais restritivos, exigibilidade de ensaios toxicológicos e a inclusão do conceito de zona de mistura, no que se refere ao gerenciamento de efluentes (PIZELLA e SOUZA, 2007).

Em seu art. 2º, as águas são classificadas em doces, salinas e salobras de acordo com a porcentagem de salinidade:

- I - águas doces: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰;
- II - águas salobras: águas com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰;
- III - águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30 ‰

Em seu art. 38º, define que o enquadramento dos corpos hídricos dar-se-á em função dos usos preponderantes mais restritivos da água, atuais ou pretendidos. Assim, são definidas 13 classes, sendo 5 para águas doces, 4 para as águas salinas e 4 para as águas salobras. Observa-se que águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas para usos menos exigentes, desde que não haja prejuízo a sua qualidade, atendidos outros requisitos pertinentes.

A Lei do Saneamento Básico promulgada em 2007 (Lei nº 11.445) estabeleceu diretrizes para o saneamento no país, abordando princípios como a universalidade, integralidade, intersectorialidade, adoção de tecnologias apropriadas, consideração das peculiaridades locais e regionais, eficiência e sustentabilidade econômica, transparência, segurança, qualidade e regularidade.

A lei foi responsável por definir os instrumentos e regras para o planejamento, fiscalização, prestação e regulação os serviços de saneamento, com o controle social sendo estabelecido sobre tais funções. A regulação deve ser realizada com independência financeira e administrativa da entidade reguladora, apresentando características como transparência, tecnicidade, celeridade e objetividade das decisões (FARIAS, 2011).

Entretanto, conforme destacam Souza e Costa (2016), tal marco regulatório não foi capaz de responder de modo efetivo aos desafios da universalização do saneamento, com a manutenção do arranjo institucional histórico atuando apenas no sentido de garantir a hegemonia dos grupos estadualistas diretamente interessados nele. Assim, em vista do considerável aumento dos recursos empenhados pela União e da regulação setorial já disponível, não mais se justifica a precariedade e lentidão no avanço dos serviços relacionados ao saneamento.

Desse modo, foi promulgada em 2020 a Lei nº 14.026, conhecida como o Novo Marco do Saneamento, que trouxe como inovações a disponibilização da infraestrutura da rede de água e esgoto, a atribuição à Agência Nacional de Águas (ANA) da competência de ser o ente emissor de normas de referência dos sistemas hídrico e de saneamento básico, a diferenciação entre serviços públicos de saneamento básico de interesse local e aqueles de interesse comum e a possibilidade do exercício da titularidade dos serviços de saneamento ser realizado também por gestão associada, mediante consórcio público ou convênio de cooperação. Outro ponto de destaque é a abertura do setor para o capital privado, rompendo com o predomínio, verificado até então, das companhias estaduais (BRASIL, 2020; LEITE, MOITA NETO, BEZERRA, 2022).

3.5.2 Legislação pertinente

No âmbito do presente trabalho, a principal norma utilizada foi a Resolução CONAMA nº 357/2005, onde seus valores de referência foram comparados aos resultados obtidos. Nesse contexto, as águas doces, objeto de estudo, são definidas em cinco classes, a saber: especial, 1, 2, 3 e 4. Os usos destinados a cada classe estão descritos no quadro 4, conforme art. 4º (BRASIL, 2005).

Quadro 3.3 - Classificação das águas doces e suas destinações.

Classe	Destinação
Especial	❖ Abastecimento para consumo humano, com desinfecção ❖ Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas ❖ Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral
1	❖ Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado ❖ Proteção das comunidades aquáticas ❖ Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho* ❖ Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película ❖ Proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas
2	❖ Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ❖ Proteção das comunidades aquáticas ❖ Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho* ❖ Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto ❖ Aquicultura e à atividade de pesca
3	❖ Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado ❖ Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras ❖ Pesca amadora ❖ Recreação de contato secundário ❖ Dessedentação de animais
4	❖ Navegação ❖ Harmonia paisagística

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA nº. 357/2005 (BRASIL, 2005). *Conforme Resolução CONAMA nº 274, de

2000

Para as águas doces de classe 2, referentes aos corpos hídricos abordados, os limites dos parâmetros de qualidade da água são descritos no quadro 5 (não inclusos elementos metálicos), conforme art. 14º e art. 15º:

Quadro 3.5: Limites dos parâmetros de qualidade das águas doces de classe 2.

Parâmetro	Limite conforme Res. CONAMA nº 357/2005
Turbidez	100 NTU
DBO _{5,20}	5 mg.L ⁻¹ O ₂
Oxigênio Dissolvido	Superior a 5 mg.L ⁻¹ O ₂ em qualquer amostra
Clorofila-a	Até 30 µg.L ⁻¹
Cor verdadeira	Até 75 mg Pt.L ⁻¹
pH	Entre 6 e 9
Fósforo Total	Até 0,030 mg.L ⁻¹ em ambientes lênticos Até 0,050 mg.L ⁻¹ em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico
Nitrato	10 mg.L ⁻¹ N
Nitrogênio amoniacal total	3,7 mg.L ⁻¹ N para pH ≤ 7,5 2,0 mg.L ⁻¹ N para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg.L ⁻¹ N para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,3 mg.L ⁻¹ N para pH > 8,5
Cloreto Total	250 mg.L ⁻¹ Cl
Sulfato Total	250 mg.L ⁻¹ SO ₄

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA nº. 357/2005 (BRASIL, 2005).

Os elementos metálicos avaliados nas coletas bimestrais da CETESB e seus respectivos limites podem ser observados no quadro 6:

Quadro 3.6: Limites de elementos metálicos em águas doces de classe 2.

Parâmetro	Limite conforme Res. CONAMA nº 357/2005
Alumínio Dissolvido	0,1 mg.L ⁻¹ Al
Arsênio Total	0,01 mg.L ⁻¹ As
Bário Total	0,7 mg.L ⁻¹ Ba
Boro Total	0,5 mg.L ⁻¹ B
Cádmio Total	0,001 mg.L ⁻¹ Cd
Chumbo Total	0,01 mg.L ⁻¹ Pb
Cobre Dissolvido	0,009 mg.L ⁻¹ Cu
Cromo Total	0,05 mg.L ⁻¹ Cr
Ferro Dissolvido	0,3 mg.L ⁻¹ Fe
Manganês Total	0,1 mg.L ⁻¹ Mn
Mercurio Total	0,0002 mg.L ⁻¹ Hg
Níquel Total	0,025 mg.L ⁻¹ Ni
Zinco Total	0,18 mg.L ⁻¹ Zn

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA nº. 357/2005 (BRASIL, 2005).

Por fim, conforme art. 14º e art. 15º, para as águas doces de classe 2, devem ainda ser observadas outras condições, destacadas a seguir (BRASIL, 2005):

- Não verificação de efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido;
- Não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;
- Materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;
- Óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- Substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;
- Resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;
- Coliformes termotolerantes: para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1 Localização e informações gerais

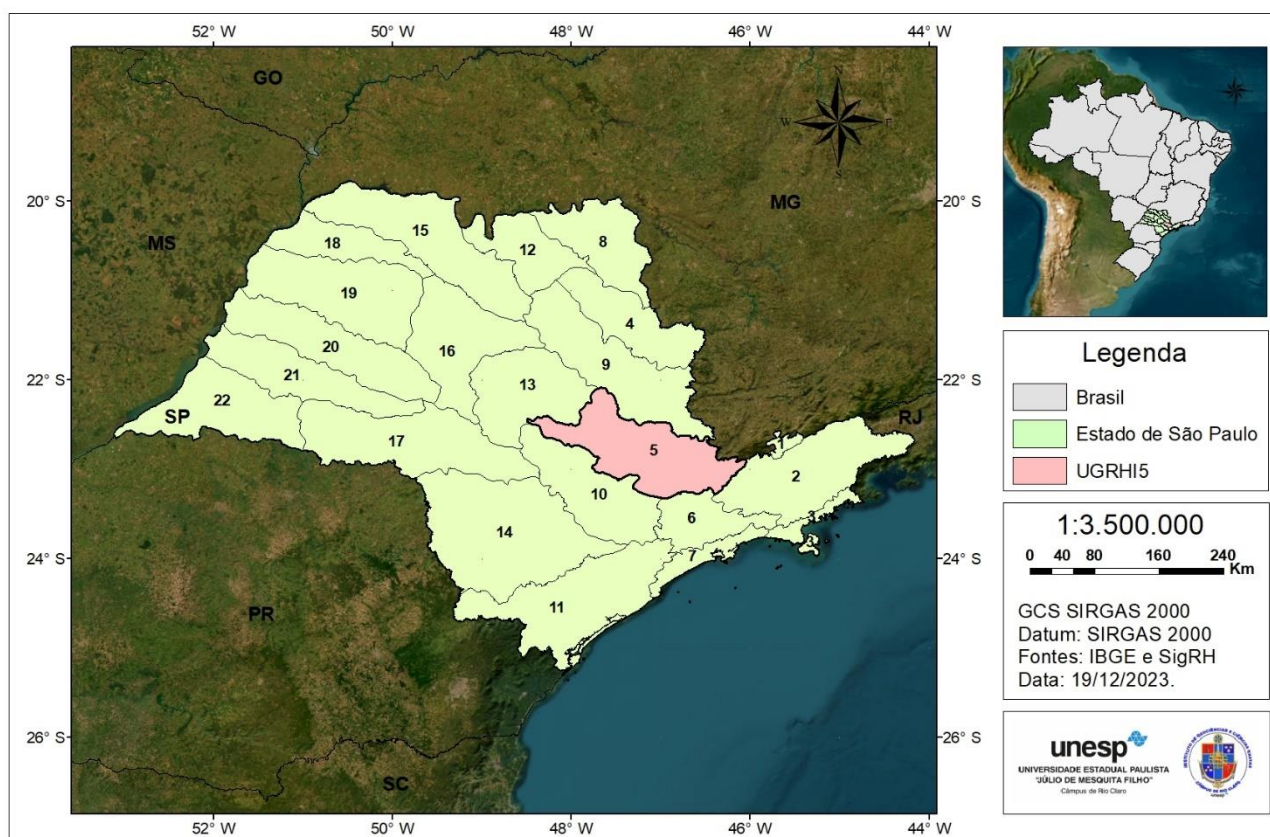
Em 1994, foi promulgada a Lei Estadual nº 9.034, dispondo sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH), que em seu art. 4º, dividiu o Estado de São Paulo em 22 Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) (SÃO PAULO, 1994). As UGRHIs possuem a bacia hidrográfica como unidade territorial para o planejamento dos recursos hídricos. Assim, pertencem a grandes regiões hidrográficas que compartilham um curso d'água principal (LEAL, 2012).

Tal divisão foi realizada levando em consideração critérios como geomorfologia; geologia; hidrologia regional e hidrogeologia; aspectos políticos e socioeconômicos; compatibilização da divisão hidrográfica com as divisões regionais existentes em regiões de planejamento; número de municípios com sede em cada UGRHI; as áreas de cada UGRHI; distâncias rodoviárias; aspectos demográficos e relativa homogeneidade socioeconômica. As UGRHIs foram ainda classificadas em 4 tipos: industrial, em industrialização, agropecuária e em conservação. (LEAL, 2012).

A área de estudo insere-se na UGRHI 5, sob competência do Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (CBH-PCJ), cuja secretaria executiva é função da Agência das Bacias PCJ. Compreende uma área de 15.377,82 km², sendo 92,45% no

Estado de São Paulo (SP) e 7,55% no Estado de Minas Gerais (MG). Situa-se entre os meridianos 46° e 49° O e latitudes 22° e 23,5° S. Apresenta extensão aproximada de 300 km no sentido Leste-Oeste e 100 km no sentido Norte-Sul. Abrange, total ou parcialmente, 76 municípios, sendo 71 pertencentes ao Estado de São Paulo e 5 ao Estado de Minas Gerais, com boa parte desses municípios possuindo a área urbana ou grande parte da população nas áreas de contribuição das Bacias PCJ. É classificada como uma UGRHI industrial (PROFILL-RHAMA, 2020).

Figura 4.1 - Localização da UGRHI 5 no Estado de São Paulo.



Fonte: Autor (2024).

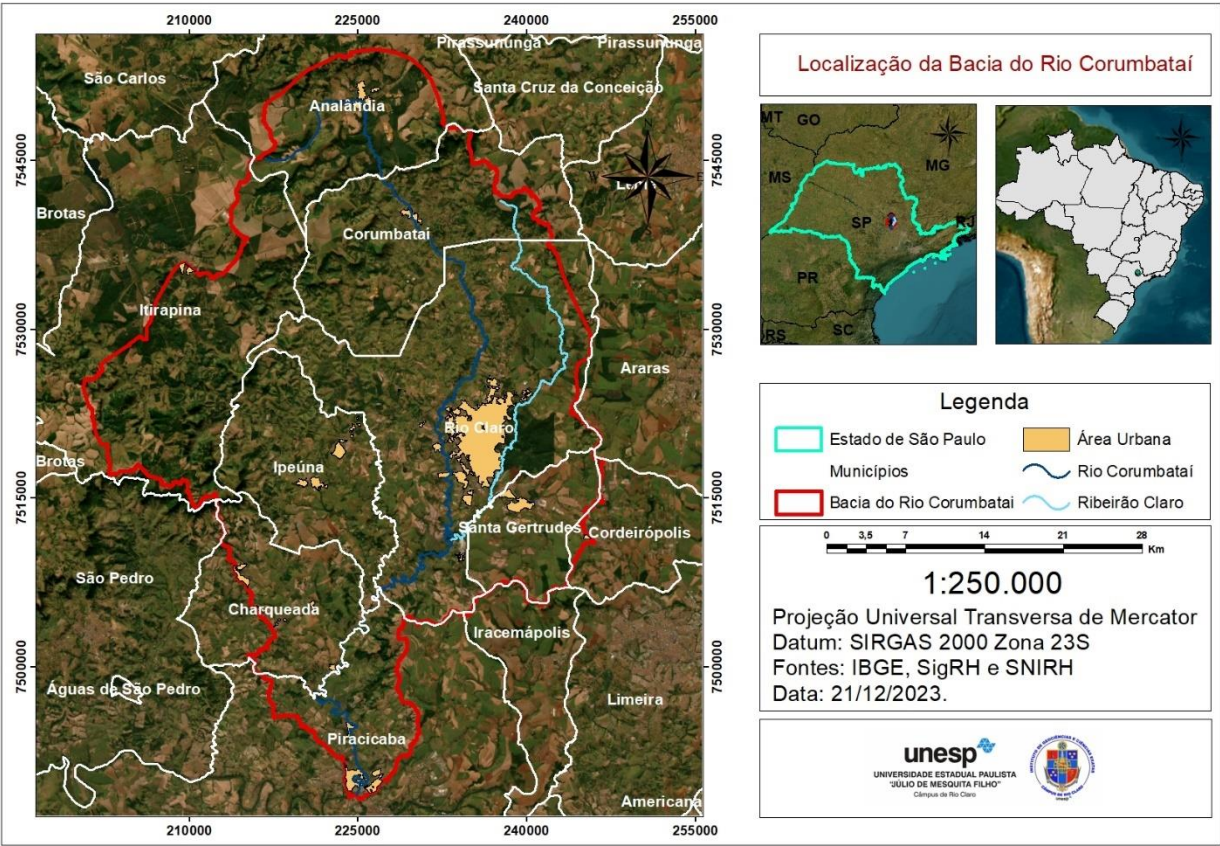
A UGRHI 5 é constituída por três bacias hidrográficas, referentes aos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. A Bacia do Rio Piracicaba possui área de 12.655,01 km² e divide-se em cinco sub-bacias, a saber: Atibaia (2.816,11 km²), Camanducaia (1.040,00 km²), Corumbataí (1.719,46 km²), Jaguari (3.303,96 km²) e Piracicaba (3.775,48 km²) (PROFILL-RHAMA, 2020).

A Bacia do Rio Corumbataí, área do presente estudo, localiza-se na parte centro-leste do Estado de São Paulo, entre os paralelos 22°04'46"S e 22°41'28"S e os meridianos 47°26'23"W e 47°56'15"W. Abrange os municípios de Analândia, Corumbataí, Ipeúna, Rio Claro e Santa Gertrudes, Charqueada, Itirapina e Piracicaba. Inclui ainda os distritos de Ajapi, Assistência,

Batovi, Ferraz, Paraisolândia, Recreio e Santa Teresinha do Piracicaba. Suas principais vias de acesso são as rodovias SP-127, SP-191, SP-225 e SP-310.

Tradicionalmente, a Bacia do Rio Corumbataí divide-se ainda em cinco sub-bacias, sendo elas: Alto Corumbataí (31.801,68 ha), Passa-Cinco (52.757,60 ha), Médio Corumbataí (29.316,60 ha), Ribeirão Claro (28.174,90 ha) e Baixo Corumbataí (28.724,84 ha). A sub-bacia do Médio Corumbataí, onde se insere o município de Rio Claro, é a que apresenta menor ocupação de floresta nativa e a que apresenta maior percentual de ocupação por área urbana (VALENTE e VETTORAZZI, 2005).

Figura 4.2 - Localização da Bacia do Rio Corumbataí.



Fonte: Autor (2024).

A tabela a seguir apresenta as áreas relativas a cada município inseridas na Bacia do Rio Corumbataí, bem como as populações totais:

Tabela 4.1 - Áreas e populações dos municípios da Bacia do Rio Corumbataí

Município	Área total (km²)	% inserida na bacia	População total (2022)
Analândia	325,9	54,39	4589
Charqueada	175,8	69,92	15535
Corumbataí	278,6	83,22	4195
Ipeúna	190	100	6831
Itirapina	564,6	51,48	16148
Piracicaba	1378	8,19	423323
Rio Claro	498,4	97,96	201418
Santa Gertrudes	98,3	98,69	23611

Fonte: Profill-Rhama (2020) e IBGE (2022).

4.2 Contexto sócio econômico

À exceção de Piracicaba, que apresenta uma baixa proporção de sua área inserida na bacia, o município de Rio Claro consolida-se como a referência econômica da região, com sua economia se dividindo em três vertentes: industrial, comercial e prestação de serviços (RIO CLARO, 2018). De modo geral, a ocupação da Bacia do Rio Corumbataí foi relativamente homogênea e pode ser entendida sob a ótica da ocupação de Rio Claro.

4.2.1 Histórico de ocupação do município de Rio Claro

Por milhares de anos, a região que viria a se tornar o município de Rio Claro foi ocupada por caçadores nômades, cujos artefatos ainda se espalham pelas margens dos rios. Estima-se que há aproximadamente mil anos foram sucedidos pelos tupi-guaranis, cuja cultura foi destruída pelas incursões portuguesas, com os poucos restantes retirando-se para o interior do país ou sendo assimilados em reservas próximas as áreas colonizadas (DEAN, 1977).

O início da ocupação da região remonta à descoberta do ouro em Mato Grosso no ano de 1718, cujo caminho era feito inicialmente pelo Rio Tietê até a Bacia do Paraná, sendo também realizado via comboios terrestres pela região de Piracicaba, na tentativa de se evitar as “febres do pântano”. No caminho, o Ribeirão Claro era o local de descanso das mulas antes da subida por uma série de escarpas. Assim, com o tempo, alguns arrieiros tornaram-se pequenos comerciantes, que passaram a abastecer as tropas e a uma população pequena e dispersa. O povoado passou a ser conhecido como São João da Beira do Ribeirão Claro (HOGAN; OLIVEIRA; SYDENSTRICKER NETO, 1986).

Desse modo, a ocupação da área começou por volta da metade do séc. XVIII, mas se intensificou apenas no início do séc. XIX, com as concessões de sesmarias, onde predominava a

cultura canavieira. Em 1827 o povoado foi elevado à categoria de Capela Curada. Em 1830, contando com dois mil habitantes, separou-se da povoação de Constituição (atual Piracicaba) e tornou-se freguesia (GARCIA, 2007).

Em 1845, Rio Claro foi elevado à categoria de vila, posteriormente tornando-se cidade em 1857 e comarca em 1859, processo que lhe concedeu mais autonomia. Houve acentuado crescimento urbano nesse período, com o surgimento de 35 novos bairros, localizados em sua maioria na porção norte do espigão (atualmente, av. 2 e 12 e ruas 2 e 8) e ao longo das ruas que dão acesso às outras cidades (TROPPMAIR, 1993).

As ruas, desde o início da aglomeração urbana, estabeleceram-se em forma de tabuleiro de xadrez elaboradas por Antônio Paes de Barros, de acordo com planta fornecida por Nicolau Vergueiro, já utilizada anteriormente em Limeira e Piracicaba. As ruas se cortam em ângulos retos quase paralelos às direções dos pontos cardeais. A parte central da cidade se caracterizava pelo tamanho igual das quadras, com braços de 88,8 m e ruas de 13,31 m (KELLER, 1964 *apud* TROPPMAIR, 1993).

Nessa época, o café já havia se instalado no município e gradualmente substituía a cana-de-açúcar como principal atividade econômica. Entretanto, notava-se uma precariedade dos meios de transporte, que aliada à autossuficiência das fazendas, inviabilizaram o desenvolvimento do comércio e dos serviços urbanos por algum tempo (HOGAN; OLIVEIRA; SYDENSTRICKER NETO, 1986).

De acordo com Dean (1977), o café permaneceu como a principal cultura do município desde a década de 1850 até 1930, tendo atingido seu apogeu em 1901, com a produção de 15 toneladas. Em fins da década de 1860, o café foi momentaneamente ameaçado pela produção de algodão, devido à dificuldade atravessada pelo sul dos Estados Unidos. Entretanto, tal cultivo não se mostrou suficientemente lucrativo conforme a passageira especulação diminuía.

Segundo Diniz (1973), destacam-se entre as causas do declínio da lavoura canavieira e estabelecimento do café: tecnologia rudimentar utilizada; péssimas condições das estradas, em que a circulação era realizada predominantemente por burros, onde o açúcar, pouco resistente às alterações climáticas, era danificado ao longo do percurso; e a insuficiência da mão-de-obra, predominantemente escrava. Desse modo, frente à queda das exportações de açúcar, os fazendeiros buscaram outro produto para substituí-lo. Sua escolha recaiu então sobre o café, que alcançava altos preços no mercado internacional.

Na segunda metade do séc. XIX, as ferrovias começaram a se desenvolver em toda a região. Conforme destaca Lamounier (2000), a construção de ferrovias ocorreu de forma frenética

entre 1850 e 1880, principalmente a partir da década de 1870, quando a política de abolição da escravidão começou a ser gradualmente implementada.

O escoamento dos produtos agrícolas de Rio Claro para outras áreas, principalmente São Paulo e Santos, era realizado por mulas, em um processo demorado que encarecia o produto e impactava na economia do município. Assim, em 1874 foi iniciada a construção da linha férrea em Rio Claro, pela Companhia Paulista de Vias Férreas e Fluviais, concluída em 11 de agosto de 1876. Rio Claro então passa a condição de “ponta de trilho”, ampliando sua influência na área e permitindo um grande desenvolvimento econômico (TROPPMAIR, 1993). Segundo Garcia (2007, p. 13):

Por volta de 1870, com o café já implantado na região, o efeito urbanizador começou a ser sentido. Com a chegada da ferrovia, deu-se também a ampliação e a diversificação de inúmeras atividades em Rio Claro. Instalaram-se serrarias, cerâmicas, fábricas de cerveja, inúmeras beneficiadoras de grãos – café e arroz – e armazéns para atender ao aumento da demanda de grande contingente de imigrantes, sobretudo italianos, espanhóis, portugueses e alemães, que se instalaram tanto na zona rural como na urbana.

No fim da década de 1870, a cidade passou a ser iluminada por lampiões a querosene, passando a iluminação elétrica por arcos voltaicos em 1885, sendo a segunda cidade do país a possuir tal sistema. No mesmo ano foi inaugurado o sistema de águas de Rio Claro, com o início das ligações domiciliares datando de 1897. Em 1898, iniciam-se as obras do sistema de esgoto, com a instalação de emissários e braços coletores. Nessa época, os sistemas de água e esgoto eram de responsabilidade privada, passando para o poder público em 1929, quando já contava com cerca de 3.300 ligações de água e 1.700 ligações de esgoto (HOGAN; OLIVEIRA; SYDENSTRICKER NETO, 1986).

No campo cultural, foi inaugurado o teatro São João em 1864, onde foi exibido o primeiro filme na cidade, em 1901. Na década de 1870, desenvolveram-se muitas sociedades artísticas, recreativas, culturais e musicais, onde se destacaram a orquestra de Rio Claro (1871), a Philarmônica Rio Clareense (1879) e o Gabinete de Leitura. No fim do séc. XIX e início do séc. XX, desenvolveram-se no município inúmeros clubes, grêmios, grupos teatrais e de desenho/pintura. Em 1914 foi inaugurado o Teatro de Variedades, passando também a exibir filmes posteriormente. Em 1933 foi fundada a Radio Club Rio Claro, e em 1938, o Cine Excelsior (HOGAN; OLIVEIRA; SYDENSTRICKER NETO, 1986).

Entre as décadas de 1920 a 1940, nota-se o declínio das atividades agrícolas e a expansão do setor industrial na região, marcando um período de estagnação. Entre 1946 e 1953, 296 novos quarteirões são incorporados à área urbana do município, onde verifica-se também uma expressiva queda na população ativa na agricultura, passando de 48,9% para 25%. A partir da

metade da década de 1960 inicia-se uma nova fase de progresso no município, marcada por um grande aumento no emprego da mão-de-obra nas indústrias e no comércio, bem como na população urbana, devido ao êxodo rural. Nesse período, foi criado o Distrito Industrial na porção norte da área urbana do município, entre os rios Corumbataí e Ribeirão Claro (TROPPMAIR, 1993).

Em estudo sobre a expansão da malha urbana de Rio Claro entre os anos de 1962 a 2006, Rossetti (2007) identificou maior crescimento entre 1972 e 1988, com um aumento de cerca de 14,87 km² nesse período. Tal crescimento se deu em função da instalação de novos loteamentos, predominantemente nos setores periféricos localizados ao norte e oeste/sudoeste da cidade. No setor sul houve a predominância de condomínios fechados de classe média. Nos períodos seguintes, até 2006, o crescimento urbano diminuiu significativamente, havendo a intensificação do processo de ocupação desses lotes.

Como consequência do adensamento urbano, Rossetti (2007) destaca ainda a diminuição da cobertura vegetal intra-urbana de Rio Claro, de cerca de 37,4% entre 1962 e 2006. A redução dessas áreas ocorreu de forma mais intensa na zona central da cidade, com a eliminação da vegetação presente nos fundos dos lotes, que formavam um núcleo arborizado no centro das quadras. Entretanto, observa-se que a cobertura vegetal em áreas públicas tornou-se mais densa, provavelmente em função de políticas voltadas à qualidade ambiental, paisagismo e lazer intra-urbano.

4.2.2 Contexto atual

De acordo com Carmona *et al.* (2004), a Bacia do Rio Corumbataí representa uma área de grande interesse econômico e ambiental devido a sua abundância de recursos naturais, como minerais não metálicos, areia, calcário e argila para usos industriais, além de sua importante vegetação nativa. Devido a essa abundância de minerais, a região encontra-se repleta de atividades de extração, contando também com extensas áreas agrícolas.

O Polo Cerâmico de Santa Gertrudes, que engloba os municípios de Rio Claro, Santa Gertrudes, Cordeirópolis, Araras, Limeira, Ipeúna e Iracemápolis, é considerado um dos principais polos produtores de revestimento do mundo, e o maior das Américas. Sua produção é voltada para a fabricação de revestimento cerâmico pelo processo de moagem a seco. Entretanto, observa-se certa diversificação com a produção de porcelanatos, telhas e outros produtos, em um arranjo produtivo que envolve segmentos como a mineração, empresas de cerâmica, comércio, fornecedores de insumos, máquinas e equipamentos e instituições de ensino e pesquisa (RIO CLARO, 2018).

Em relação à exploração mineral, Zaine e Perinotto (1996) destacam, em especial, a extração de calcário, argila, areia, diabásio e água mineral. O calcário dolomítico é extraído das rochas da Formação Irati presentes no distrito de Assistência, em pedreiras que são exploradas legalmente desde a década de 50. A argila é extraída predominantemente da Formação Corumbataí, apresentando grande potencial de exploração em toda a bacia, tanto para a cerâmica vermelha (telhas e tijolos) quanto para a industrial (pisos). Nas lavras, as cavas são pouco profundas, apresentando por vezes uma grande extensão, situação que compromete a recomposição vegetal de tais áreas.

A exploração de areia divide-se em duas categorias: a areia industrial, utilizada pela indústria de vidros e moldes de fundição, em função de sua alta pureza; e a areia para construção civil, que ocorre às margens dos cursos d'água, em especial, do Rio Corumbataí. O diabásio é utilizado na pavimentação, construção civil e como lastro para ferrovias. Por fim, devido ao grande potencial hídrico da região, a exploração de água mineral comumente ocorre nas faixas de cabeceiras, junto ao front de serras formadas na linha de cuevas (Zaine e Perinotto, 1996).

4.3 Aspectos Climáticos

Do ponto de vista climático, a região da Bacia do Rio Corumbataí apresenta aspectos de transição, onde continuamente verifica-se a alternância de avanços e recuos de massas polares e tropicais. As primeiras dominam em média 25% do ano, sendo caracterizadas como frias e secas, enquanto as massas tropicais, quentes e úmidas, apresentam-se em mais de 50% do ano (Troppmaier, 1992). O clima é caracterizado como tropical com duas estações definidas, com inverno seco e verão chuvoso, ou como Cwa na classificação de Köppen, onde o “C” indica a média do mês mais frio (3°C a 18°C), “w” representa a seca no inverno e “a” representa a média do mês mais quente, superior à 22°C.

Em relação a distribuição anual do regime de chuvas, ocorre um período seco entre abril e setembro, com 15 a 20 dias de chuva e precipitação de 180 a 200 mm, apresentando amplitudes térmicas médias diárias de 12°C a 14°C. Entre outubro e março ocorre um período chuvoso, com 55 a 60 dias de chuva e precipitação média de 1200 mm, que respondem por mais de 80% das precipitações anuais. Esse período apresenta amplitudes térmicas menores, da ordem 10°C a 12°C (Troppmaier, 1992).

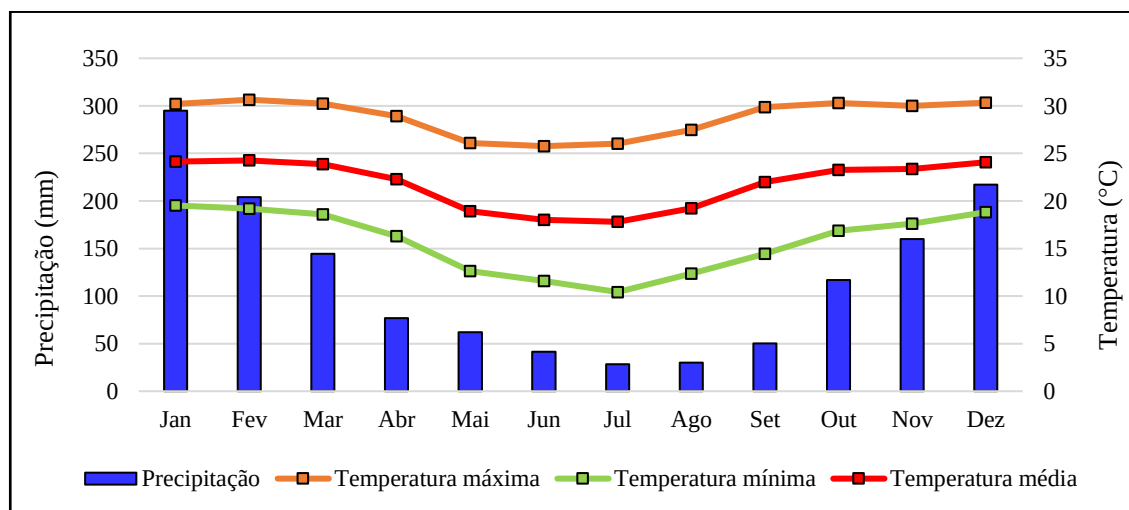
De acordo com Brino (1973), a região se caracteriza ainda pela ocorrência de fenômenos de geadas, nevoeiros e granizo. As geadas ocorrem esporadicamente, de 1 a 2 dias por ano e são classificadas como fracas. Entretanto, sua frequência e intensidade aumentam ao sul em função

da morfologia da região, sendo prejudicial as atividades agrícolas. A ocorrência de granizo está ligada a perturbações atmosféricas, em especial na fase de aquecimento no final do inverno e início da primavera. Devido a época do ano em que ocorrem, apresentam grande significado econômico em vista dos danos causados nas culturais anuais, que encontram-se em fase de crescimento.

Os nevoeiros ocorrem no outono e inverno, ocasionados pelo processo de resfriamento aliado a fatores topográficos da região. São mais intensos na calha do rio Corumbataí, onde a região, localizada em níveis mais baixos, atua como um vale para onde o ar frio das adjacências desce e se acumula. Sua ocorrência limita a visibilidade de 20 a 30 m, persistindo desde a noite até quase 10 horas da manhã (BRINO, 1973).

De acordo com os dados climáticos de 2002 a 2022, fornecidos pela Estação Meteorológica do Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA/UNESP RIO CLARO), neste período, as médias pluviométricas mensais variaram entre 28,3 mm em julho e 294,8 mm em janeiro. A temperatura mínima variou entre 10,4 °C em julho e 19,5 °C em janeiro, enquanto a temperatura média variou entre 17,8 °C em julho e 24,2 °C em fevereiro. Por fim, a temperatura máxima variou entre 25,8 °C em junho e 30,6 °C em fevereiro.

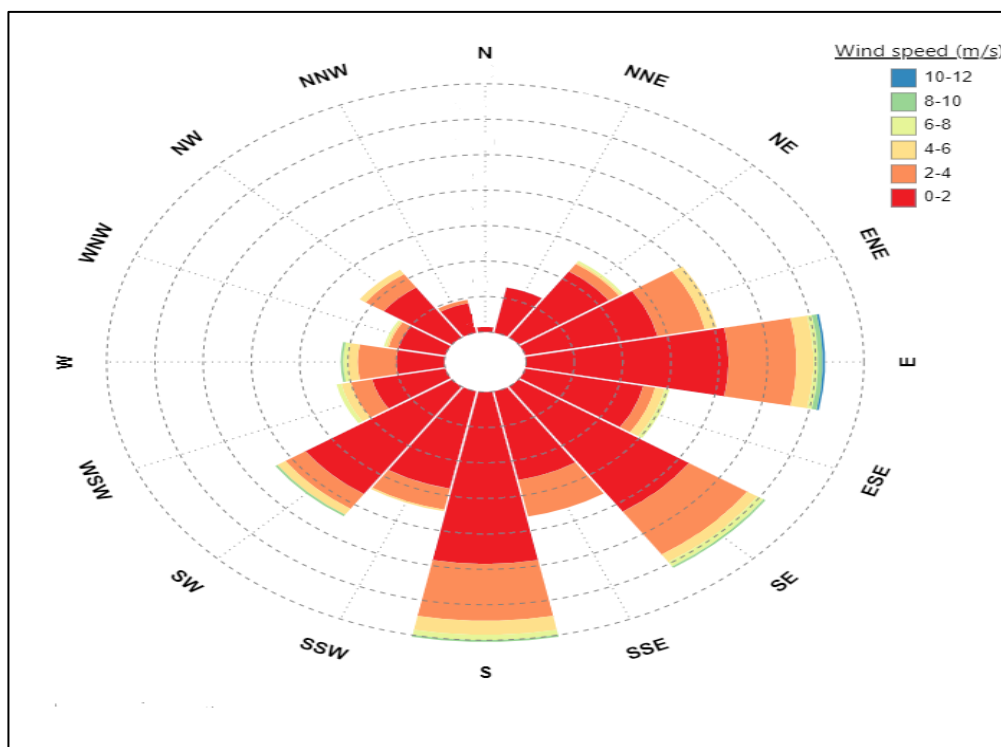
Figura 4.3 - Climograma de Rio Claro, compreendendo as médias mensais de precipitação acumulada, temperaturas mínima, média e máxima entre 2002 e 2022.



Fonte: Elaborado pelo autor com dados cedidos pelo CEAPLA/UNESP (2023).

Os ventos dominantes provêm dos quadrantes sul (S), sudeste (SE) e leste (E) (Figura 13), onde predominam aqueles com velocidades de até 6 m.s⁻¹ (21,6 km.h⁻¹), caracterizados como ventos de calmos a moderados, de acordo com a escala Beaufort. Ventos com velocidades maiores ocorrem esporadicamente, por vezes causando danos materiais e prejuízos econômicos.

Figura 4.4 - Rosa dos ventos do município de Rio Claro, entre 2017 e 2022.



Fonte: Elaborado pelo autor com dados cedidos pelo CEAPLA/UNESP (2023).

4.4 Contexto Pedológico

A Bacia do Rio Corumbataí é composta predominantemente por argissolos vermelho-amarelos, seguido pelos latossolos vermelho-amarelos e neossolos litólicos. Em escalas menores, ocorrem os latossolos e argissolos vermelhos.

Os argissolos vermelho-amarelos se fazem presentes em cerca de 38% da bacia, principalmente nas porções média e baixa, se apresentando em topografias menos elevadas, como os vales do Rio Corumbataí e do Ribeirão Claro. De acordo com Zaine (2000), apresentam textura média/argilosa e assim como os latossolos vermelho-amarelos, são bem drenados, com altas taxas de lixiviação e infiltração, ácidos e pobres em matéria orgânica, sendo assim pouco adequados para a agricultura. Originam-se das formações Pirambóia, Botucatu e Rio Claro.

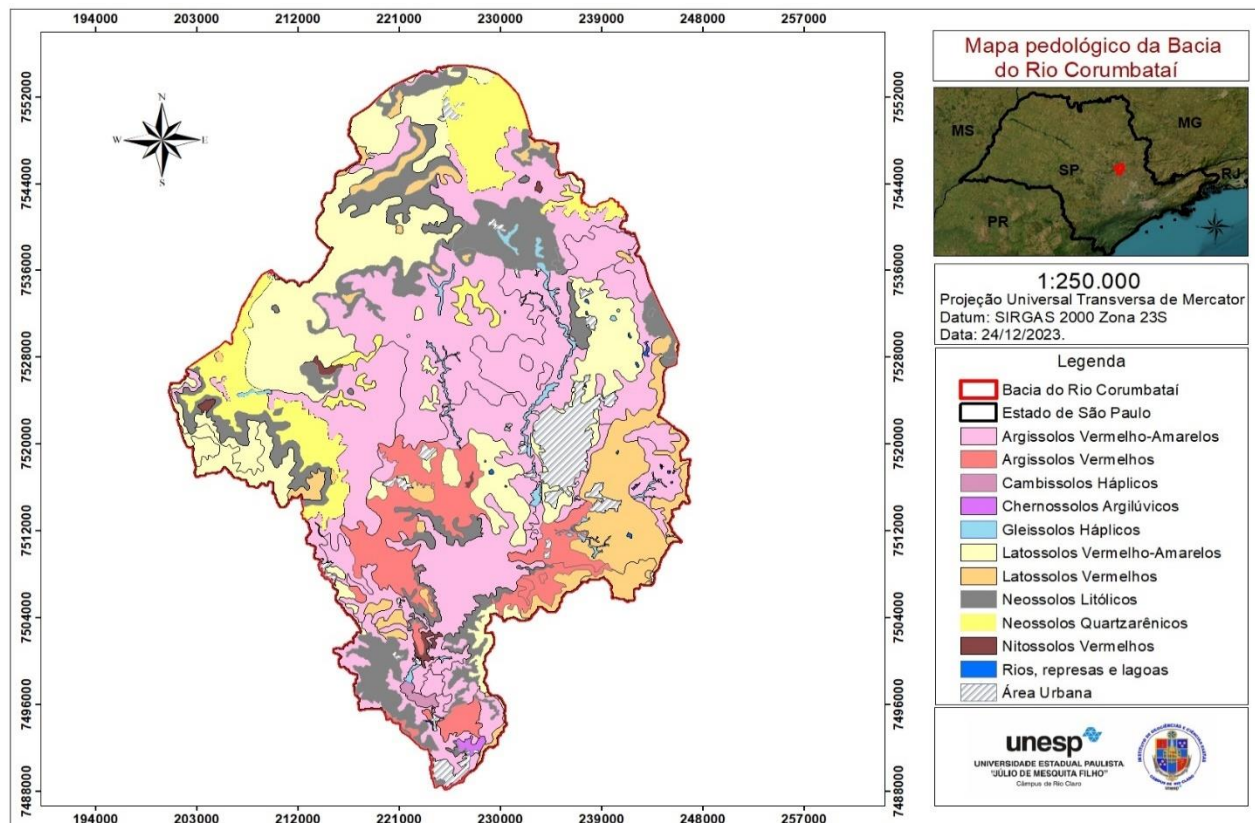
Os latossolos vermelho-amarelos, além das características citadas anteriormente, apresentam-se como solos profundos, atingindo profundidades máximas de 10 a 12 m e correspondem ao solo de alteração da formação Rio Claro (OLIVA, 2006). Os solos litólicos se caracterizam por sua pequena espessura, geralmente inferior a 30 cm, ocorrendo principalmente nas porções norte e sul da bacia. Apresentam textura variada, relacionada com a natureza do substrato, sendo representados pela formação Corumbataí no norte e pela formação Irati e

intrusões de diabásios no sul. Apresentam teores de soma de bases relativamente altos, e consequentemente, caráter eutrófico (COTTAS, 1983).

Os latossolos vermelhos presentes na bacia são predominantemente distro/eutroféricos, com textura argilosa e muito argilosa e altos teores de óxidos de ferro. São friáveis, porosos e possuem coloração vermelho escura, ocorrendo em áreas de relevo suave ondulado e ondulado. Apresentam baixa fertilidade no caso dos distroféricos e alta no caso dos eutroféricos, sendo estes últimos dotados de maior potencial agrícola (COTTAS, 1983).

Os solos hidromórficos ocupam as várzeas de rios e apresentam um horizonte glei a menos de 80 cm de profundidade. Devido à proximidade do nível freático, esse tipo de solo restringe o crescimento do sistema radicular das plantas (ZAINE, 2000).

Figura 4.5 - Mapa pedológico da Bacia do Rio Corumbataí.



Fonte: Autor (2023) com base em Rossi (2017).

Tabela 4.2 - Distribuição das classes de solo na Bacia do Rio Corumbataí.

Tipo de solo	Área (km²)	Percentual
Argissolos Vermelho-Amarelos	636,65	38,10
Argissolos Vermelhos	126,04	7,54
Cambissolos Háplicos	3,89	0,23
Chernossolos Argilúvicos	2,57	0,15
Gleissolos Háplicos	19,90	1,19
Latossolos Vermelho-Amarelos	315,57	18,89
Latossolos Vermelhos	139,36	8,34
Neossolos Litólicos	222,93	13,34
Neossolos Quartzarênicos	134,37	8,04
Nitossolos Vermelhos	6,81	0,41
Rios, represas e lagos	1,51	0,09
Área Urbana	61,38	3,67

Fonte: Autor (2023).

4.5 Contexto Geomorfológico

De acordo com Almeida (1964), a área onde se localiza a Bacia do Rio Corumbataí abrange predominantemente as províncias geomorfológicas da Depressão Periférica Paulista (zona do Médio Tietê) e as Cuestas Basálticas.

As Cuestas Basálticas apresentam relevo escarpado acidentado e constituem uma faixa montanhosa separando a Depressão Periférica da região, do Planalto Ocidental. Suas cristas atingem altitudes máximas de 1000 a 1200 m, enquanto que os principais rios consequentes que as atravessam, Tietê, Paranapanema e Rio Grande, possuem altitudes de 450 m, 540 m e 520 m, respectivamente (ALMEIDA, 1964). Apresentam também setores suaves e colinosos, no reverso da cuesta, com inclinação geral e drenagem no sentido NW, consequente em relação às camadas da Bacia do Paraná (MELO, 1995).

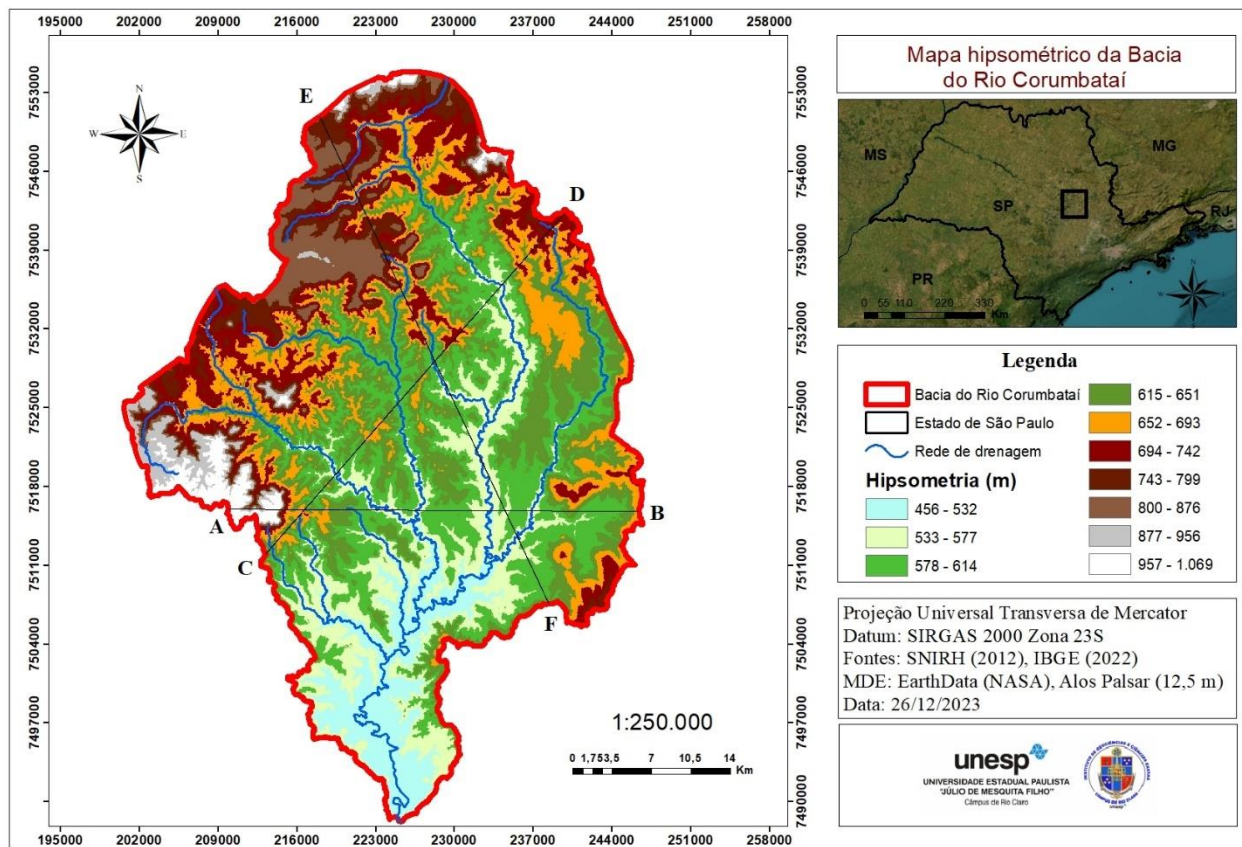
A Depressão Periférica Paulista apresenta relevo predominantemente suave, colinoso e sustentado pelas rochas sedimentares da Bacia do Paraná. Em regiões de intrusão de rochas básicas do magmatismo Serra Geral, como na faixa Rio das Pedras-Piracicaba-Rio Claro-Araras-Piraçununga aparecem formas mais acidentadas, como morrotes, morros e algumas serras isoladas. (MELO, 1995).

É recoberta por uma densa rede de drenagem, constituída principalmente pelos rios Pardo, Mogi-Guaçu, Piracicaba e Tietê, que possuem maior capacidade erosiva e caráter consequente em relação as camadas da bacia do Paraná. Apresentam traçado dirigido de SE para NW, com desvios deste sentido obedecendo a controles litoestruturais (PENTEADO, 1976; MELO, 1995).

Próximo à área de Rio Claro, o relevo é descrito por Penteado (1976) como levemente ondulado, com colinas tabuliformes de vertentes suavemente convexas e patamares de fraca inclinação, dispostos entre 550 e 650 m. De modo geral, destacam-se os interflúvios tabuliformes entre os níveis de 600-630 m, capeados por sedimentos arenosos, dos rios Corumbataí-Cabeça, -Cabeça-Passa Cinco e Corumbataí-Ribeirão Claro.

De acordo com o mapa hipsométrico gerado (Figura 4.6), as maiores altitudes encontram-se ao norte e oeste da bacia, atingindo valores superiores a 1000 m. As menores altitudes circundam os cursos d'água, especialmente o rio Corumbataí na porção sul, com valores próximos de 450 m na região foz.. Foram traçados ainda três perfis topográficos (Figura 4.7), de modo a abranger diferentes orientações e os rios objetos de estudo.

Figura 4.6 - Mapa hipsométrico da Bacia do Rio Corumbataí.



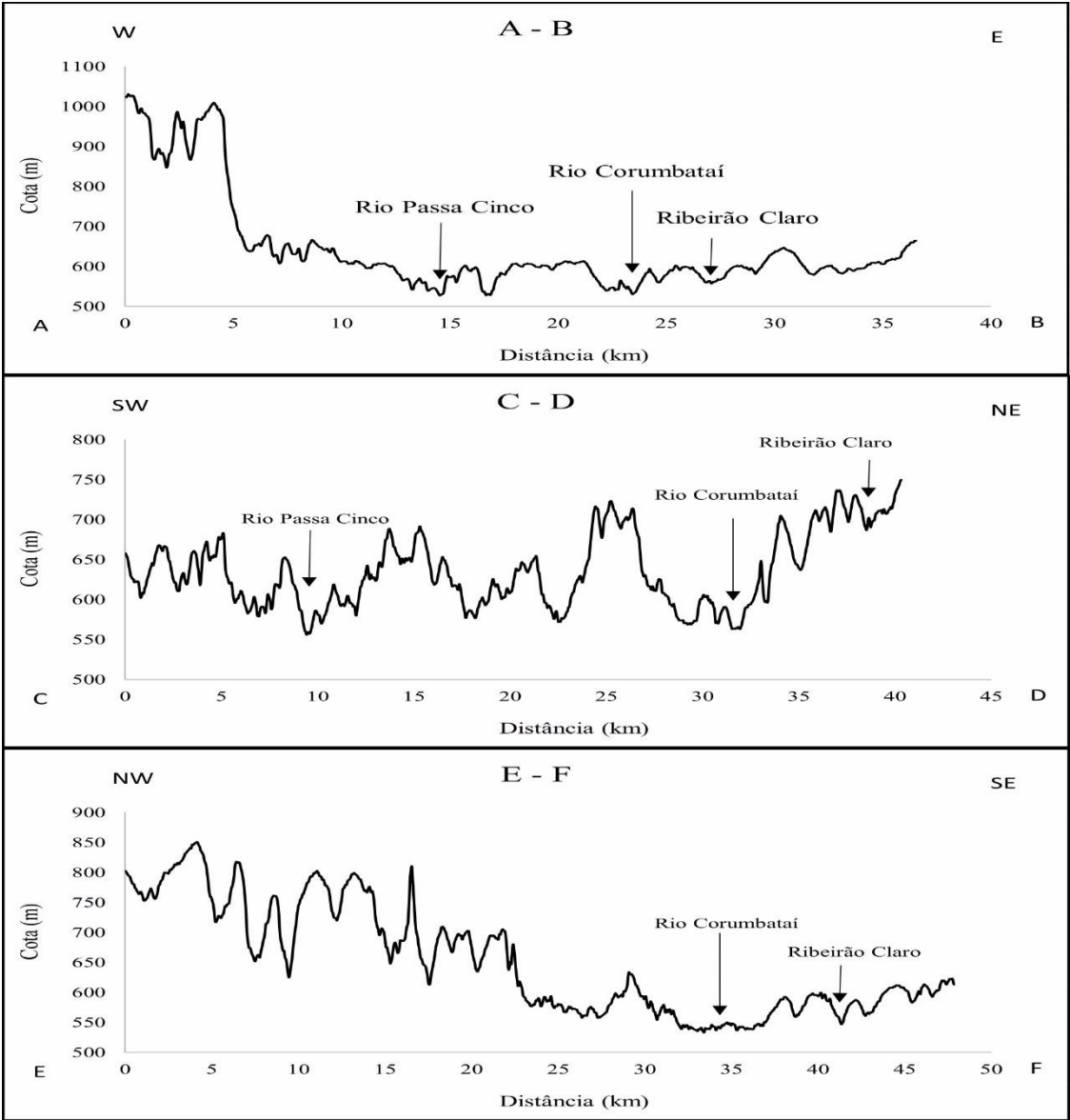
Fonte: Autor (2023).

Tabela 4.3 - Distribuição dos intervalos de altitude.

Altitude (m)	Área (km²)	Percentual
456 - 532	131,83	7,89
532 - 577	227,86	13,64
577 - 614	336,50	20,14
614 - 651	308,65	18,47
651 - 693	221,98	13,28
693 - 742	167,68	10,04
742 - 799	109,11	6,53
799 - 876	89,34	5,35
876 - 956	40,97	2,45
956 - 1069	37,05	2,22

Fonte: Autor (2024).

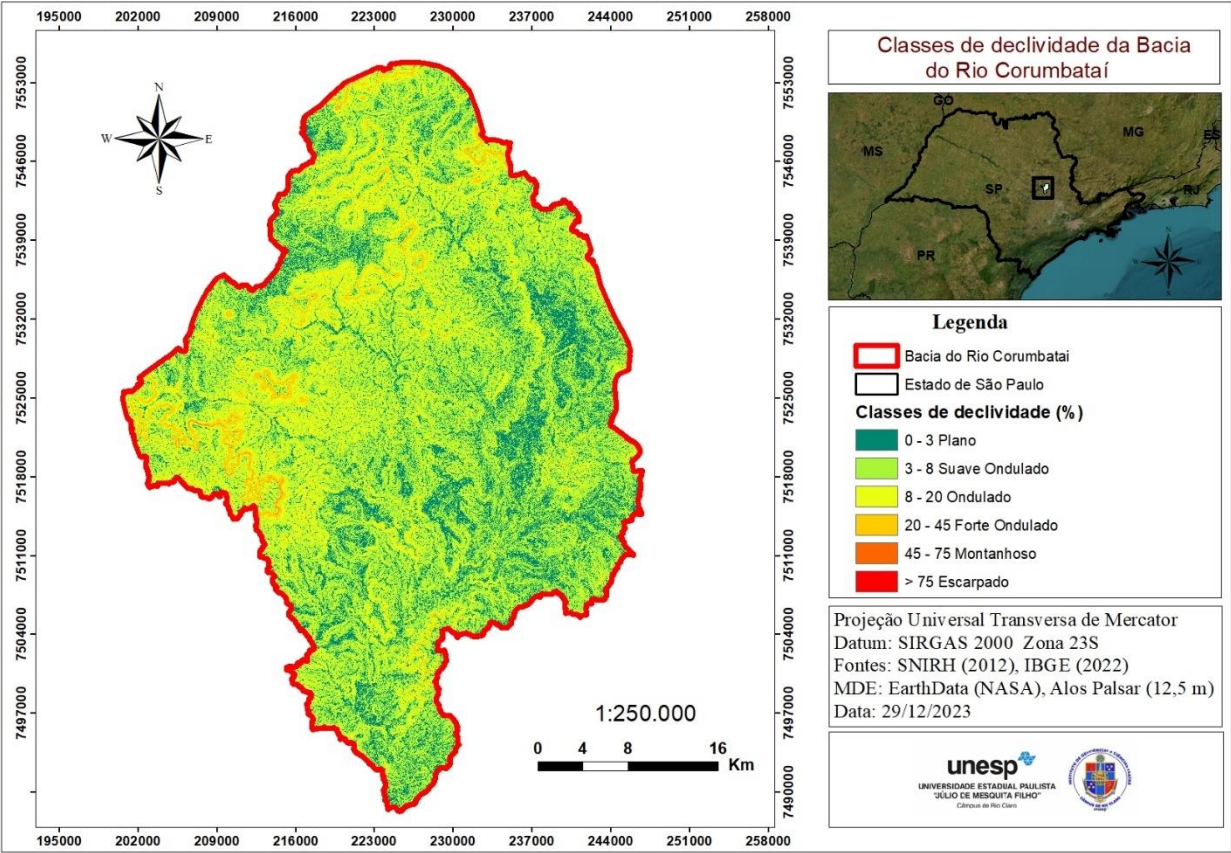
Figura 4.7 - Perfis topográficos das seções A-B, C-D e E-F.



Fonte: (Autor, 2024).

De modo geral, a maior parte da bacia apresenta declividades de até 20%, sendo as áreas mais planas localizadas no médio e baixo curso, fator que favorece as atividades agrícolas presentes nessas áreas. A classe de declividade predominante é a suave ondulado, que abrange declividades entre 3 e 8%. Formas fortemente onduladas ocorrem principalmente nas porções oeste e nordeste da bacia enquanto formas montanhosas aparecem isoladamente em algumas regiões. A classificação adotada seguiu o modelo da Embrapa (SANTOS *et al.*, 2018).

Figura 4.8 - Mapa de declividade da Bacia do Rio Corumbataí



Fonte: (Autor, 2024).

Tabela 4.4 - Distribuição das classes de declividade.

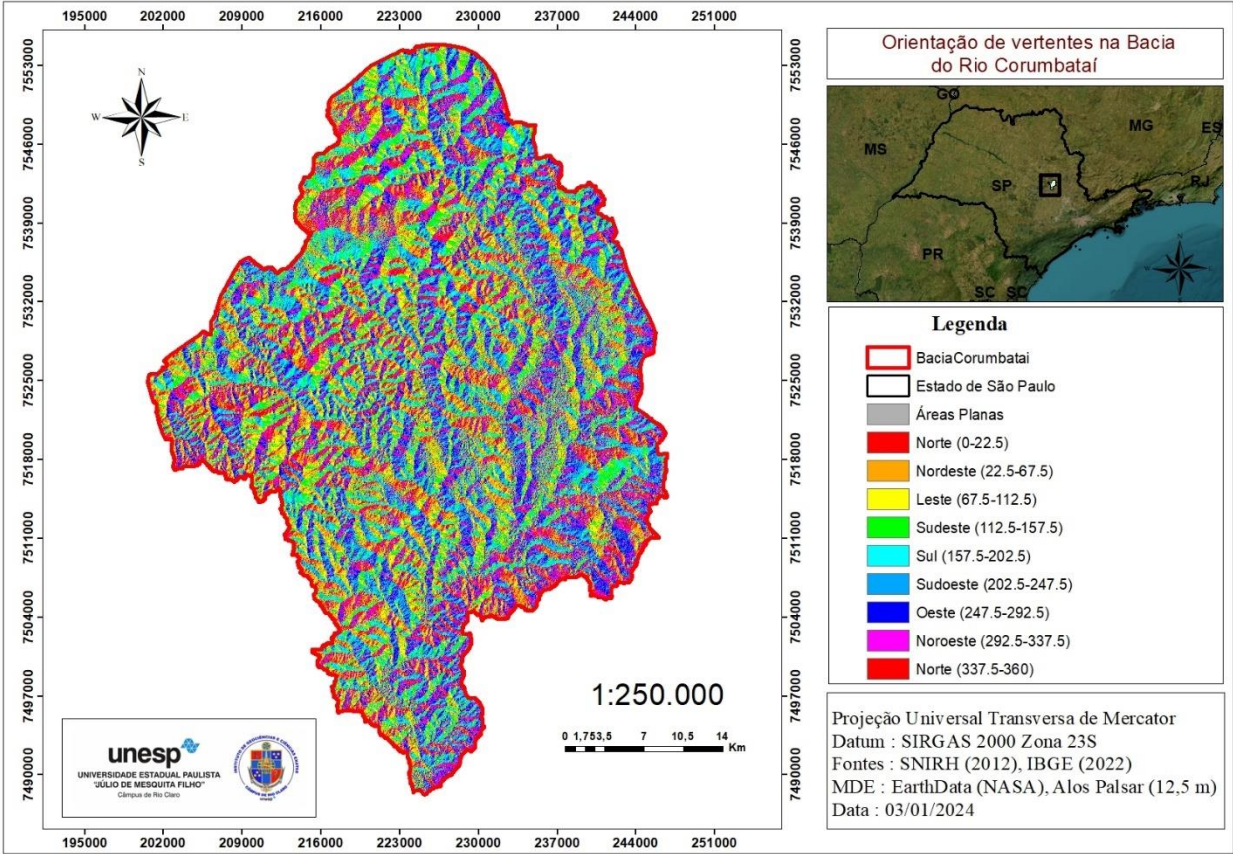
Classe	Intervalo (%)	Área (km²)	Percentual
Plano	0 - 3	347,96	20,86
Suave ondulado	3 - 8	797,85	47,84
Ondulado	8 - 20	470,55	28,21
Forte ondulado	20 - 45	50,48	3,03
Montanhoso	45 - 75	1,06	0,06
Escarpado	> 75	0,00	0,00

Fonte: Autor (2024).

A bacia apresenta uma complexidade na orientação das vertentes, onde não há predominância de nenhuma direção específica. Conforme Araújo (2006), a orientação da vertente representa uma medida de ângulo horizontal da direção esperada do escoamento superficial, normalmente expressa em azimuth, em relação ao Norte geográfico, onde o valor é 0° (ou 360°), crescendo desta direção no sentido horário.

Regiões de latitudes mais elevadas, como as áreas próximas aos trópicos, apresentam vertentes voltadas ao norte mais quentes e secas do que aquelas voltadas ao sul, devido à maior incidência de energia solar. Assim, os solos dessas áreas tendem a ser mais rasos e com horizontes menos desenvolvidos (LEPSCH, 2010).

Figura 4.9 - Mapa de orientação de vertentes da Bacia do Rio Corumbataí.



Fonte: Autor (2024).

Tabela 4.5 - Distribuição das orientações de vertentes.

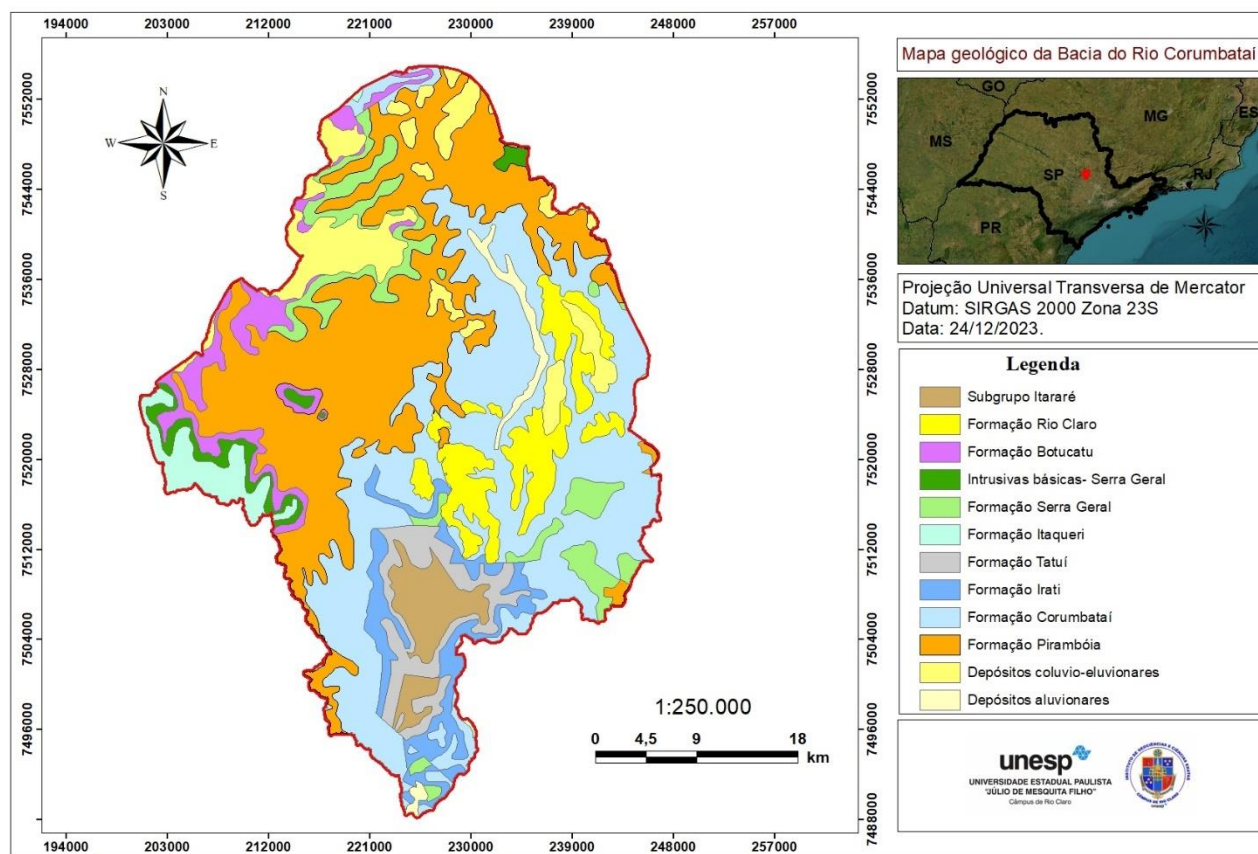
Orientação	Intervalo (graus)	Área (km²)	Percentual
Áreas planas	-	90,46	5,42
Norte	337,5 - 22,5	135,80	8,14
Nordeste	22,5 - 67,5	209,97	12,59
Leste	67,5 - 112,5	198,29	11,89
Sudeste	112,5 - 157,5	213,87	12,82
Sul	157,5 - 202,5	189,24	11,35
Sudoeste	202,5 - 247,5	214,68	12,87
Oeste	247,5 - 292,5	203,98	12,23
Noroeste	292,5 - 337,5	211,62	12,69

Fonte: Autor (2024).

4.6 Contexto Geológico

A área de estudo localiza-se, geologicamente, no flanco nordeste da Bacia Sedimentar do Paraná. Compreende rochas sedimentares e vulcânicas das eras Paleozóica (Subgrupo Irararé e formações Tatuí, Irati e Corumbataí), Mesozoica (formações Pirambóia, Botucatu e Serra Geral) e Cenozoica (formações Rio Claro, Piraçununga e Itaqueri e depósitos recentes) (ZAINE, 2000).

De acordo com o Mapa Geológico e de Recursos Minerais do Estado de São Paulo (Perrota et al., 2006), as unidades litoestratigráficas presentes na Bacia do Rio Corumbataí correspondem ao Subgrupo Itararé, formações Tatuí, Irati, Corumbataí, Piramboia, Serra Geral, Itaqueri, Botucatu e Depósitos Cenozóicos, onde inclui-se a Formação Rio Claro.

Figura 4.10 - Mapa geológico da Bacia do Rio Corumbataí.

Fonte: Autor (2023) com base em Perrota *et al.* (2006).

Tabela 4.6 - Distribuição das formações geológicas na Bacia do Rio Corumbataí.

Formação Geológica	Área (km ²)	Percentual
Subgrupo Itararé	55,77	3,34
Formação Rio Claro	114,16	6,83
Botucatu	68,85	4,12
Intrusivas básicas - Serra Geral	28,29	1,69
Formação Serra Geral	96,19	5,76
Formação Itaqueri	41,55	2,49
Formação Tatuí	65,27	3,91
Formação Irati	75,19	4,50
Formação Corumbataí	493,80	29,55
Formação Piramboia	491,07	29,39
Depósitos colúvio-aluvionares	120,58	7,22
Depósitos aluvionares	20,26	1,21

Fonte: Autor (2023).

4.6.1 Subgrupo Itararé

O Subgrupo Itararé é constituído por vários tipos de rochas sedimentares, como os ritmitos, siltitos, argilitos, diamictitos, folhelhos e arenitos de várias granulometrias. Estes últimos são

encontrados sob as formas de lentes e camadas que caracterizam os aquíferos subterrâneos, alvos de poços profundos para a captação de água na região (OLIVA, 2006). De acordo com Landim et al. (1980), a origem dos sedimentos desse grupo está associada a ambientes fluviais, flúvio-glaciais, marinhos rasos e leques aluviais.

Os afloramentos dessa unidade ocorrem na porção sul do município de Rio Claro, no fundo dos vales dos rios Corumbataí e Passa Cinco, sob o contexto estrutural do Domo de Pitanga. Essa estrutura é responsável por promover o aparecimento de rochas paleozóicas da base da coluna estratigráfica da Bacia do Paraná nessa região, em meio a formação Corumbataí (PERINOTTO e LINO, 2007).

4.6.2 Formação Tatuí

A Formação Tatuí, em conjunto com o Subgrupo Itararé, constitui no Estado de São Paulo, o denominado Supergrupo Tubarão. Seu contato basal é tido como transicional com o Subgrupo Itararé (ZAINE, 1994). Inclui depósitos marinhos costeiros com estratificação plano-paralela, onde predominam os siltitos, arenitos finos em parte concrecionados, com calcários e sílex, que apresentam coloração avermelhada na parte inferior e esverdeada na parte superior da unidade (MELO, 1995).

Assim como o Subgrupo Itararé, sua ocorrência se restringe a porção sul de Rio Claro, onde aflora no Domo de Pitanga, no baixo vale dos rios Corumbataí, Passa Cinco e Cabeça, apresentando espessura da ordem de 70 a 80m (SEPE, 1990).

4.6.3 Formação Irati

A Formação Irati foi dividida por Barbosa e Gomes (1958 *apud* HACHIRO, 1991) em dois membros. A sequência basal, denominada Membro Taquaral, é constituída principalmente de folhelhos cinza escuros e claros e siltitos de coloração acinzentada, apresentando espessura da ordem de 5 a 20 m em São Paulo. A sequência superior, denominada Membro Assistência, é constituída predominantemente por folhelhos cinza-escuros e folhelhos pretos pirobetuminosos, associados a carbonatos, geralmente dolomíticos, apresentando espessuras da ordem de 15 a 40 m. De acordo com Cottas (1983), os sedimentos dessa formação apontam para um ambiente deposicional de mares rasos.

No município de Rio Claro, os afloramentos dessa unidade ocorrem na porção sul, no distrito de Assistência, onde verifica-se a presença de várias pedreiras para a extração de calcário dolomítico, utilizado como corretivo de solo. Na área, a espessura da unidade é cerca de 25 m (ZAINE, 2000).

4.6.4 Formação Corumbataí

A Formação Corumbataí, pertencente ao Grupo Passa Dois, é constituída por arenitos muito finos, siltitos, lamitos e folhelhos, de coloração cinza, creme, verde claro ou lilás, com níveis de calcários oolíticos e ocasionais leitos de calcários silicificados (COTTAS, 1983).

De acordo com Perinotto e Lino (2007), os sedimentos e evidências paleontológicas apontam para ambientes deposicionais marinhos costeiros e pantanosos, principalmente dominados por marés, e eventualmente lacustres. Lateralmente à Formação Corumbataí, podem ser encontrados sedimentos ligeiramente diferentes, com características mais maciças e acinzentadas, pertencentes a denominada Formação Serra Alta.

A Formação Corumbataí é a principal fornecedora de matéria prima para as indústrias do pólo cerâmico da região. Fósseis de conchas bivalves e escamas de peixes são comumente encontradas associadas as rochas dessa formação (PERINOTTO e LINO, 2007). Está presente em boa parte do município de Rio Claro, aflorando de forma extensa pelo vale do rio Corumbataí e seus afluentes. Na área urbana, sua ocorrência se dá nos bairros periféricos das zonas norte e noroeste (ZAINE, 2000).

4.6.5 Formação Piramboia

A Formação Piramboia é dividida em duas unidades, que apresentam diferenças sutis em suas características texturais e estruturais. O membro basal apresenta fácies mais argilosas, onde predomina a estratificação plano-paralela e cruzada acanalada de pequeno porte. Apresentam frequentemente camadas de argila, folhelhos arenosos e silticos. O membro superior caracteriza-se pela disposição de bancos de arenitos, que variam de pouco a muito argilosos, com estratificação cruzada planar tangencial de médio a pequeno porte, sucedidos por bancos de arenitos muito argilosos, com estratificação plano-paralela (SOARES, 1975).

De acordo com Caetano-Chang (1997), a Formação Piramboia foi depositada em ambiente desértico, com predomínio de sistema deposicional eólico e sistema fluvial subordinado em toda a sua extensão, sendo mais comum na porção basal da formação. Próximo ao topo da unidade, ocorre um sistema marginal de leques aluviais.

4.6.6 Formação Serra Geral

A Formação Serra Geral é constituída por derrames basálticos, de caráter predominantemente toleítico, com textura alfanítica e coloração cinza-escuro e preta. Datações radiométricas indicam uma idade entre 110 e 130 milhões de anos, estando então no intervalo

entre os períodos Jurássico e Cretáceo (COTTAS, 1983). Na área de estudo, ocorrem na província geomorfológica das Cuestas Basálticas (serras do Itaqueri, São Pedro e platô de São Carlos). Na depressão Periférica Paulista, destacam-se as soleiras e diques de diabásio, que se intercalam principalmente às formações Corumbatái, Irati, Tatuí e Pirambóia. A maior espessura observada na Bacia do Paraná foi de 1529 m (MELO, 1995).

No município de Rio Claro, apresenta espessuras médias de 70 a 100 m, onde ocorrem os diques e soleiras de diabásio no Horto Florestal e no vale do Ribeirão Claro. Possuem grande importância na caracterização do relevo local, onde sustentam feições mais elevadas, como o morro do Horto Florestal e trechos com corredeiras e saltos no rio Corumbataí e Ribeirão Claro (ZAINÉ, 2000).

4.6.7 Depósitos Cenozóicos

De acordo com Cottas e Barcelos (1981 *apud* COTTAS, 1983), as coberturas de idade cenozóica podem ser classificadas em dois grupos, de acordo com suas idades. O primeiro compreende os depósitos terciários parcialmente consolidados e localmente silicificados que capeiam os basaltos sobre as serras de Itaqueri e São Pedro, de deposição anterior à instalação da Depressão Periférica. O segundo grupo é formado pelos depósitos de baixas altitudes, posteriores à Depressão Periférica, assentados sobre as rochas dos grupos Passa Dois e Tubarão.

Bjornberg e Landim (1966) identificaram na área da Depressão Periférica e Cuestas Basálticas próximas a Rio Claro, três níveis topográficos principais capeados por sedimentos neocenozóicos: o mais alto, situado no município de São Carlos, com altitudes de 900 a 1000 m; um nível intermediário, situado entre 800 e 900 m, correspondendo a Serra de Santana e ao município de Itirapina; e o nível inferior, entre 600 e 800 m, no qual se localiza a cidade de Rio Claro. A denominada Formação Rio Claro refere-se aos sedimentos neocenozóicos com espessura máxima de 30 m situados no nível inferior.

De acordo com Zaine (1994), essa formação é marcada por fraca litificação e profunda alteração pedogenética, com solo arenoso espesso e predominância de litotipos arenosos, esbranquiçados amarelados e avermelhados, que variam de areia fina a grossa, com intercalação de camadas de conglomerados e de sedimentos argilosos.

4.7 Uso e ocupação do solo

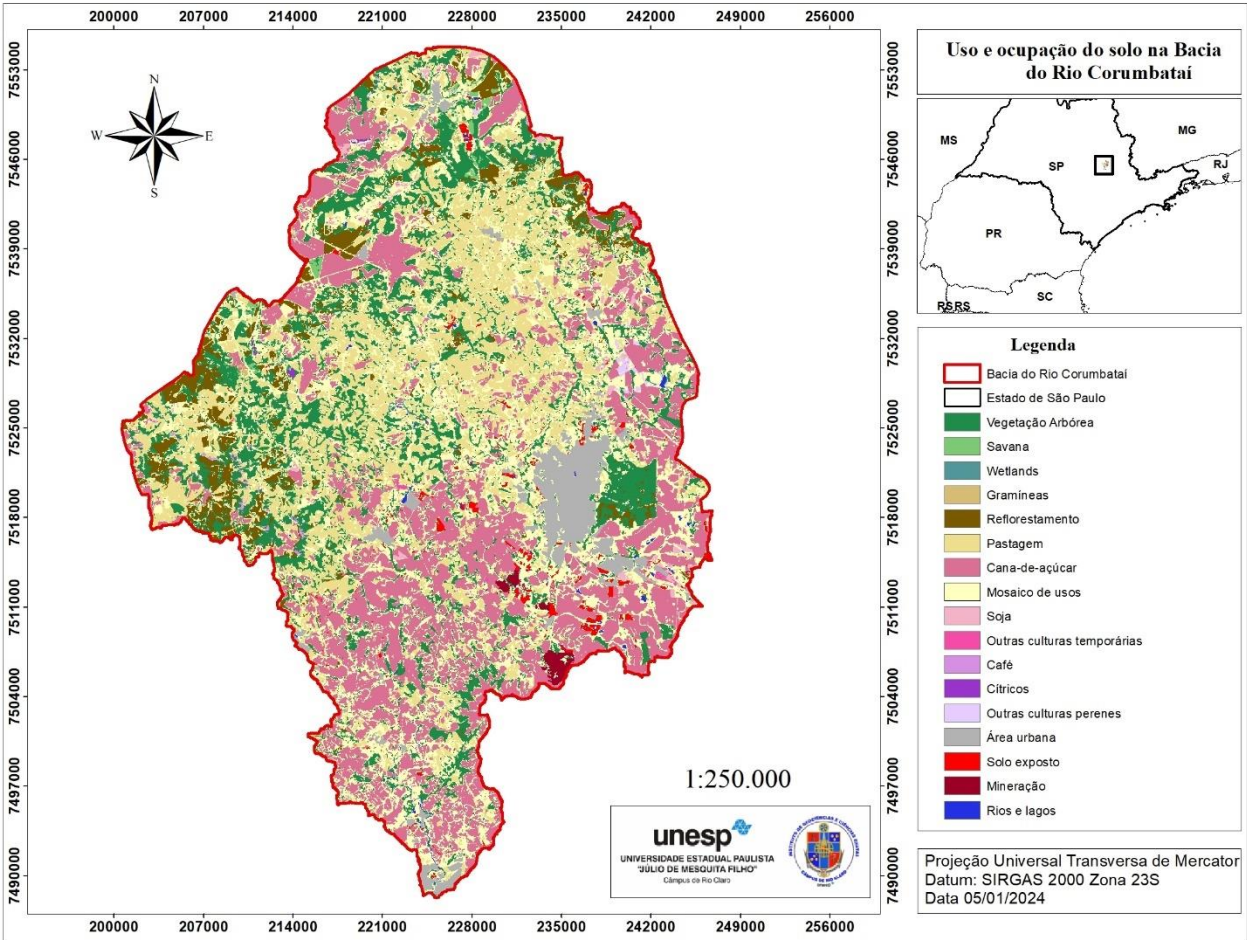
As formas de uso do solo em determinado local revelam informações sobre o perfil econômico e social do mesmo, sendo de fundamental importância para a análise da dinâmica socioambiental e para a gestão dos recursos hídricos da bacia hidrográfica em estudo.

Conforme o mapa de uso e ocupação elaborado (figura 4.11) percebe-se a grande influência do agronegócio na Bacia do Rio Corumbataí. Suas principais tipologias compreendem um mosaico de usos (27,18%) que corresponde à uma mescla de agricultura e pecuária, seguido pelo cana-de-açúcar (24,07%) e pela pecuária, com 19,14% de áreas de pastagem.

As atividades pecuárias desenvolvem-se majoritariamente de forma extrativista, a pasto, com a utilização de gramíneas como alimento suplementar. Ocorrem principalmente no alto e média curso da bacia, especialmente em Corumbataí e na parte superior de Rio Claro. O cultivo de cana-de-açúcar se expressa de maneira mais intensa na porção inferior da bacia, após a área urbana de Rio Claro e nos municípios de Charquedade, Ipeúna, Santa Gertrudes e Piracicaba.

As áreas de floresta ocorrem principalmente nos municípios de Analândia e Itirapina, na região da nascente do Rio Corumbataí e na Bacia do Rio Passa Cinco, respectivamente. Têm-se ainda o Horto Florestal em Rio Claro.

Figura 4.11 - Uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Corumbataí (2019).



Fonte: Autor (2024) com base em MapBiomias (2024).

Tabela 4.7 - Distribuição das classes de uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Corumbataí.

Tipologia de uso do solo	Área (km ²)	Percentual
Área urbana	69,98	4,19
Café	3,13	0,19
Cana-de-açúcar	402,25	24,07
Citricos	1,02	0,06
Culturas perenes	3,95	0,24
Culturas temporárias	2,44	0,15
Gramineas	2,52	0,15
Mineração	6,00	0,36
Mosaico de usos	454,20	27,18
Pastagem	325,46	19,48
Reflorestamento	81,48	4,88
Rios e lagos	4,66	0,28
Savana	7,28	0,44
Soja	9,97	0,60
Solo exposto	15,23	0,91
Vegetação arbórea	278,44	16,66
Wetlands	3,00	0,18

Fonte: Autor (2024).

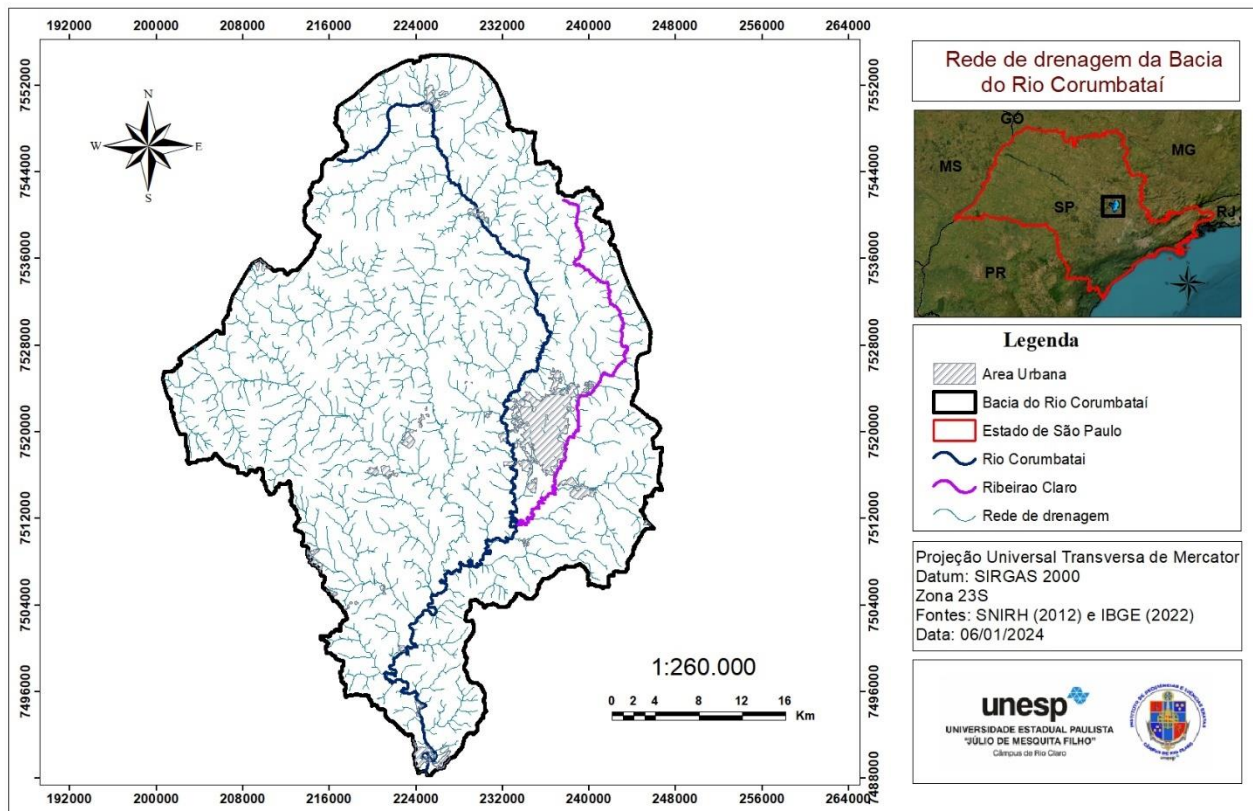
4.8 Recursos hídricos superficiais

Os principais corpos hídricos presentes na bacia são os rios Corumbataí e Ribeirão Claro, sendo ambos enquadrados como classe 2, de acordo com o Decreto Estadual nº 10.755/77. Os principais usos da água na bacia correspondem ao abastecimento humano, industrial, irrigação e dessedentação animal (FAB-PCJ, 2020).

O abastecimento humano relativo a captações superficiais apresenta uma demanda total da ordem de $2567 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Entretanto, essa demanda ocorre de forma bastante desigual, onde as maiores captações ocorrem no Rio Corumbataí e no Ribeirão Claro, visando o abastecimento dos municípios de Piracicaba e Rio Claro. Em relação ao uso industrial, destacam-se as indústrias sucroalcooleiras e o setor metal-mecânico em Piracicaba e Rio Claro e o polo cerâmico de Santa Gertrudes (FAB-PCJ, 2020).

No que tange a demanda para irrigação, destacam-se as sub-bacias do Alto Corumbataí, na região de Analândia, e Passa Cinco. De forma semelhante, as mesmas sub-bacias apresentam as maiores demandas para dessedentação animal, com destaque para a sub-bacia do Passa Cinco (FAB-PCJ, 2020).

Figura 4.12 - Rede de drenagem da Bacia do Rio Corumbataí.



Fonte: Autor (2024).

O Rio Corumbataí, cujo nome deriva do tupi significando “rio dos Corumbatás”, em referência à espécie de peixe outrora abundante, constitui-se um dos principais afluentes do rio Piracicaba, com uma extensão de aproximadamente 120 km. Nasce na Serra de Santana, no município de Analândia, a cerca 800 m de altitude, e deságua na margem direita do Rio Piracicaba, no bairro de Santa Terezinha em Piracicaba, a uma altitude de 470 m. Tem como principais afluentes o Ribeirão Claro em sua margem esquerda, e os rios Passa Cinco e Cabeça em sua margem direita (TROPPMAIR, 1992).

O alto curso do Rio Corumbataí abrange desde a sua nascente até o distrito de Ferraz, na porção norte do município de Rio Claro, com cerca de 35 km de extensão. Apresenta alta declividade (7 m.km^{-1}) e escoamento rápido intercalado por cachoeiras e corredeiras. Verifica-se forte processo erosivo, que se expressa por vales bem encaixados (PALMA-SILVA, 1999). No médio curso, que abrange desde o distrito de Ferraz até o distrito de Assistência, na região sul de Rio Claro, o declive é pequeno (2 m.km^{-1}), consequentemente reduzindo também a velocidade de escoamento. Os vales são abertos e o rio apresenta muitas curvas e meandros (TROPPMAIR, 1992).

No baixo curso, localizado entre o distrito de Assistência e a foz no rio Piracicaba, o rio apresenta caráter volumoso e caudaloso, ao longo dos seus 45 km de extensão. As declividades são as menores observadas (1 m.km^{-1}) e assim como o médio curso, descreve curvas e meandros (PALMA-SILVA, 1999).

Em relação à sua gênese, Ab'Saber (1969 *apud* PENTEADO, 1976) o classifica como recente-subsequente, tendo seu traçado predominantemente orientado pela tectônica de falhamentos pós-cretácica. Os padrões de drenagem dominantes são os paralelos, principalmente em trechos mais longos dos afluentes da margem direita, no sentido NW-SE, e os retangulares. Em menor escala, ocorre o padrão dendrítico, em especial nas cabeceiras dos afluentes originados nos sedimentos argilosos dos grupos Passa Dois e Tubarão, ao longo do médio e baixo curso do rio (PENTEADO, 1976).

Apesar de sua importância econômica e social, a degradação de suas águas é um processo de longa data, abordado por diversos autores. De modo geral, chama-se a atenção para os impactos causados por atividades industriais e agropecuárias. De acordo com Palma-Silva (2006), em seu alto curso, os principais problemas referem-se à mineração e a disposição desordenada de rejeitos. No médio curso, têm-se a poluição orgânica do município de Rio Claro, onde, de acordo com a Fundação Agência das Bacias PCJ (FAB-PCJ, 2020), o rio Corumbataí recebe efluentes de sete estações de tratamento de esgoto, além de despejos clandestinos. No baixo curso, predominam as atividades agrícolas, em especial a monocultura da cana-de-açúcar.

Falqueto (2008) chama a atenção para a contaminação por metais tóxicos, bem como para a grande quantidade de indústrias sucroalcooleiras e a presença de lixões e aterros próximos aos cursos d'água na região. Armas *et al.* (2007) observaram a contaminação por herbicidas em amostras de água da bacia do rio Corumbataí, em especial as triazinas, hexazinona, glifosato e clomazona, principalmente ao norte, na região de Analândia. As piores condições normalmente se verificam em pontos de coleta localizados à jusante da área urbana de Rio Claro, onde o solo é altamente impermeabilizado e ocorrem lançamentos clandestinos de efluentes domésticos e/ou industriais, conforme estudos de Palma-Silva (2006) e Zambetta (2006).

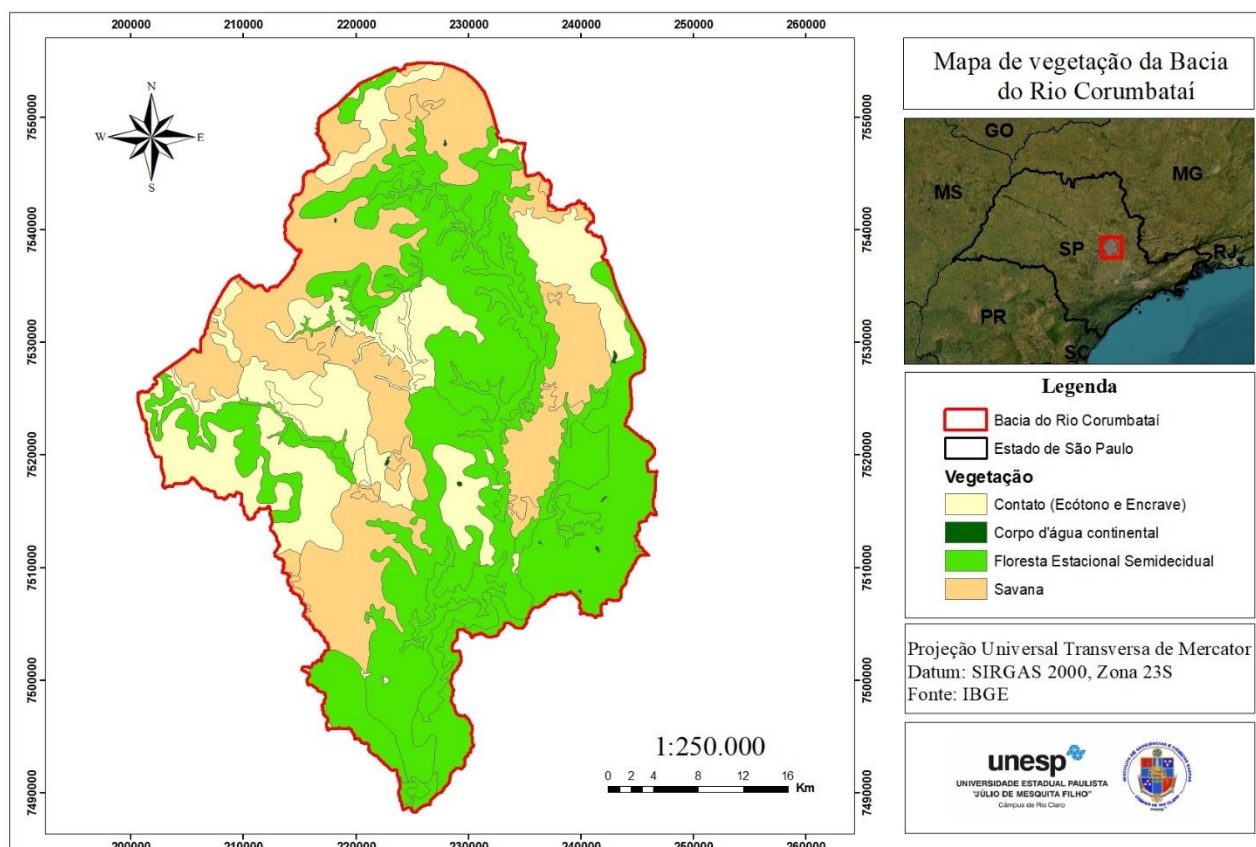
Outro importante corpo hídrico da área de estudo é o rio Ribeirão Claro, cuja bacia possui 13,98 km de largura e 34,04 km de comprimento e ocupando uma área de drenagem de 270 km², percorrendo parte dos municípios de Rio Claro, Araras, Corumbataí e Leme. Nasce na zona rural do município de Corumbataí, a uma altitude de 780 m, atravessando áreas agrícolas, a Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA) e a parte leste da área urbana de Rio Claro, onde recebe efluentes domésticos e industriais. Deságua no Rio Corumbataí, à uma altitude de aproximadamente 500 m (FONSECA, 2008).

Possui como principais afluentes o córrego Cachoeirinha (Mãe Preta) na margem direita e os córregos Jacu, Fazenda Angélica, Ibitinga, Barreiro e Fazenda Itaqui, pela margem esquerda (LIMA, 1994).

4.9 Vegetação

A Bacia do Rio Corumbataí era originalmente coberta principalmente por floresta estacional semidecidual e, em menores proporções, por cerrados. Sua degradação remonta ao início do século XX, com a implantação das atividades agrícolas na região, em especial, relacionadas ao café e a cana-de-açúcar (VALENTE e VETTORAZZI, 2002). Da vegetação remanescente, encontram-se, além destas duas categorias, áreas de transição como ecótonos e encraves.

Figura 4.13 – Mapa de vegetação da Bacia do Rio Corumbataí.



Fonte: Autor (2024).

No município de Rio Claro, a Floresta Estadual “Edmundo Navarro de Andrade” (FEENA) apresenta-se como uma importante unidade de conservação, compreendendo uma área

de 2231 ha. A unidade possui uma das maiores variedades de espécies do gênero *Eucalyptus*, além de ser um grande patrimônio histórico e cultural da região. Além da FEENA, o município apresenta ainda recortes de mata, capoeira, vegetação de várzea e áreas de reflorestamento (PMRC, 2014).

4.10 Fauna

A exploração desordenada dos recursos naturais aliada à crescente ocupação agrícola resulta em um acelerado processo de degradação dos ecossistemas naturais, levando à perda da biodiversidade local, muitas vezes de forma irreversível. Atualmente, o Estado de São Paulo apresenta um alto grau de fragmentação dos habitats muito em função das atividades agropecuárias, em especial da monocultura de cana-de-açúcar e das áreas de pastagem (DOTTA, 2005). Nesse contexto, o Brasil conta com a Lei nº 5.197/67 que trata sobre a proteção à fauna, destacando em seus primeiros artigos:

Art. 1º. Os animais de quaisquer espécies, em qualquer fase do seu desenvolvimento e que vivem naturalmente fora do cativeiro, constituindo a fauna silvestre, bem como seus ninhos, abrigos e criadouros naturais são propriedades do Estado, sendo proibida a sua utilização, perseguição, destruição, caça ou apanha.

Art. 2º É proibido o exercício da caça profissional.

Art. 3º. É proibido o comércio de espécimes da fauna silvestre e de produtos e objetos que impliquem na sua caça, perseguição, destruição ou apanha (BRASIL, 1967).

Vários estudos foram realizados sobre a caracterização da fauna na região da Bacia do Rio Corumbataí ao longo dos anos. No município de Rio Claro encontram-se frequentemente levantamentos de espécies relacionadas ao Horto Florestal (FEENA).

Em estudo sobre a mastofauna da FEENA, Chagas (1997) identificou que a área oferece vários microhabitats que constituem opções de nidificação e abrigo às espécies presentes. Há uma grande variedade de espécies frutíferas como pitangueiras, jabuticabeiras, limoeiros, goiabeiras, entre outros, que servem como base da alimentação de muitos herbívoros e onívoros, além de uma grande variedade de insetos e pequenos vertebrados, que compõem a dieta de muitos onívoros e carnívoros. O estudo levantou um total de 20 espécies de mamíferos, distribuídos em 6 ordens e 15 famílias. As ordens mais frequentes foram a Rodentia, Carnívora e Marsupialia.

Toledo, Zina e Haddad (2003) identificaram, também na área da FEENA, 21 espécies de anfíbios anuros, pertencentes à quatro famílias distintas, cuja atividade reprodutiva se mostrou influenciada pela temperatura, pluviosidade e fatores intrínsecos à área de estudo. Na área do

Lago Azul, Lima (1994) identificou 22 espécies de aves, cujos hábitos alimentares se constituem predominantemente de sementes e insetos.

No contexto da Bacia do Rio Corumbataí, Viadana (1992), em estudo sobre a ictiofauna dos rios Corumbataí, Passa-Cinco, Ribeirão da Cabeça e Ribeirão Claro, identificou 48 espécies de peixes, sendo três delas consideradas alóctones nos locais de estudo: *Callichthys callichthys*, *Tilapia rendalli* e *Cyprinus carpio*. A primeira, conhecida como Camboja, apresenta-se disseminada em grande número pela bacia. As Tilápias são provenientes de tanques de criação existentes nas propriedades rurais da região, que acidentalmente chegam aos cursos d'água. Por fim, as Carpas ocorrem nos tanques e barragens dos córregos, com finalidades recreativas.

Em estudo mais recente, Gerhard (2005) identificou um total de 51 espécies de peixes agrupadas em seis ordens, 14 famílias e 37 gêneros. Foi constatada forte influência do relevo (elevação e declividade) e das características químicas da água na ocorrência, riqueza e diversidade das espécies nos vários pontos de monitoramento.

Dotta (2005) identificou 27 espécies silvestres de mamíferos de médio e grande porte, sendo 25 nativas e duas exóticas (javali e lebre européia). Além destas, foram identificadas também seis espécies domésticas na região (cachorro, gato, cavalo, búfalo, ovelha e boi). O estudo demonstrou que a riqueza de espécies em geral é menor nas áreas de pastagem, e a frequência de ocorrência dos mamíferos é maior nas áreas de canaviais, além da maior abundância de espécies de hábitos generalistas, com os insetívoros-onívoros predominando em todos os ambientes analisados.

5 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA

5.1 Referencial Teórico

O uso de métodos estatísticos para a avaliação da qualidade da água vem sendo feito há muitas décadas, com as mais diversas abordagens. Entretanto, os dados relativos à qualidade da água e outros parâmetros ambientais possuem características que muitas vezes os tornam de difícil análise. Entre as principais, pode-se citar os dados ausentes; presença de outliers; dados censurados; variações sazonais e distribuição não normalizada dos dados, normalmente apresentando distribuições assimétricas. Esse último fator, em especial, dificulta a aplicação dos métodos paramétricos que são normalmente utilizados. Possíveis soluções incluem a utilização de algum tipo de transformação ou a aplicação de métodos não paramétricos (MCLEOD, HIPEL, BODO, 1991; HELSEL e HIRSCH, 2002; SIMEONOV *et al.*, 2002).

A utilização de métodos paramétricos tais como testes-t e análise de variância (ANOVA) baseados em comparações de médias, em situações onde os pré-requisitos para tais testes são violados, pode levar a resultados não precisos e enganosos. Apesar de alguns desses testes serem considerados “robustos” em relação a desvios da normalidade para amostras grandes (sendo tal afirmação derivada do Teorema do Limite Central), para comparações de valores centrais de grupos de dados, a utilização da média pode não ser adequada quando os dados apresentam alta assimetria. (HELSEL, 1987). Helsel e Hirsch (2002) destacam que métodos paramétricos aplicados a dados não-normais tem menos poder para se rejeitar a hipótese nula quando a mesma é falsa, comumente levando a erros do tipo II.

Os testes não paramétricos são conhecidos por apresentarem poucos pré-requisitos acerca da população analisada, normalmente não necessitando de uma distribuição específica. Outros pontos a se destacar são a relativa insensibilidade em relação a presença de outliers e a possibilidade de análise de situações onde procedimentos paramétricos normais não seriam aplicáveis, visto que muitos testes não paramétricos requerem apenas um ranqueamento dos dados, sem qualquer inferência sobre sua magnitude (DEMAYO e STEEL, 1996; HOLLANDER, WOLFE, CHICKEN, 2013).

Outro problema frequente de dados relacionados à qualidade da água são os dados censurados, que referem-se a valores abaixo (censura a esquerda) ou acima (censura a direita) do limite de detecção da metodologia empregada. Possíveis soluções incluem substituições, como a eliminação de tais valores do conjunto de dados, a troca dos valores censurados por zero, pelo

próprio limite de detecção ou por metade do valor deste. Apesar de comumente utilizada, a aplicação de análises estatísticas com essa metodologia deve ser realizada com cuidado, pois há a tendência de desvios conforme o método escolhido. A substituição por zero tende a subestimar a média da nova amostra em relação à média real, enquanto a substituição pelo limite de detecção tende a superestimar (DEMAYO e STEEL, 1996; CHRISTOFARO e LEÃO, 2014). Métodos mais robustos como a estimativa de máxima verossimilhança assumindo uma distribuição lognormal também tem sido comumente utilizados (HELSEL e HIRSCH, 2002).

5.1.1 Teste de Kruskal-Wallis

Popularmente conhecido como a versão não-paramétrica da análise de variância (ANOVA), é normalmente utilizado quando as suposições para a aplicação da mesma não são atendidas, como em caso de distribuição não normalizada dos dados, permitindo testar a hipótese de que duas ou mais amostras independentes tem a mesma distribuição. O teste pode ser utilizado para comparações entre apenas duas amostras, sendo essencialmente o teste de Wilcoxon para esse cenário (KRUSKAL e WALLIS, 1952). Também é comumente utilizado para avaliar a presença de sazonalidade em séries temporais (MCLEOD, HIPEL, BODO, 1991).

Para a realização do teste, deve-se inicialmente ordenar todas as observações de todas as amostras e atribuir um posto para cada observação, de forma crescente, onde o menor valor recebe o posto 1, o segundo menor recebe o posto 2 e assim por diante até atingir o posto N, sendo N o número total de observações. Posteriormente, calcula-se a soma dos postos para cada amostra de tamanho n_i . Em caso de não ocorrência de empates, ou seja, se não existirem observações iguais, o parâmetro H do teste tem a seguinte forma (KRUSKAL e WALLIS, 1952; VAN HECKE, 2012):

$$H = \frac{12}{N(N+1)} \sum_{i=1}^k \frac{R_i^2}{n_i} - 3(N+1), \quad N = \sum_{i=1}^k n_i. \quad (5.1)$$

Onde k é o número total de amostras, N representa o número total de observações de todas as amostras, R_i é a soma dos postos da i-ésima amostra e n_i é o número de observações da i-ésima amostra.

Em caso de empates, cada observação recebe a média dos postos no qual está empatada. Então, o valor H calculado anteriormente é dividido por uma nova variável c, dada por:

$$c = 1 - \frac{\sum_{i=1}^g T_i}{n^3 - n}. \quad (5.2)$$

Onde g é o número de grupos de empates e T_i é dada por $(t^3 - t)$, sendo t o número de observações empatadas do i -ésimo grupo.

O valor de H é então comparado com a distribuição qui-quadrado (χ^2), para $k-1$ graus de liberdade em determinado nível de significância. Se $H \geq \chi^2$, rejeita-se a hipótese nula. Do contrário, a mesma deve ser mantida por não haver evidência suficiente para a sua rejeição (CONOVER e IMAN, 1981; HELSEL e HIRSCH, 2002).

A hipótese nula H_0 admite que todas as amostras tem a mesma distribuição, enquanto a hipótese alternativa H_1 indica que ao menos uma amostra é significativamente diferente das demais em sua distribuição. Se puder ser realizada a suposição de que todas as outras características acerca da distribuição são idênticas para todos os grupos, com exceção das medianas, o teste de Kruskal-Wallis pode ser utilizado como um teste de comparação de medianas (HELSEL e HIRSCH, 2002).

Apesar de útil para identificar diferenças significativas entre grupos de dados, o teste de Kruskal-Wallis não indica exatamente em qual ou quais grupos encontra-se essa diferença, sendo necessário, para tal, a aplicação de um teste post-hoc de comparações múltiplas.

5.1.2 Testes de Mann-Kendall

O teste de Mann-Kendall, inicialmente sugerido por Mann em 1945, é um teste não-paramétrico de análise de tendência temporal, que utiliza o teste de significância do tau de Kendall, com a variável X representando o tempo (T). O teste é análogo à regressão linear e é utilizado, de forma generalizada, para avaliar se os valores de Y (variável em análise) tendem a aumentar ou diminuir em relação ao tempo (T), em uma relação monotônica. O teste não pressupõe normalidade dos dados, sendo apenas necessário que não haja correlação serial. De forma geral, é aplicado com o propósito específico de avaliar se o valor central ou a mediana variam com o tempo (HELSEL e HIRSCH, 2002).

Assim como outros testes não-paramétricos, o procedimento se baseia em um ranqueamento, onde os valores são avaliados como uma série temporal. A estatística S do teste mede a dependência monotônica de Y em relação a T , onde cada valor é comparado com todos os valores medidos anteriormente, formando assim “pares concordantes” ou “pares discordantes”. Os pares concordantes referem-se a grupos onde um valor posterior de Y é maior que um valor

medido anteriormente. Do contrário, quando um valor posterior diminui em relação a um valor anterior, o par é denominado discordante. Em caso de empates, o par não recebe nenhuma classificação. Desse modo, existem $n(n-1)/2$ pares possíveis de dados, sendo n o número de observações. O valor de S e o τ de Kendall, que mede a força da relação monotônica entre as variáveis são dados pelas equações 5.3 e 5.4, respectivamente (HELSEL e HIRSCH, 2002; EPA, 2011):

$$S = P - M \quad (5.3)$$

$$\tau = \frac{S}{n(n-1)/2} \quad (5.4)$$

Onde:

P: número de pares concordantes;

M: número de pares discordantes

A hipótese nula H_0 admite que não há tendência, sendo indicada por valores absolutos de S próximos de zero. A hipótese alternativa H_1 admite a existência de tendência entre os dados. Valores negativos afastados de zero indicam uma tendência de queda, enquanto valores positivos elevados indicam uma tendência de aumento (EPA, 2011).

Quando constatada influência da sazonalidade nos dados, a mesma deve ser levada em consideração para a avaliação de tendências em séries temporais. O teste sazonal de Mann-Kendall é computado realizando o teste de Mann-Kendall separadamente para cada estação ou período considerado. Desse modo, para coletas mensais, os dados de janeiro são comparados apenas aos dados de janeiro, e assim sucessivamente. Nenhuma comparação é realizada entre estações ou períodos diferentes. A estatística S geral é calculada pela soma dos valores de S individuais para cada estação (HELSEL e HIRSCH, 2002; EPA, 2011).

Os testes de Mann-Kendall indicam a possível presença de tendência em uma série temporal, porém, sem fazer inferência quanto a magnitude dessa tendência. Nesse cenário, o coeficiente de Sen (*Sen slope estimator*) pode ser utilizado para determinar a inclinação da reta (variação por unidade de tempo) em um caso de tendência linear. O método consiste em um procedimento não-paramétrico desenvolvido por Sen em 1968. É consideravelmente robusto a presença de outliers e dados faltantes e é comumente associado ao teste de Mann-Kendall (GILBERT, 1987).

O método consiste em calcular a inclinação de cada par de valores utilizados no cálculo do teste de Mann-Kendall (Q), conforme a Equação 5.8. O coeficiente de Sen é então dado pela mediana dos valores de Q (GILBERT, 1987).

$$Q = \frac{Xi' - Xi}{I' - I} \quad (5.5)$$

Onde Xi' e Xi representam os valores da variável X nos tempos I' e I , respectivamente.

5.1.3 Análise de Cluster (AC)

A análise de cluster consiste em um conjunto de técnicas multivariadas que tem como principal objetivo agrupar objetos baseando-se em características comuns, de modo a criar grupos homogêneos (clusters) de acordo com um critério pré-determinado. Os clusters devem apresentar alta homogeneidade interna e alta heterogeneidade externa, em relação a outros clusters. Uma das abordagens mais utilizadas refere-se ao agrupamento hierárquico, normalmente ilustrado por um dendrograma, onde clusters menores vão se formando de acordo com as maiores similaridades e consequentemente geram cluster maiores, até que exista apenas um cluster (VICINI, 2005; SHRESTHA e KAZAMA, 2007).

A análise de cluster é amplamente utilizada nas mais diversas áreas. Na taxonomia, é utilizada para classificar seres vivos em grupos arbitrários com base em suas características. Na área da medicina, é usada para designar pacientes para categorias específicas de diagnóstico com base em sintomas apresentados. Também apresenta aplicações nas áreas de arqueologia, geologia, hidrologia, antropologia, entre outras (BROWN, 1998).

Conforme Vicini (2005), antes de escolher uma medida de distância e começar a trabalhar com os dados, é necessário realizar uma padronização dos mesmos, de modo a evitar problemas nos processos de classificação devido a diferenças nas dimensões dos dados. Na prática, a técnica de padronização mais utilizada consiste na transformação dos valores para uma escala Z , onde as variáveis padronizadas terão média 0 e variância 1, tornando-se adimensionais. A transformação é ilustrada pela fórmula abaixo:

$$Z_i = \frac{Xi - \bar{x}}{\sigma} \quad (5.6)$$

Onde Z_i é o valor transformado da i -ésima observação para a escala Z , Xi é o valor original da i -ésima observação de uma amostra, $\bar{x}$ é a média da amostra e σ representa o desvio padrão da amostra.

Quando todas as variáveis analisadas são quantitativas, a medida de distância mais utilizada para a análise de agrupamentos é a distância euclidiana, que é obtida por meio do teorema de Pitágoras, em um espaço multidimensional. A distância pode ser representada como

a diferença entre os valores analíticos de duas amostras (VICINI, 2005; SEIDEL *et al.*, 2008). A distância euclidiana quadrática é dada pela fórmula abaixo:

$$DE = \sum_{j=1}^p (x_{ij} - x_{i'j})^2 \quad (5.7)$$

Onde X_{ij} é a j -ésima característica do i -ésimo indivíduo, $X_{i'j}$ é a j -ésima característica do i' -ésimo indivíduo.

Entre os métodos de aglomeramento, um dos mais utilizados é o método de Ward, que utiliza análise de variância para avaliar a distância entre os clusters, com o objetivo de minimizar o quadrado da distância euclidiana em relação às médias dos grupos (WUNDERLIN *et al.*, 2001).

Para a determinação do número de grupos que serão adotados, pode-se traçar uma linha imaginária horizontal sobre o dendrograma, denominada “Linha Phenon”. A linha é traçada em determinado ponto do eixo y (distância de ligamento), indicando o número de clusters formados logo abaixo do corte. Não existem regras específicas orientando sobre a distância ideal na qual a linha deve ser traçada, sendo esta dependente do julgamento do pesquisador. Ressalta-se, entretanto, que a escolha de muitos clusters pode dificultar a avaliação dos resultados, devido a alguns apresentarem características semelhantes entre si. Por outro lado, a escolha de poucos clusters pode deixar passar informações específicas importantes de determinados grupos (YIDANA, 2011).

5.1.4 Análise de Componentes Principais (ACP)

A análise de componentes principais é utilizada para reduzir a dimensionalidade de grandes conjuntos de dados sem que ocorra perda considerável de informação, ou seja, reduzindo a quantidade de parâmetros a serem analisados. As variáveis originais correlacionadas são reescritas em novas variáveis denominadas componentes principais, através de uma transformação de coordenadas (WUNDERLIN *et al.*, 2001; SIMEONOV *et al.*, 2002; HAIR *et al.*, 2005). A análise de componentes principais não faz inferência sobre distribuições de probabilidade, podendo ser utilizada normalmente para dados que não seguem a distribuição gaussiana (BROWN, 1998).

As componentes principais são ortogonais entre si e não correlacionadas, advindas de uma combinação linear das variáveis originais, em uma ordem decrescente de importância. Desse modo, a primeira componente descreve a maior parte da variabilidade dos dados (sendo assim a mais importante) e assim sucessivamente. Cabe ressaltar que se as variáveis originais estiverem

fracamente correlacionadas, as componentes principais vão coincidir com as mesmas (GOMES, 2013).

Apesar de sua utilidade, a ACP não é adequada para qualquer conjunto de dados. Brown (1998) ressalta que se a matriz de correlação resultante indicar poucas ou até mesmo a ausência de correlações significativas, o método não deve ser utilizado. De acordo com Vicini (2005) e Finkler *et al.* (2015), previamente à aplicação da ACP, devem ser realizados dois testes para verificar a adequabilidade dos dados ao processo: o teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e o teste de esfericidade de Bartlett.

O teste KMO indica a medida de correlação da matriz como um todo, ou seja, a correlação entre as variáveis independentes. Seu valor varia entre zero a um, sendo o conjunto de dados mais adequado a aplicação da ACP quanto maior for o resultado (FINKLER *et al.*, 2015). A adequação de cada variável individual é avaliada pelo indicador MSA (*Measures of Sampling Adequacy*), cujo cálculo se dá de acordo com a equação 5.8 (KAISER e RICE, 1974):

$$MSA_j = \frac{\sum_{k \neq j} r_{jk}^2}{\sum_{k \neq j} r_{jk}^2 + \sum_{k \neq j} p_{jk}^2} \quad (5.8)$$

Onde r_{jk} representa a correlação original e p_{jk} representa a correlação parcial entre as variáveis na matriz anti-imagem. A expressão geral do teste é então dada pela equação 5.9:

$$KMO = \frac{\sum_{j \neq k} \sum_{j \neq k} r_{jk}^2}{\sum_{j \neq k} \sum_{j \neq k} r_{jk}^2 + \sum_{j \neq k} \sum_{j \neq k} p_{jk}^2} \quad (5.9)$$

Conforme Kaiser e Rice (1974), o valor mínimo de aceitabilidade do teste é 0,5. Valores inferiores são considerados inaceitáveis para a aplicação de técnicas como a PCA ou análise fatorial.

O teste de esfericidade de Bartlett testa a hipótese de que a matriz de covariância é proporcional a uma matriz identidade, o que indicaria que não há correlação entre as variáveis. Desse modo, procura-se rejeitar a hipótese nula da matriz identidade, em determinado nível de significância (normalmente com $\alpha = 0,05$). A estatística do teste se baseia na distribuição qui-quadrado com v graus de liberdade, conforme as equações abaixo (FINKLER *et al.*, 2015):

$$\chi^2 = - \left[(n-1) - \frac{2p+5}{6} \right] \ln |R| \quad (5.10)$$

$$v = \frac{p(p-1)}{2} \quad (5.11)$$

Onde n representa o tamanho da amostra, p representa o número de variáveis e $|R|$ é o determinante da matriz.

Vários critérios podem ser adotados para a seleção do número de componentes que serão consideradas. Um dos mais comuns é o critério de Kaiser (ou raiz latente), que consiste em selecionar todas as componentes cujos autovalores são superiores a um (KAISER, 1960). O método, entretanto, gera críticas devido a retenção de muitas componentes em algumas situações (PALLANT, 2007).

Outro método comumente utilizado é o gráfico Scree Plot, que representa a porcentagem da variação explicada por cada componente no eixo das ordenadas e a ordem de extração das componentes no eixo das abscissas. Avaliando o gráfico gerado, deve-se selecionar o ponto de corte quando uma reta horizontal começa se formar, indicando o número de componentes que devem ser utilizadas (HAIR *et al.*, 2005).

Por fim, destaca-se ainda o critério de percentual de variância, que consiste em selecionar um número de componentes que juntas expliquem determinada porcentagem de variância acumulada. Alguns autores atribuem um valor fixo de variabilidade total que deve ser atingida. Simeonov *et al.* (2002) e Gomes (2013) sugerem um valor mínimo de 80%. Hair *et al.* (2005) ponderam que tal porcentagem deve variar de acordo com o tipo de estudo realizado, sendo aceitos menores valores em casos de informações menos precisas, como geralmente ocorre nas ciências sociais.

Usualmente, as menores componentes principais identificadas podem ser descartadas para simplificar a análise, tendo em vista que as mesmas explicam apenas uma pequena parte da variabilidade dos dados. As principais componentes, apesar de normalmente serem poucas, são capazes de fornecer importantes informações sobre os parâmetros mais significativos (BROWN, 1998; WANG *et al.*, 2013).

A interpretação da matriz fatorial resultante da aplicação da PCA é realizada por meio das cargas fatoriais, que representam a correlação de cada variável com cada fator (componente). Liu, Lin e Kuo (2003) classificam as cargas como “fortes”, com valores absolutos superiores a 0,75, “moderadas”, com valores absolutos superiores a 0,5 e “fracas”, com valores entre 0,3 e 0,5.

Em geral, as componentes extraídas não fornecem a melhor interpretação acerca das variáveis sob análise, normalmente não oferecendo um padrão significativo de cargas. Para contornar essa situação, é comum a utilização de técnicas de rotação de fatores, de modo a

redistribuir a variância dos primeiros fatores para os últimos, obtendo assim um padrão fatorial teoricamente mais significativo (HAIR *et al.*, 2005).

As técnicas de rotação podem ser ortogonais, quando os eixos são mantidos a 90 graus, ou oblíquos. O método mais utilizado é o critério ortogonal Varimax, que visa minimizar o número de variáveis que apresentam cargas elevadas em cada componente (HAIR *et al.*, 2005; PALLANT, 2007).

5.1.5 Correlação de Pearson

O coeficiente de correlação de Pearson (ρ) é utilizado para medir a intensidade e a direção da relação linear entre duas variáveis quantitativas, com valores variando entre -1 e 1. O sinal indica a direção da relação, ou seja, se as variáveis se relacionam de forma direta ou inversa. O valor numérico indica a força da relação, sendo mais forte próxima aos extremos (-1 e 1) e mais fraca quanto mais próximo de zero. O cálculo de ρ se dá de acordo com a equação abaixo:

$$\rho = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (5.12)$$

Onde x_i e y_i são os valores individuais de cada amostra, $\bar{x}$ e $\bar{y}$ representam as médias das amostras e n é o número de observações das amostras.

Tabela 5.1: Relações do coeficiente de Pearson.

Coeficiente ρ	Relação
1	Positiva perfeita
$0,7 \leq \rho < 1$	Positiva Forte
$0,4 \leq \rho < 0,7$	Positiva moderada
$0,1 \leq \rho \leq 0,3$	Positiva fraca
$-0,3 \leq \rho \leq -0,1$	Negativa fraca
$-0,7 < \rho \leq -0,4$	Negativa moderada
$-1 < \rho \leq -0,7$	Negativa forte
-1	Negativa perfeita

Fonte: Figueiredo Filho e Silva Júnior (2010).

O quadro abaixo resume alguns trabalhos que utilizaram técnicas estatísticas inferenciais e multivariadas na análise da qualidade da água:

Quadro 5.1 - Estudos que utilizaram análises estatísticas inferenciais e multivariadas para análise da qualidade da água.

Referência	Área de estudo	Objetivos	Técnicas utilizadas	Resultados
Simeonov et al. (2002)	Rio Saale e tributários Ilm e Unstrut (Alemanha)	Avaliar diferenças espaciais na qualidade da água; Encontrar as fontes responsáveis pela maior contribuição em cada parâmetro de qualidade	AC, ACP, Regressão múltipla nas principais componentes	Agrupamento em dois grandes clusters, destacando as áreas mais e menos poluídas; 6 componentes explicaram a maior parte da variação dos dados, indicando as fontes de poluição
Shrestha e Kazama (2007)	Bacia do Rio Fuji (Japão)	Identificar similaridades entre os locais de monitoramento; Identificar variações sazonais e fontes de poluição	AC, ACP, AF, AD; Diferenciação entre as quatro estações	Agrupamento em três grandes clusters, relativos às áreas de baixa, média e alta poluição; 5 componentes explicaram a maior variação dos dados nas áreas de baixa e média poluição e 3 na área de alta poluição
Wunderlin et al. (2001)	Rio Suquia (Argentina)	Identificar variações espaciais e temporais na qualidade da água; Identificar fontes de poluição; Redução de dados a partir de técnicas estatísticas	AC, ACP, AF, AD, Correlação de Spearman; Diferenciação entre estação seca e chuvosa	Agrupamento em dois grandes clusters; 5 componentes com 13 parâmetros explicaram 71% da variação dos dados; Identificação das fontes para 17 de 22 parâmetros
Wang et al. (2013)	Rio Songhua (região de Harbin, China)	Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e identificação das fontes de poluição	AC, ACP, AF, Correlação de Spearman	Agrupamento em três grandes clusters, relativos às áreas de baixa, média e alta poluição; 5 componentes explicaram a maior variação dos dados; Poluição orgânica, nutrientes (agricultura) e metais identificados como as principais fontes de poluição
Finkler et al. (2017)	Bacias hidrográficas do município de Caxias do Sul (RS-Brasil)	Identificar os parâmetros de maior influência na região como um todo e individualmente em cada bacia	ACP	Cinco componentes explicaram 71% da variação dos dados; Poluição orgânica e nutrientes foram identificados como os principais responsáveis pelas variações na qualidade da água, seguido por despejos industriais; Pior qualidade próximo a centros urbanos e industriais
Vega et al. (1998)	Rio Pisuerga (Bacia do Rio Duero, Espanha)	Identificar a influência da sazonalidade e das atividades antrópicas na qualidade da água; Avaliar os efeitos do clima na composição hidroquímica do rio	AC, ACP, ANOVA, Teste-F	Agrupamento em dois grandes clusters; 4 componentes explicaram 81,5 % da variação dos dados, sendo a primeira atribuída ao componente mineral e a segunda ao lançamento de esgoto; Identificação das fontes espaciais e temporais responsáveis pelas alterações na qualidade da água

Quadro 5.1 - Estudos que utilizaram análises estatísticas inferenciais e multivariadas para análise da qualidade da água (continuação).

Referência	Área de estudo	Objetivos	Técnicas utilizadas	Resultados
Singh et al. (2004)	Rio Gomti (Índia)	Identificar variações espaciais e temporais na qualidade da água; Identificar variações sazonais e principais parâmetros	AC, ACP, AF, AD, Correlação de Spearman; Diferenciação entre três estações (verão, inverno e monções)	Agrupamento em três grandes clusters, relativos a áreas de baixa, média e alta poluição; 6 componentes e 14 parâmetros explicaram 70,8% da variação dos dados; Fatores naturais foram identificados como os principais responsáveis pelas variações na qualidade da água, seguido pela poluição orgânica
Celestino et al. (2013)	Valle del Mezquital (México)	Avaliar a influência da agricultura irrigada da região na qualidade das águas subterrâneas	AC, PCA, Correlação de Spearman	Agrupamento em dois clusters, com pior qualidade da água próximo a áreas urbanas e melhor qualidade próximo a zonas de recarga e assentamentos rurais; 3 componentes responderam por 85,1% da variação total, com o processo de salinização (íons) apresentando maior participação
Bouza-Deaño et al. (2008)	Rio Ebro (Espanha)	Identificar tendências temporais e variações espaciais de qualidade da água; Diferenciar fontes de poluição	AC, PCA, Correlação de Spearman, Teste de Mann-Kendall e Coeficiente de Sen	Agrupamento em três clusters, relativos a áreas de baixa, média e alta poluição, permitindo a redução das estações de monitoramento; 4 componentes explicaram 80,1% da variação dos dados, sendo a primeira (43,8%) relacionada a fatores naturais; 37% das análises demonstraram tendências de aumento dos parâmetros e 12% de diminuição
Yu; Zou; Whittemore (1993)	Bacias dos rios Arkansas, Verdigris, Neosho e Walnut (EUA)	Avaliar tendências temporais e sazonais nas regiões à montante e jusante dos referidos rios, por meio de técnicas estatísticas não-paramétricas	Testes de Kruskal-Wallis (KW), Mann-Kendal (MK), Sazonal de Mann-Kendall, Teste t de Sen, Teste de Van Belle e Hughes e Coeficiente de Sen para determinação da magnitude das tendências	55 % dos dados apresentaram variações sazonais significativas; Tendências gerais de queda nos principais íons, sólidos dissolvidos, sólidos suspensos e nutrientes, demonstrando uma melhora geral na qualidade da água dos rios analisados

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024. Obs: AC – Análise de Cluster; ACP – Análise de Componentes Principais; AF – Análise Fatorial; AD – Análise Discriminante

5.2 Metodologia

5.2.1 Aquisição dos dados e pontos de monitoramento

Os dados referentes aos parâmetros de qualidade da água utilizados neste trabalho são provenientes dos Relatórios de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, publicados anualmente pela CETESB e disponíveis publicamente no site da mesma (<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>). O programa foi criado em 1972 e, em 2022, apresentou 519 pontos de monitoramento distribuídos no Estado de São Paulo, com frequência de coleta bimestral.

Com o objetivo de avaliar principalmente a evolução espaço-temporal da qualidade das águas no alto e médio curso do Rio Corumbataí, especialmente em relação à influência da área urbana do município de Rio Claro, foram selecionados seis pontos de monitoramento, sendo quatro no Rio Corumbataí e dois no Ribeirão Claro. O posicionamento dos locais de monitoramento apresenta caráter estratégico, contemplando áreas à montante e à jusante do centro urbano do município; zonas próximas à confluência dos dois corpos hídricos em análise e pontos dispostos em áreas de proteção ambiental.

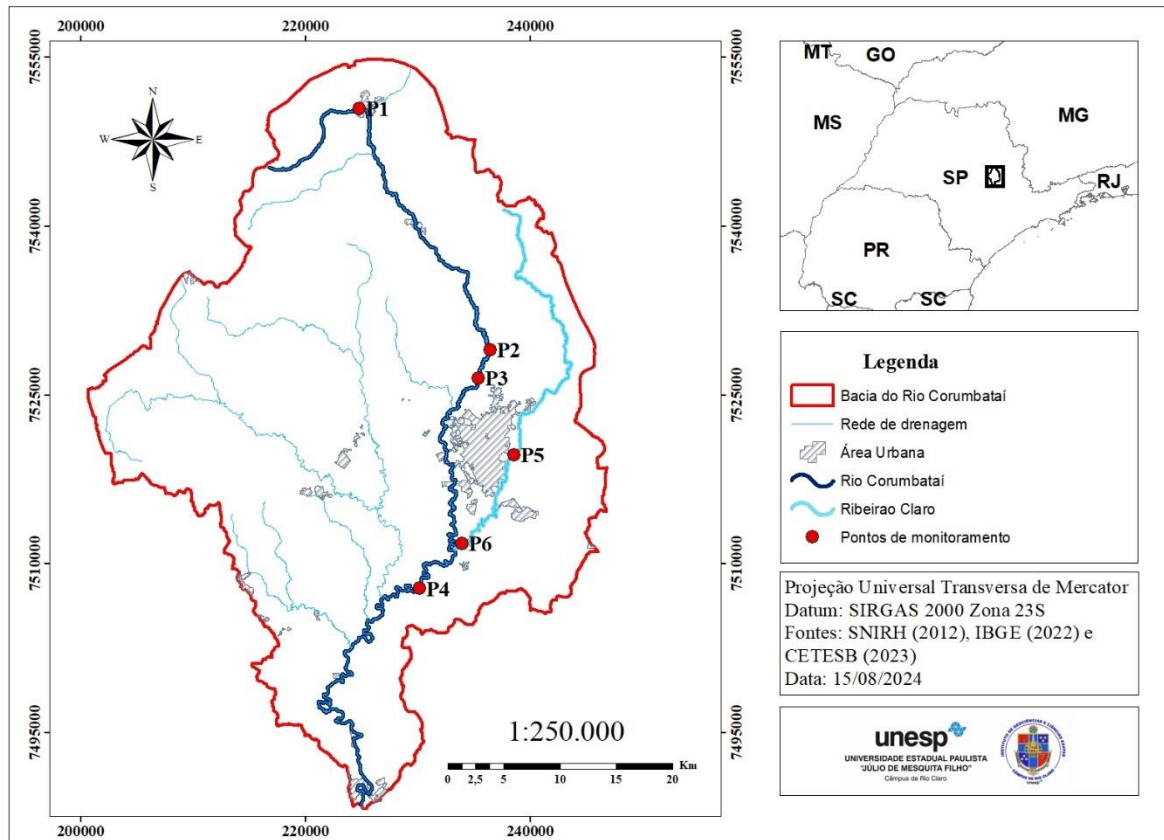
Quadro 5.2 - Descrição das estações de monitoramento.

Ponto	Código Cetesb	Corpo hídrico	Região	Latitude (S)	Longitude (W)
1	CRUM 02050	Rio Corumbataí	Nascente	22°07'45"	47°40'05"
2	CRUM 02080	Rio Corumbataí	Médio curso	22°19'29"	47°33'32"
3	CRUM 02100	Rio Corumbataí	Médio curso	22°20'49"	47°34'12"
4	CRUM 02200	Rio Corumbataí	Médio curso	22°30'54"	47°37'26"
5	LARO 02500	Ribeirão Claro	Médio curso	22°24'33"	47°32'25"
6	LARO 02900	Ribeirão Claro	Foz	22°28'46"	47°35'11"

Fonte: Elaborado pelo autor (2024), com dados da CETESB (2023).

O período de estudo foi escolhido entre 2010 e 2022, sendo este último o ano do relatório mais recente publicado. Tal recorte permite a avaliação de um maior número de dados, dando mais embasamento para análises de tendência temporal. Também permite a análise de diferentes cenários no tange ao tratamento de esgoto no município, em vista da instalação de novas estações de tratamento no período em questão. A única exceção é referente ao ponto 3, cujo monitoramento foi encerrado pela CETESB em 2019, dispondo assim de dados somente até esse ano.

Figura 5.1 - Localização dos pontos de monitoramento.



Fonte: Autor (2024).

O ponto 1, localizado no município de Analândia, está situado próximo à área urbana do município e apresenta densa vegetação nas margens ao longo do mesmo. O ponto 2 localiza-se na captação da ETA José Crespo, tendo seu entorno constituído predominantemente de áreas de pastagem, e em menor escala, da monocultura de cana-de-açúcar. A aproximadamente 2 km de sua margem esquerda, verifica-se a presença de empresas como a Perforex, fabricante de tintas industriais e resinas, e a Alisul Alimentos, fabricante de alimentos para animais.

O ponto 3 localiza-se próximo ao distrito industrial de Rio Claro, ainda tendo seu entorno cercado predominantemente por pastagens. Entre as empresas próximas, destacam-se a Tigre, Tec Bor e ASK Crios Produtos Químicos. O ponto 4 localiza-se à jusante da área urbana de Rio Claro, após a confluência com o Ribeirão Claro. Seu entorno é constituído predominantemente por áreas agrícolas, contando ainda com extensa exploração de argila. Verifica-se menor vegetação nas margens quando comparado a outros pontos.

O ponto 5 localiza-se na captação da ETE José Maria Pedroso, no interior do Horto Florestal, onde é cercado por densa vegetação arbórea. O ponto 6 está situado após a área urbana, próximo à confluência do Ribeirão Claro com o Rio Corumbataí.

Figura 5.2 - Visualização dos pontos de monitoramento.



Fonte: Google Earth (2024).

5.2.2 Parâmetros investigados

Inicialmente, foram selecionados 27 parâmetros baseados em sua importância na caracterização da qualidade das águas superficiais, abrangendo parâmetros relacionados à poluição por matéria orgânica, nutrientes, material inorgânico e parâmetros microbiológicos, hidrobiológicos e ecotoxicológicos. Ressalta-se que os pontos 2 e 5, localizados em áreas de captação de água para abastecimento, apresentam parâmetros que são avaliados pela CETESB exclusivamente nesses pontos, como a alcalinidade, arsênio e cianobactérias. Tais parâmetros foram desconsiderados neste trabalho. De forma semelhante, o ponto 1 apresenta análises de parâmetros bioanalíticos, como herbicidas, fungicidas, inseticidas, pesticidas e raticidas, também desconsiderados. Dessa forma, foram avaliados apenas parâmetros que apresentaram resultados em no mínimo dois pontos de cada rio. A tabela abaixo apresenta os 27 parâmetros inicialmente selecionados.

Tabela 5.2: Parâmetros de monitoramento inicialmente selecionados.

Parâmetro	Parâmetro
Alumínio dissolvido	Fósforo total
Boro total	Manganês total
Cádmio total	Mercúrio total
Ceriodaphnia Dubia (ecotoxicológico)	Níquel total
Chumbo total	Nitrato
Cloreto	Nitrogênio amoniacal
Clorofila-a	Oxigênio dissolvido
Cobre dissolvido	pH
Condutividade elétrica	Sólidos dissolvidos totais
Cor verdadeira	Sulfato total
Crômio total	Temperatura da água
Demanda bioquímica de oxigênio	Turbidez
<i>Escherichia Coli</i>	Zinco total
Ferro dissolvido	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

5.2.3 Tratamento dos dados e análises estatísticas

O banco de dados foi organizado em planilhas, contendo os dados relativos a cada parâmetro em cada ponto em cada campanha de coleta (data). Inicialmente, o banco de dados com os parâmetros selecionados consistia de 409 coletas e 9022 observações.

Para cada parâmetro (com exceção dos ensaios ecotoxicológicos, que não possuem resultados numéricos), foram calculados os percentuais de dados faltantes e de dados censurados em cada ponto. Parâmetros com média de dados faltantes acima de 40% foram excluídos das

análises multivariadas e avaliados individualmente quanto a aplicação nas análises inferenciais. Posteriormente, foi feita uma matriz de correlação utilizando o coeficiente de Pearson, que pode ser visualizada no Apêndice A.

Parâmetros com média de dados censurados acima de 60% foram excluídos tanto das análises multivariadas quanto das inferenciais, sendo avaliados apenas em relação a porcentagem de desconformidades em relação aos limites legais. Conforme Reimann *et al.* (2008), a proporção de amostras contendo dados faltantes e censurados deve ser mantida o mais baixo possível para a utilização de métodos estatísticos multivariados. Hair *et al.* (2005) ponderam que a eliminação de observações e/ou variáveis com quantidades excessivas de dados faltantes pode ser a melhor opção quando o padrão observado não é aleatório.

Dados censurados cujo limite de detecção (LD) se encontrava abaixo do limite legal para o enquadramento de cada rio foram substituídos pelo próprio limite de detecção. Já para os casos onde o LD era igual ao próprio limite legal, os valores censurados foram substituídos por metade do LD. Para a análise do percentual de desconformidades e adequação legal, os dados foram comparados à Resolução CONAMA 357/05 e outros dispositivos legais, quando pertinentes.

O primeiro passo consistiu em calcular as estatísticas descritivas gerais de cada parâmetro em cada ponto em cada período. Foram calculadas a média aritmética, desvio-padrão, mediana, mínimo, máximo, coeficientes de assimetria e curtose e os percentis 25 e 75. O teste de normalidade de Shapiro-Wilk foi aplicado para o conjunto de dados de cada parâmetro em cada ponto, com significância estatística de 5%.

Verificada a violação dos pressupostos de normalidade na maioria dos casos, o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (KW) foi aplicado entre os pontos visando identificar os parâmetros que diferiam significativamente, com significância estatística de 5%. Para os parâmetros com resultados significativos, foi aplicado o teste de comparações múltiplas de Dwass-Stell-Critchlow-Fligner, para identificar exatamente em quais pontos ocorriam as diferenças. Os pontos foram então classificados em grupos conforme a existência de diferenças significativas entre eles, representados por letras.

Diferenças sazonais foram verificadas também por meio do teste KW, comparando-se os dados de cada parâmetro para cada ponto, nos períodos seco e chuvoso. Foi considerando período chuvoso as coletas realizadas nos meses de janeiro a março e outubro a dezembro. O período seco foi considerado entre abril e setembro, conforme discutido na seção 4.3.

Para verificação de tendências de aumento ou redução nas séries temporais dos parâmetros, foram aplicados os testes de Mann-Kendall e Sazonal de Mann-Kendall (quando

verificada presença de influência sazonal). Para casos onde foi verificada tendência, a magnitude da mesma foi avaliada pelo cálculo do Coeficiente de Sen.

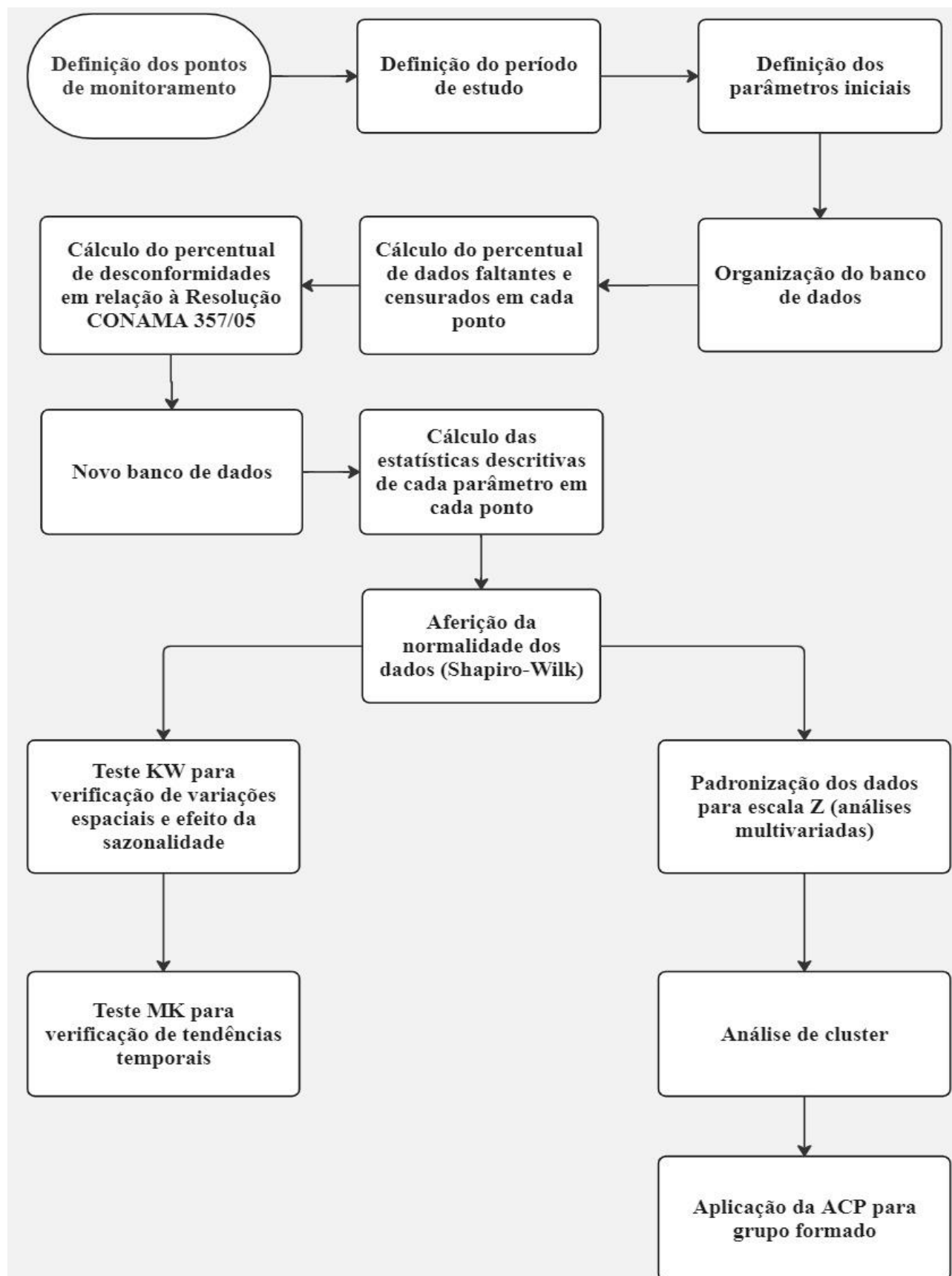
Para uma interpretação visual das variações espaciais e temporais, foram elaborados gráficos das médias anuais dos parâmetros em cada ponto, e um gráfico box-plot para avaliar a dispersão dos dados e a presença de outliers.

Os índices IQA e IET anuais foram calculados para cada período em cada ponto. O IET foi calculado utilizando as médias geométricas anuais dos parâmetros Fósforo total e Clorofila-a, conforme metodologia da CETESB (2023). Para o IQA, foram utilizadas as médias geométricas anuais para os parâmetros Escherichia Coli e Turbidez, devido à sua grande variabilidade. A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) utiliza a média geométrica como um indicador da concentração de E. Coli para fins recreacionais e de irrigação (EPA, 2012). Para os demais parâmetros foram utilizadas as médias aritméticas anuais.

Visando confirmar os resultados obtidos nas análises inferenciais, procedeu-se para a aplicação de técnicas multivariadas. Primeiramente, foi utilizada a análise hierárquica de cluster para agrupar os pontos com características semelhantes. Para cada grupo obtido, foi aplicada a análise de componentes principais com rotação varimax, com o objetivo de identificar os parâmetros que mais influenciavam na variação dos dados, ou seja, aqueles mais importantes para a caracterização da água em cada local. Os dados utilizados nas análises multivariadas foram padronizados para a escala Z (média = 0 e desvio padrão = 1, conforme Equação 5.6).

O banco de dados foi organizado em planilhas no software Excel 2021, assim como os gráficos gerados para cada parâmetro. As análises estatísticas foram realizadas nos softwares livres Jamovi e Past. Os mapas confeccionados na análise da área de estudo (seção 4), foram realizados no software ArcMap 10.8. Para os mapas de altitude, declividade, orientação de vertentes e rede de drenagem, foi utilizado um modelo digital de elevação com resolução de 12,5 m do satélite Alos Palsar, obtido no portal EarthData, mantido pela NASA. O modelo foi gerado a partir de um mosaico contendo dois recortes, de códigos “AP_07468_FBD_F6730_RT1” e “AP_23820_FBD_F6730_RT1”.

Figura 5.3 - Fluxograma da metodologia adotada para as análises estatísticas.



Fonte: Autor (2024).

5.3 Resultados

De todos os parâmetros analisados, a cor verdadeira e o sulfato total apresentaram percentagem de dados faltantes acima de 40% e um padrão não aleatório. A cor verdadeira não apresenta observações nos pontos 1 e 4, enquanto o sulfato apresenta observações em todos os pontos, porém, apenas a partir de 2017. Desse modo, essas variáveis foram removidas das análises multivariadas. Entretanto, foram mantidas para as análises inferenciais, em vista de apresentarem um padrão temporal e espacial aceitável para as mesmas (seis anos de dados para o sulfato e observações em dois pontos de cada rio para a cor verdadeira).

Os parâmetros boro total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, crômio total, manganês total, níquel total e zinco total apresentaram valores censurados totais acima de 60%. Assim, tais parâmetros foram removidos de ambas as análises estatísticas e avaliados apenas em relação à percentagem de desconformidades. A tabela abaixo apresenta os resultados gerais de desconformidade dos parâmetros inicialmente avaliados.

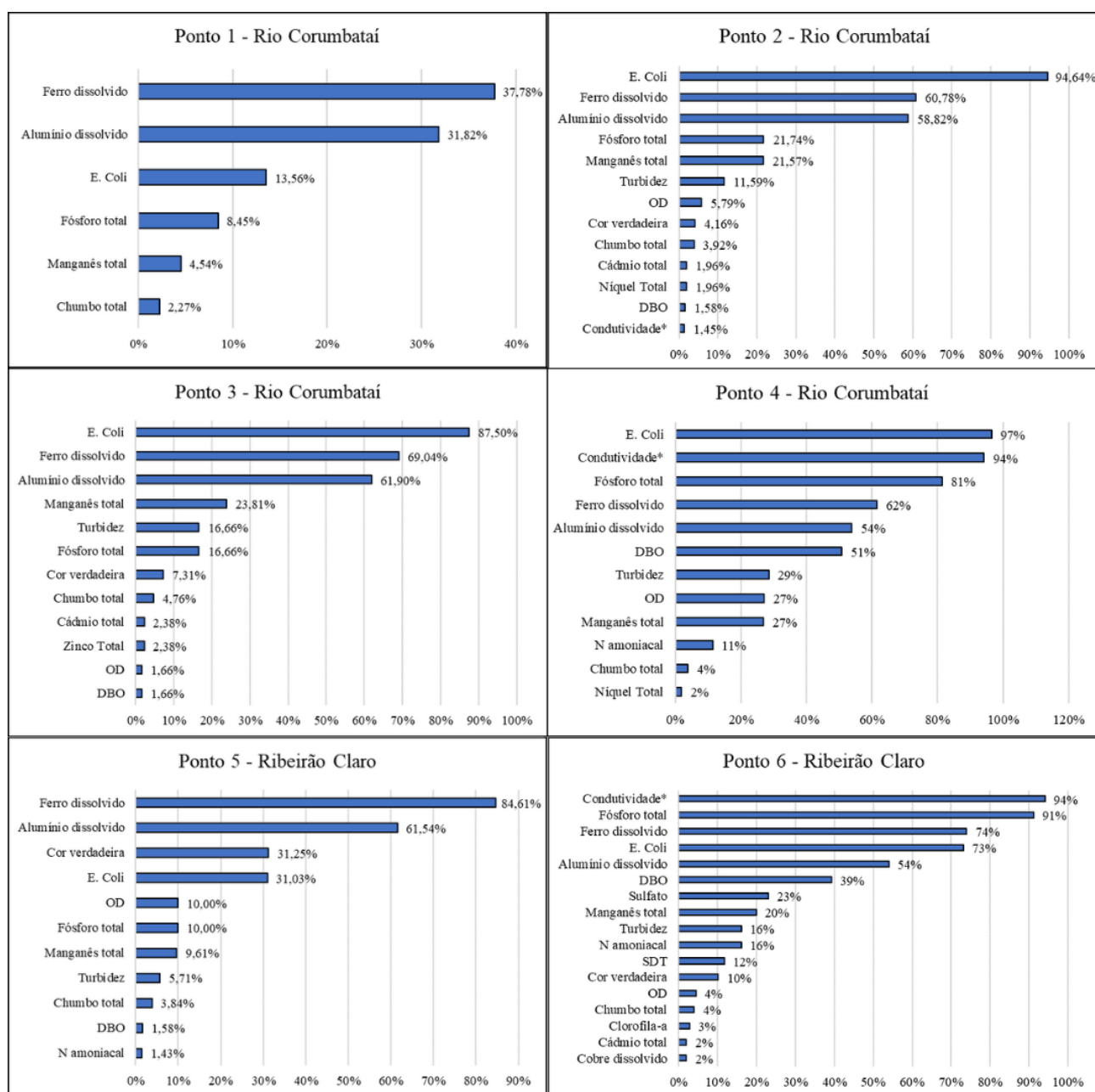
Tabela 5.3 - Percentual de dados faltantes e censurados de cada parâmetro.

Parâmetro	% de dados faltantes	% de dados censurados
Alumínio dissolvido	28.81	36.95
Boro total	39.76	87.4
Cádmio total	28.81	97.24
Chumbo total	28.81	90.72
Cloreto	0.23	0
Clorofila-a	39.41	50.54
Cobre dissolvido	28.81	87.70
Condutividade elétrica	0	0
Cor verdadeira	53.59	0.00
Crômio total	36.26	98.14
DBO	8.35	44.67
<i>Escherichia Coli</i>	17.9	0
Ferro dissolvido	28.81	17.94
Fósforo total	0.23	17.08
Manganês total	28.81	60.94
Mercúrio total	28.81	100
Níquel total	28.81	93.94
Nitrato	0.23	0.74
Nitrogênio amoniacal	0.23	28.79
Oxigênio dissolvido	0	0
pH	0	0
Sólidos dissolvidos totais	0.23	26.54
Sulfato total	56.28	20.1
Temperatura da água	0	0
Turbidez	0.23	0
Zinco total	28.81	83.68

Fonte: Autor, 2024.

Os parâmetros que mais apresentaram desconformidades foram a E. Coli, ferro dissolvido, alumínio dissolvido, manganês total, fósforo total, condutividade e DBO. De modo geral, observa-se nos pontos 1 e 5, maior presença de desconformidades relativas ao ferro e alumínio dissolvido, podendo indicar uma incidência natural desses elementos, em vista de que são os pontos com menor influência antrópica em seu entorno. Entretanto, é constatada ainda a presença de E. Coli, indicando contaminação fecal presente.

Figura 5.4 - Percentual de desconformidades em relação aos limites legais em cada ponto.



Fonte: Autor (2024). *Para a condutividade, adotou-se o referencial da CETESB para ambientes impactados, de 100 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$.

Os pontos 2 e 3 apresentaram maiores percentagens de desconformidade de E. Coli, seguidos por ferro e alumínio dissolvidos, indicando que além de fatores naturais, tais áreas também sofrem com contaminação fecal. Observa-se ainda desconformidades em relação ao fósforo, podendo ser resultado do escoamento de áreas agrícolas.

Os pontos 4 e 6, que se localizam à jusante da área urbana, apresentam mais desconformidades para a condutividade, E. Coli, fósforo, ferro, alumínio, manganês e DBO. Esse cenário é um indicativo de que essas áreas provavelmente recebem o lançamento de esgoto e/ou efluentes industriais, além da possibilidade de contaminação por resíduos de atividades de extração mineral, comuns na porção sul do município. A seguir, são apresentados os resultados e discussões referentes a cada parâmetro analisado.

5.3.1 Análise inferencial individual dos parâmetros

5.3.1.1 pH

Ao todo, foram analisados os valores de pH de 410 amostras coletadas ao longo do período estudado em todos os pontos. O menor valor encontrado foi de 6 em out/2021 no ponto 1 e o maior foi de 8 em jul/2013 no ponto 2. De acordo com a Resolução CONAMA 357/05, os valores de pH para rios enquadrados como classe 2 devem situar-se ente 6 e 9. Desse modo, observa-se a adequação do parâmetro à legislação em todo o período analisado. As estatísticas descritivas gerais podem ser observadas na tabela abaixo:

Tabela 5.4 - Estatística descritiva do parâmetro pH entre os anos de 2010 e 2022.

Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	72	0	6,726	0,2701	6,7	6	7,4	-0,0017	0,2371	6,6	6,9
	Seco	33	0	6,809	0,2719	6,9	6,3	7,4	0,285	-0,326	6,6	7
	Chuvoso	39	0	6,656	0,251	6,7	6	7,1	-0,4633	0,1275	6,5	6,8
2	Geral	69	0	6,831	0,2505	6,8	6,2	8	1,2198	6,0327	6,7	7
	Seco	33	0	6,927	0,2786	6,9	6,5	8	1,5905	5,7603	6,7	7,1
	Chuvoso	36	0	6,744	0,1858	6,8	6,2	7,1	-0,7839	1,0321	6,6	6,9
3	Geral	60	0	6,911	0,227	6,9	6,4	7,8	0,7315	3,2144	6,8	7
	Seco	30	0	6,986	0,2459	7	6,5	7,8	0,9836	3,1103	6,8	7,1
	Chuvoso	30	0	6,836	0,1809	6,85	6,4	7,2	-0,5545	0,9201	6,7	6,925
4	Geral	70	0	7,01	0,2227	7	6,4	7,7	-0,0482	1,537	6,9	7,1
	Seco	33	0	7,06	0,2317	7,1	6,4	7,7	-0,1118	2,2614	7	7,2
	Chuvoso	37	0	6,964	0,2071	7	6,4	7,5	-0,154	1,2958	6,9	7,1
5	Geral	70	0	6,775	0,2699	6,8	6,2	7,5	0,1155	0,3751	6,6	6,9
	Seco	34	0	6,844	0,2851	6,8	6,2	7,5	0,165	0,6123	6,7	7
	Chuvoso	36	0	6,711	0,2411	6,75	6,2	7,2	-0,2672	-0,5036	6,525	6,9
6	Geral	68	0	7,1294	0,2199	7,1	6,6	7,6	-0,2481	0,0439	7	7,3

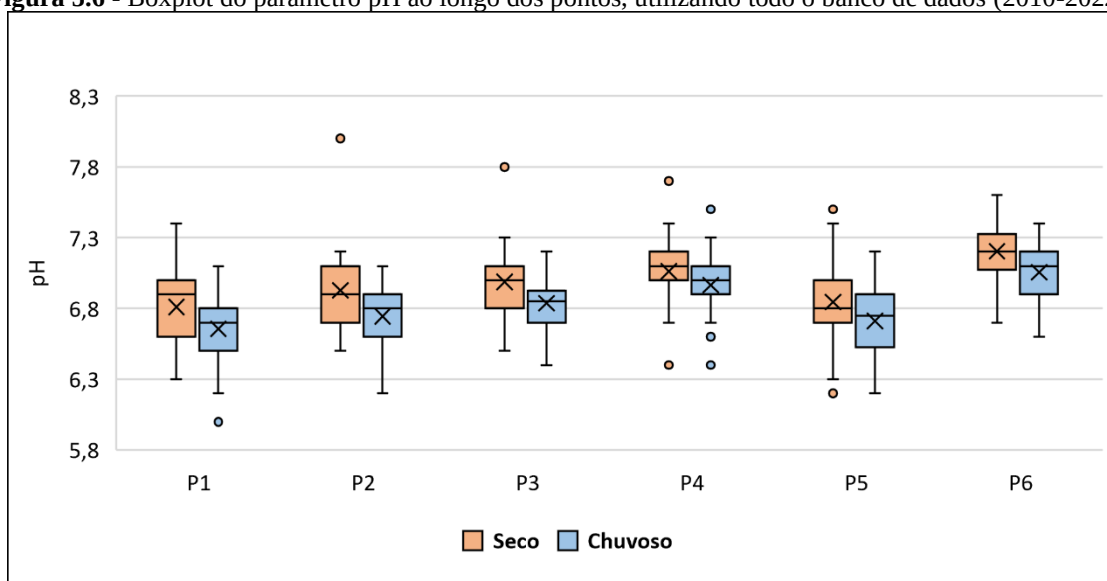
Seco	34	0	7,202	0,2153	7,2	6,7	7,6	-0,2338	-0,1387	7,075	7,325
Chuvoso	36	0	7,055	0,2017	7,1	6,6	7,4	-0,5493	0,0985	6,9	7,2

Fonte: Autor (2024).

Figura 5.5 - Análise temporal das médias do parâmetro pH nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso. * O ano de 2020 não contou com coletas na estação seca.



Fonte: Autor (2024).

Figura 5.6 - Boxplot do parâmetro pH ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022).

Fonte: Autor (2024).

O teste KW identificou diferenças significativas entre os pontos, bem como diferenças sazonais em todos os pontos, com exceção do 5. Os pontos à jusante da área urbana (4 e 6) não apresentaram semelhança com nenhum outro ponto de acordo com o teste DSCF, enquanto os pontos à montante foram, de modo geral, semelhantes entre si. Os pontos 1, 2, 5 e 6 apresentaram tendência de redução no pH ao longo do período analisado, de acordo com os testes de MK. O pH não apresentou correlação significativa com nenhum outro parâmetro, sendo a maior em relação ao nitrato (-0,315).

Por meio da análise dos gráficos e das estatísticas descritivas, verifica-se que os maiores valores de pH encontram-se nos pontos 4 e 6, ambos localizados à jusante da área urbana de Rio Claro. Também verifica-se, espacialmente, um padrão crescente tanto no Rio Corumbataí (1-4) como no Ribeirão Claro (5-6). Tal padrão pode estar relacionado ao lançamento de efluentes de ETE's ao longo do curso dos rios. O ponto 4 situa-se a jusante das ETE's Palmeiras, Jardim Novo e Assistência, enquanto o ponto 6 encontra-se à jusante do lançamento da ETE Conduta. Desse modo, os efluentes tratados lançados nos corpos hídricos em questão podem estar contribuindo para o aumento do pH da água ao longo dos rios, devido a utilização de produtos alcalinos nas referidas estações.

Os valores levemente ácidos do ponto 1, na nascente do Rio Corumbataí, em Analândia, provavelmente se relacionam aos solos ácidos encontrados na região, como os latossolos e argissolos vermelho-amarelos. Tal hipótese é reforçada pela baixa influência antrópica da região, onde verifica-se maior presença de vegetação nativa. Esses valores ácidos na nascente do

Corumbataí também foram observados em trabalhos anteriores, como os de Palma-Silva (1999) e Conceição e Bonotto (2002).

Os maiores valores observados nos pontos 4 e 6 podem também estar relacionados a maior atividade fotossintética, diminuindo assim a concentração de CO₂ na água e consequentemente aumentando o pH. Tais pontos apresentaram maiores valores de nutrientes, com o ponto 6 apresentando valores de clorofila-a consideravelmente maiores que os demais, podendo indicar maior proliferação de algas, fator que aumenta as taxas fotossintéticas do meio (ESTEVES, 2011).

As diferenças sazonais observadas em quase todos os pontos, onde os menores valores encontram-se nas estações chuvosas, podem estar relacionadas ao escoamento superficial. De acordo com Esteves (2011), ambientes aquáticos ácidos estão associados à presença de ácidos orgânicos presentes na água, como os húmicos e fúlvicos. Períodos chuvosos aumentam o escoamento superficial, podendo consequentemente aumentar o aporte de matéria orgânica para os corpos hídricos, que ao ser oxidada dá origem a esses ácidos, contribuindo assim para a redução do pH na água.

Tabela 5.5 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis para o parâmetro pH, considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas (p < 0,05)

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	111,4	1,004E-22
Periodos (P1)	1	3,857	0,04955
Periodos (P2)	1	8,92	0,00282
Periodos (P3)	1	6,527	0,01062
Periodos (P4)	1	4,615	0,03169
Periodos (P5)	1	3,348	0,06727
Periodos (P6)	1	7,337	0,006754

Fonte: Autor (2024).

Os resultados do teste D-S-C-F para os pontos de coleta podem ser observados nas tabelas abaixo:

Tabela 5.6 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância. * Letras diferentes apontam diferenças significativas.

Pontos	Grupos		
1	A		
5	A	B	
2	A	B	C
3			C
4			D
6			E

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.7 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro pH. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1			-500	0,014164	Redução	-0,0037
2			-676	0,000404	Redução	-0,00435
3			-76	0,627355	Sem tendência	
4			-207	0,287482	Sem tendência	
5	-830	2,10E-05			Redução	-0,00682
6			-499	0,007648	Redução	-0,00348

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.2 Oxigênio Dissolvido

Foram avaliadas, ao todo, 410 observações de OD de coletas realizadas ao longo dos anos de 2010 a 2022. O menor valor encontrado foi de 2,5 mg.L⁻¹ em nov/2010 no ponto 4 e o maior foi de 10,4 mg.L⁻¹ em jul/2019 no ponto 1, ambos no Rio Corumbataí. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece que, em qualquer amostra deve ser observado o valor mínimo de 5,0 mg.L⁻¹ para rios de classe 2. Nesse contexto, foram encontradas 34 desconformidades das 430 coletas realizadas, sendo a maior parte (19) no ponto 4 e no período chuvoso (22).

Tabela 5.8 - Estatística descritiva do parâmetro oxigênio dissolvido entre os anos de 2010 e 2022.

Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	72	0	8,216	0,7436	8,25	5,9	10,4	-0,055	1,0025	7,7	8,675
	Seco	33	0	8,524	0,8411	8,6	5,9	10,4	-0,8143	2,3554	8,3	8,9
	Chuvoso	39	0	7,956	0,5344	8	6,9	9,1	0,0581	-0,287	7,6	8,3
2	Geral	69	4	7,3	1,2961	7,3	2,7	10,1	-1,409	3,6719	6,75	8,1
	Seco	33	0	8,396	0,6317	8,1	7,1	10,1	0,7119	1,4954	7,85	8,55
	Chuvoso	36	4	6,488	1,2099	6,8	2,7	7,9	-2,0546	4,0206	6,425	7,2
3	Geral	60	1	7,531	1,0284	7,55	3,9	10,3	-0,4608	2,154	6,925	8,175
	Seco	30	0	8,236	0,6845	8,1	7	10,3	0,8323	1,993	7,875	8,625
	Chuvoso	30	1	6,826	0,8093	6,95	3,9	8,4	-1,6989	5,3674	6,575	7,2
4	Geral	70	19	5,7942	1,48	6,1	2,5	9,4	-0,4367	-0,3075	4,9	7
	Seco	33	10	5,812	1,7501	6,1	2,7	9,4	-0,2882	-0,8039	4,35	7,2
	Chuvoso	37	9	5,778	1,2163	6,1	2,5	7,7	-0,837	0,317	4,95	6,75
5	Geral	70	7	6,465	1,2256	6,5	3,6	9	-0,0006	-0,5293	5,475	7,4
	Seco	34	0	7,364	0,9283	7,4	5	9	-0,5776	0,7085	6,9	7,825
	Chuvoso	36	7	5,616	0,789	5,65	3,6	6,8	-0,5903	-0,1076	5,2	6,375
6	Geral	68	3	6,805	0,9518	6,9	3,8	9,1	-0,6888	1,3702	6,225	7,5
	Seco	34	2	6,8352	1,0173	7,05	3,8	8,5	-0,8088	1,0125	6,2	7,575
	Chuvoso	34	1	6,776	0,8958	6,9	4	9,1	-0,5755	2,4135	6,275	7,35

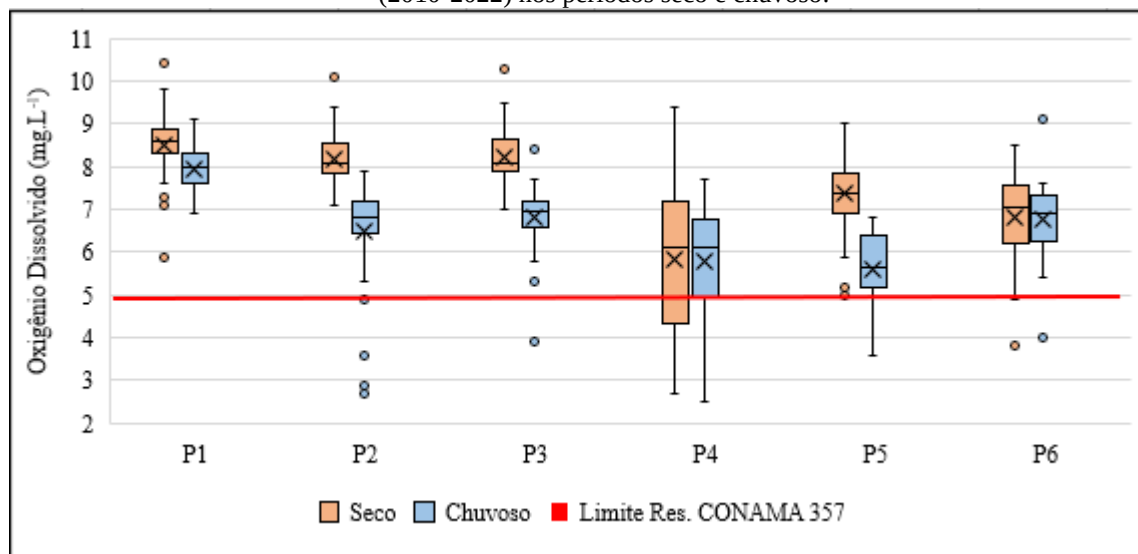
Fonte: Autor (2024).

Figura 5.7 - Análise temporal das médias do parâmetro oxigênio dissolvido nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Figura 5.8 - Boxplot do parâmetro oxigênio dissolvido ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

O teste KW indicou diferenças significativas entre os pontos de monitoramento, onde estes foram agrupados de acordo com as proximidades geográficas pelo teste DSCF. Observa-se que o ponto 1, com os maiores valores, foi considerado significativamente diferente de todos os outros pontos, atestando as diferenças quanto ao uso e ocupação do solo e a influência antrópica na região da nascente e dos outros pontos. Pelos testes MK, todos os pontos, com exceção do 5, apresentaram tendência de aumento do oxigênio dissolvido, indicando um cenário de melhora da qualidade da água no período analisado, principalmente no ponto 4. As principais correlações foram com o fósforo (-0,461), condutividade (-0,459), DBO e cloreto (-0,437)

Os maiores valores observados de oxigênio dissolvido encontram-se no ponto 1, na região da nascente do Corumbataí, sendo o único ponto a não apresentar nenhuma desconformidade em todo o período analisado. Os altos valores decorrem também de maior turbulência na água, ocasionada pela declividade mais acentuada do trecho e a presença de cachoeiras, quando comparada com a localização dos outros pontos.

Os pontos 2 e 3 apresentaram alguns meses com valores abaixo do permitido, sempre na estação chuvosa. Entretanto, tais ocorrências são dispersas ao longo dos anos, provavelmente causadas por eventos temporários que acarretaram em aumento da carga orgânica. Verifica-se que os pontos 1, 2 e 3 apresentaram alguns meses com valores superiores a 10 mg.L⁻¹, acima do valor de saturação para os pontos em questão, considerando as características de altitude e temperatura de cada ponto. De acordo com Von Sperling (1996), valores de OD acima da saturação podem ser um indicativo da presença de algas. Entretanto, observando-se os baixos valores de clorofila-

a para os mesmos períodos de ocorrência, conclui-se que dificilmente essa seja a causa para os altos valores encontrados ocasionalmente. Segundo Allan (1995), águas turbulentas com pouca poluição apresentam oxigênio próximo a saturação devido ao processo de difusão.

O ponto 4, localizado à jusante da área urbana de Rio Claro, apresentou os piores resultados, com 19 desconformidades em 70 coletas (27,14%), com valores médios variando entre 3,67 mg.L⁻¹ no período seco em 2010 e 8,2 mg.L⁻¹ no mesmo período em 2019. Esse resultado provavelmente se relaciona com despejos clandestinos de efluentes orgânicos e industriais, bem como com a disposição final inadequada de resíduos sólidos gerados no perímetro urbano, onde verifica-se também valores mais elevados de DBO, condutividade e nitrogênio amoniacal no mesmo ponto.

Apesar de ainda ser o ponto com os menores valores observados, verifica-se uma melhora substancial a partir de 2016, provavelmente relacionada com a inauguração da ETE Jardim Novo no mesmo ano, localizada a montante do ponto.

O ponto 5, localizado à montante da área urbana, foi o segundo que mais apresentou desconformidades (7), provavelmente relacionadas ao escoamento superficial de insumos agrícolas. O ponto 6 apresentou, de forma geral, melhores resultados que o ponto 5, mesmo estando localizado à jusante da área urbana, podendo ser resultado da implantação da ETE Conduta em 2011, à montante do ponto, visto que os valores começaram a melhorar após esse ano.

Quanto a sazonalidade, observa-se valores significativamente menores nas estações chuvosas. Tal comportamento pode estar associado ao maior aporte de material orgânico para os rios, aumentando o consumo de oxigênio na decomposição biológica desse material (SILVA e OLIVEIRA, 2014). Menores valores de pH encontrados no período chuvoso reforçam essa hipótese, podendo indicar maior presença de matéria orgânica em decomposição. Entretanto, os pontos localizados à jusante da área urbana não demonstraram variações significativas quanto as estações, apresentando, inclusive, mais desconformidades no período seco.

Outra hipótese refere-se ao revolvimento da camada de lodo, onde a matéria orgânica anteriormente sedimentada é reintroduzida na massa líquida. Esse lodo, ainda não totalmente estabilizado, representa uma nova fonte de demanda de oxigênio. Tal fenômeno ocorre durante o aumento de vazão e velocidade dos corpos hídricos, que pode ser causado pelo aumento da precipitação das estações chuvosas (VON SPERLING, 2007).

Tabela 5.9 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro oxigênio dissolvido, considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$)

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	148	3,574E-30
Periodos (P1)	1	14,59	0,0001336
Periodos (P2)	1	44,2	2,967E-11
Periodos (P3)	1	34,52	4,221E-09
Periodos (P4)	1	0,2807	0,5962
Periodos (P5)	1	38,61	5,175E-10
Periodos (P6)	1	0,19	0,6629

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.10 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro oxigênio dissolvido entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
4	A
5	A
6	B
3	C
2	C
1	D

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.11 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro oxigênio dissolvido. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1			1144	2,60E-08	Aumento	0,021277
2			383	0,047636	Aumento	0,0125
3			459	0,003446	Aumento	0,019783
4	805	4,51E-05			Aumento	0,034286
5			228	0,24947	Sem tendência	
6	545	0,00393			Aumento	0,017073

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Ao todo, foram analisadas 374 observações de DBO de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2020. O menor valor encontrado foi de 2 mg.L⁻¹ e o maior foi de 15,17 mg.L⁻¹ em dez/2020 no ponto 4. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece, para rios de classe 2, o limite máximo de 5,0 mg.L⁻¹. Desse modo, foram verificadas 59 desconformidades das 374 coletas, sendo a maioria nos pontos 4 (32) e 6 (24), ambos à jusante da área urbana. As estatísticas descritivas podem ser observadas abaixo:

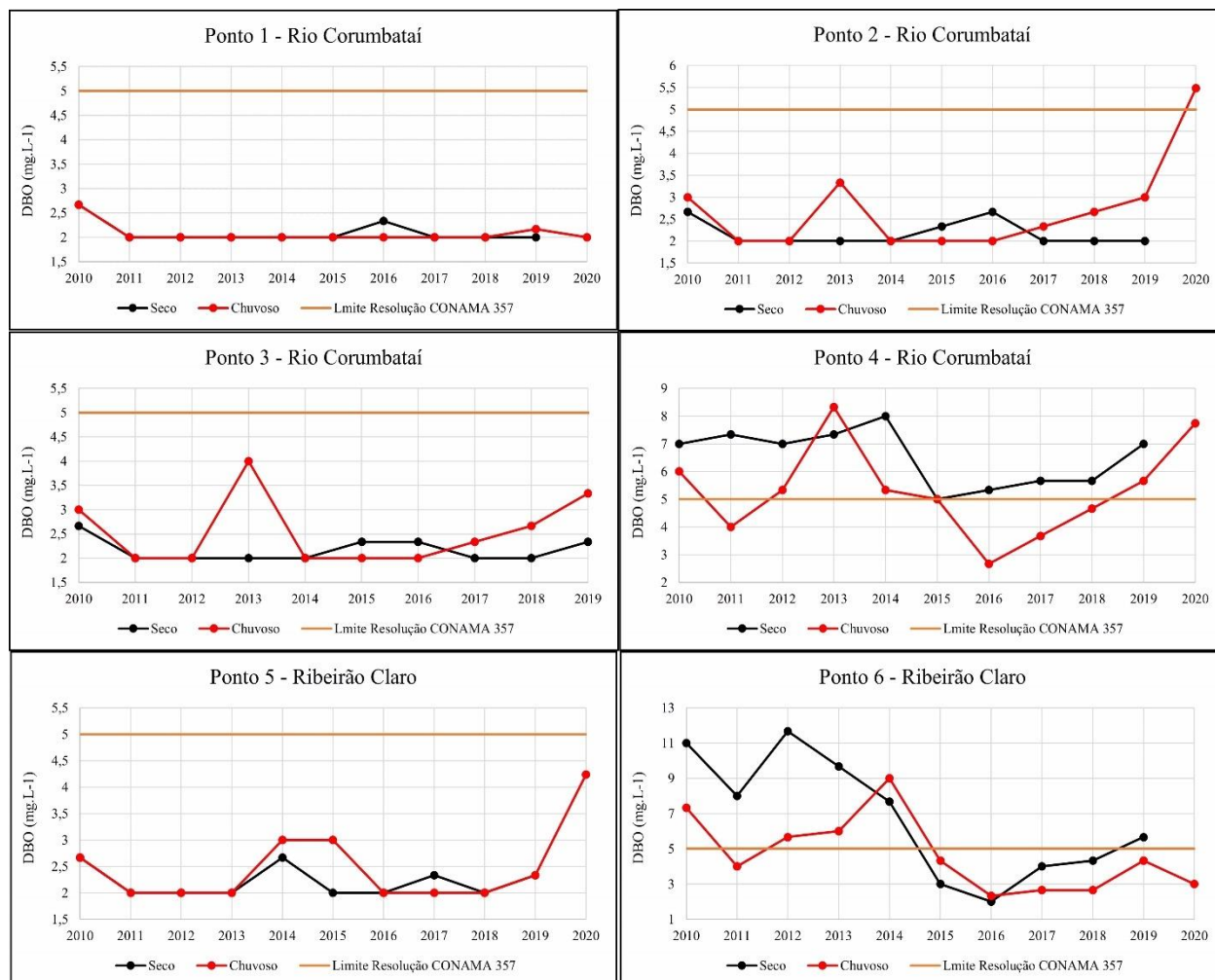
Tabela 5.12 - Estatística descritiva do parâmetro DBO entre os anos de 2010 e 2020.

Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	64	0	2,093	0,2937	2	2	3	2,8548	6,3475	2	2
	Seco	30	0	2,1	0,3051	2	2	3	2,8091	6,308	2	2
	Chuvoso	34	0	2,088	2,0879	2	2	3	3,0392	7,6862	2	2
2	Geral	63	1	2,451	1,2338	2	2	10,44	4,8022	28,6317	2	2
	Seco	30	0	2,166	0,4611	2	2	4	2,9305	8,6367	2	2
	Chuvoso	33	1	2,71	1,6161	2	2	10,44	3,7374	16,6693	2	3
3	Geral	60	1	2,35	0,7773	2	2	6	2,6502	7,9681	2	2
	Seco	30	0	2,166	0,379	2	2	3	1,8844	1,6571	2	2
	Chuvoso	30	1	2,533	1,008	2	2	6	1,9587	3,6242	2	3
4	Geral	63	32	5,892	2,6919	5,04	2	15,17	1,4812	3,0879	4	7
	Seco	30	20	6,533	2,3449	6	2	14	1,0724	2,5139	5	7,25
	Chuvoso	33	12	5,309	2,8846	5	2	15,17	2,1034	5,3545	4	6
5	Geral	63	1	2,344	0,9282	2	2	7,52	3,7715	16,6365	2	2
	Seco	30	0	2,2	0,4842	2	2	4	2,4989	6,0565	2	2
	Chuvoso	33	1	2,476	1,1914	2	2	7,52	3,1167	10,358	2	2
6	Geral	61	24	5,721	3,4454	5	2	14	0,9394	0,0503	3	7,5
	Seco	30	15	6,7	3,6308	5,5	2	14	0,3333	-1,0114	3,75	10
	Chuvoso	31	9	4,774	3,0189	4	2	14	1,8785	4,0705	3	6

Fonte: Autor (2024).

Os pontos 1, 2, 3 e 5, localizados à montante da área urbana, apresentaram, de modo geral, baixos valores de DBO, permitindo inferir que tais locais apresentam uma baixa carga de matéria orgânica. As únicas exceções ocorreram no ano de 2020 nos pontos 2 e 5, onde foram observados valores acima do limite na estação chuvosa (10,44 mg.L⁻¹ e 7,52 mg.L⁻¹ respectivamente, ambos em dezembro). Tal ocorrência pode estar relacionada à algum evento temporário que aumentou a concentração de matéria orgânica na água, como algum tipo de despejo.

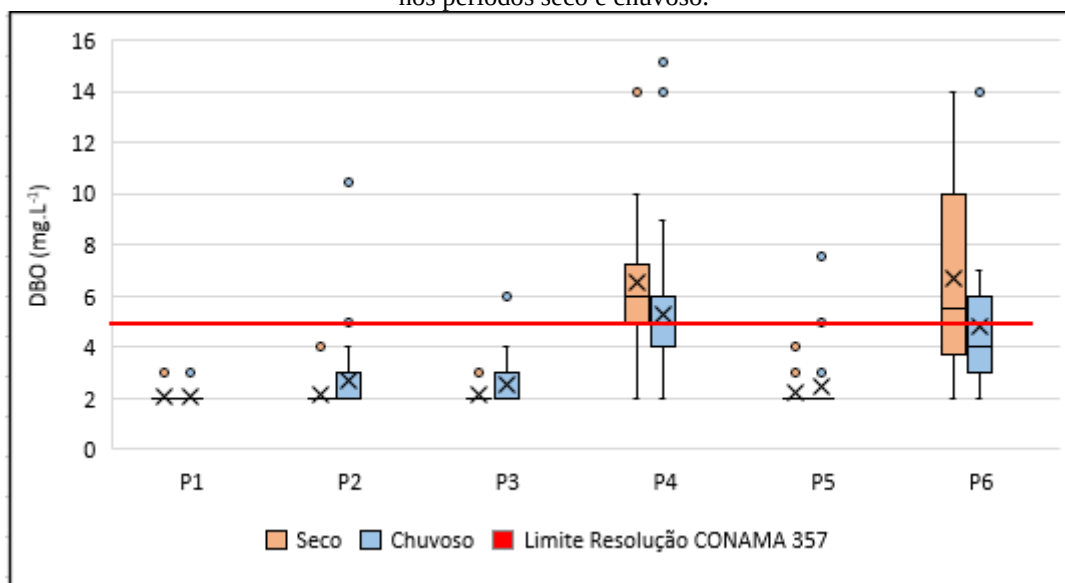
Figura 5.9 - Análise temporal das médias do parâmetro DBO nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2020, nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

O teste K-W apontou diferenças significativas entre os pontos, bem como diferenças sazonais nos pontos 4 e 6. Pelo teste D-S-C-F, verifica-se que os pontos 4 e 6, que apresentaram os maiores valores, diferem significativamente dos demais e são semelhantes entre si, indicando a influência negativa da área urbana em ambos os corpos hídricos. Os testes MK indicaram tendência de queda da DBO no ponto 6, e ausência de tendências nos demais pontos, indicando assim um cenário de melhora no Ribeirão Claro. A DBO apresentou uma forte relação com a amônia (0,722) e relações moderadas com a condutividade (0,637), fósforo (0,588) e cloreto (0,556), indicando que sua presença mais acentuada nos pontos próximos à área urbana tem maior relação com o despejo de efluentes.

Figura 5.10 - Boxplot do parâmetro DBO ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2020) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Os pontos 4 e 6, ambos localizados à jusante da área urbana, apresentaram os piores resultados. O ponto 4 teve médias entre $2,67 \text{ mg.L}^{-1}$ no período chuvoso em 2016 e 8 mg.L^{-1} no período seco em 2014. O ponto 6 apresentou médias entre 2 mg.L^{-1} no período seco em 2016 e 11 mg.L^{-1} no período chuvoso em 2010. Tal aumento provavelmente ocorre por meio de despejos clandestinos de origem predominantemente orgânica. Especialmente no ponto 4, verifica-se o contraste entre o aumento da DBO e a redução do oxigênio dissolvido, representando riscos à vida aquática presente.

Temporalmente, observa-se uma tendência de aumento no ponto 4 a partir de 2016, podendo indicar maior pressão antrópica urbana na região do ponto, no Rio Corumbataí. Em contraste, no ponto 6, localizado no Ribeirão Claro e também após a área urbana, observa-se uma grande melhora após o ano de 2015.

As diferenças sazonais observadas nos pontos à jusante da área urbana provavelmente se relacionam ao aumento de vazão e turbulência da água ocasionadas pelo aumento da precipitação, que contribuem para maior diluição dos poluentes, como observado nos menores valores de DBO na estação chuvosa.

Tabela 5.13 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro DBO, considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$)

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	204,7	2,85E-42
Periodos (P1)	1	0,02556	0,873
Periodos (P2)	1	3,038	0,08136
Periodos (P3)	1	1,521	0,2175
Periodos (P4)	1	7,629	0,00574
Periodos (P5)	1	0,3641	0,5463
Periodos (P6)	1	4,728	0,02968

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.14 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro DBO entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
4	A
6	A
1	B
2	B
3	B
5	B

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.15 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro DBO. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1	-160	0,059263			Sem tendência	
2	58	0,640609			Sem tendência	
3	12	0,922032			Sem tendência	
4			-232	0,165464	Sem tendência	
5	28	0,814366			Sem tendência	
6			-590	0,000216	Redução	-0,08696

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.4 Condutividade Elétrica

Foram analisadas ao todo 409 coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022. O menor valor encontrado foi de $21,2 \mu\text{S.cm}^{-1}$ em set/2010 no ponto 1 e o maior foi de $2210 \mu\text{S.cm}^{-1}$ em ago/2022 no ponto 6. Não existe uma valor previsto na legislação brasileira acerca de limites para

a condutividade em corpos hídricos. Entretanto, a CETESB considera que valores acima de $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ são um indicativo de ambientes impactados (CETESB, 2022).

Nesse contexto foram verificadas 131 desconformidades das 409 coletas (31,78%), sendo 130 destas nos pontos 4 (66) e 6 (64). As estatísticas descritivas da condutividade no período analisado podem ser observadas abaixo:

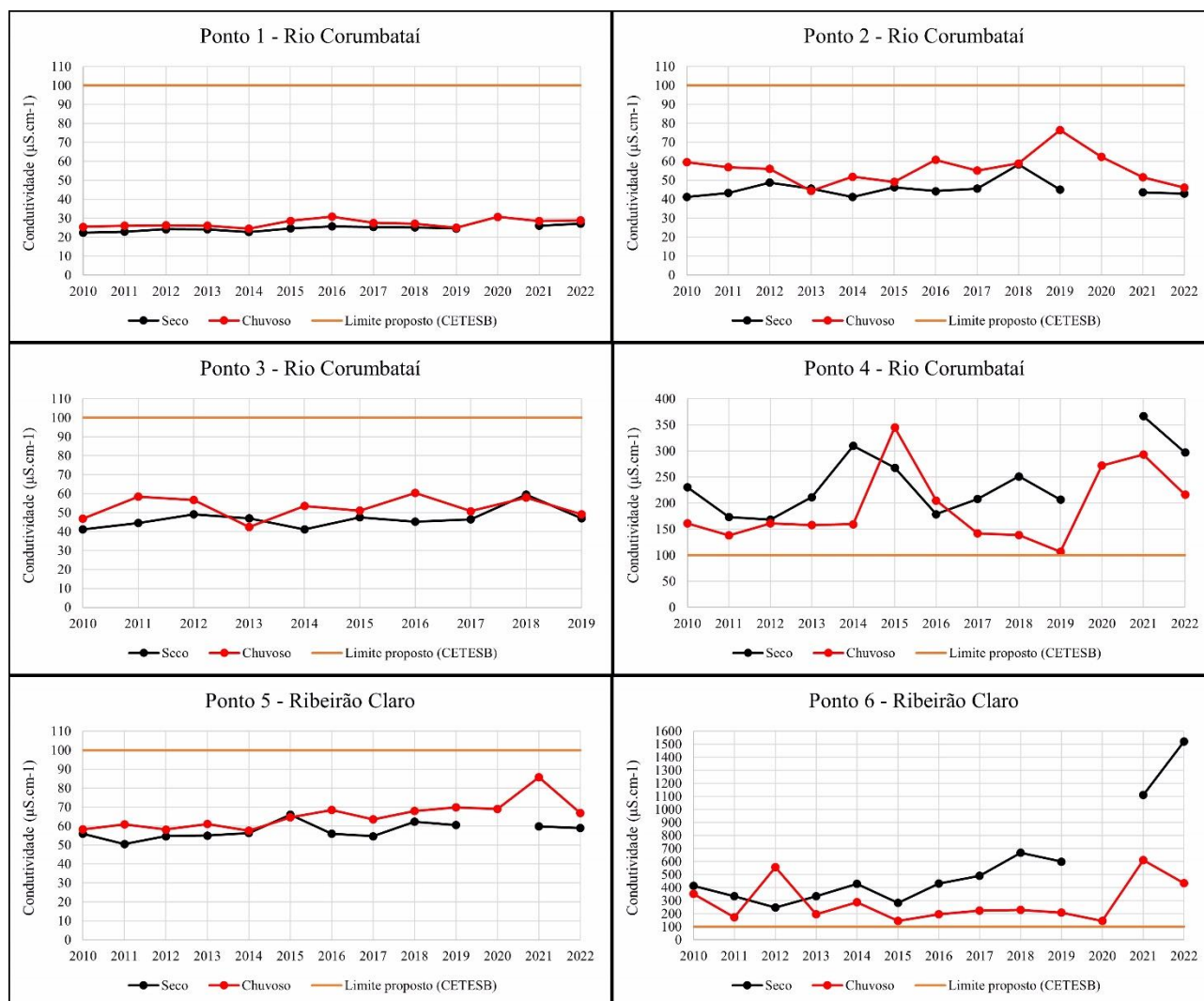
Tabela 5.16 - Estatística descritiva do parâmetro condutividade elétrica entre os anos de 2010 e 2022.

Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	72	0	25,761	2,844	25,45	21,2	35,5	0,9951	1,4241	23,9	27,4
	Seco	33	0	24,38	1,7535	24,8	21,2	28,3	0,0008	-0,5088	22,9	25,7
	Chuvoso	39	0	26,925	3,08	26,4	21,4	35,5	0,7133	0,5157	25	28,9
2	Geral	69	1	51,34	13,6438	48,4	37	115	2,3943	7,4625	42,55	56,05
	Seco	33	0	45,639	9,0061	43,6	37	90	3,9407	19,0714	41,7	48,2
	Chuvoso	36	1	56,566	15,1253	53,75	37,1	115	2,0531	5,893	48,5	58,95
3	Geral	60	0	49,713	9,672	49,75	34,5	92	1,4091	4,8136	42,575	55,275
	Seco	30	0	46,79	9,8296	44,15	36,8	92	3,5172	15,824	41,875	50,525
	Chuvoso	30	0	52,636	8,7189	53,1	34,5	67,1	-0,4616	-0,4438	49,125	59,1
4	Geral	70	66	207,788	82,7836	196,5	64,3	406	0,5536	-0,2744	144,25	263,25
	Seco	33	32	229,445	66,2573	227	84,7	367	-0,1126	-0,3708	179,5	279
	Chuvoso	37	34	188,473	91,758	154	64,3	406	1,1558	0,5974	127,5	232
5	Geral	70	0	60,978	7,7516	60,85	47,8	85,8	0,7648	0,91	55,35	65,7
	Seco	34	0	56,2	6,7461	56,2	48,9	83	1,8945	5,4843	53,425	60,325
	Chuvoso	36	0	64,355	7,1693	64,25	47,8	85,8	0,3173	1,6198	60,8	68,4
6	Geral	68	64	403,323	364,187	294,5	62,4	2210	2,4982	8,5902	160,5	445
	Seco	34	34	527,823	408,151	402,5	127	2210	2,3649	7,7978	280	742,25
	Chuvoso	34	30	278,823	265,999	208,5	62,4	1401	2,86	9,5837	127	328,5

Fonte: Autor (2024).

O teste KW indicou diferenças significativas entre os pontos, evidenciado os maiores valores nos pontos à jusante da área urbana por meio do teste DSCF. Também indicou diferenças estatisticamente significantes em relação a sazonalidade em todos os pontos. Os pontos 1, 4, 5 e 6 apresentaram tendência de aumento da condutividade ao longo dos anos. A condutividade apresentou relações fortes com o cloreto (0,983), fósforo (0,878), nitrato (0,827) e amônia (0,748), indicando que sua presença pode estar relacionada tanto ao lançamento de efluentes como ao aporte de resíduos originados das atividades agropecuárias.

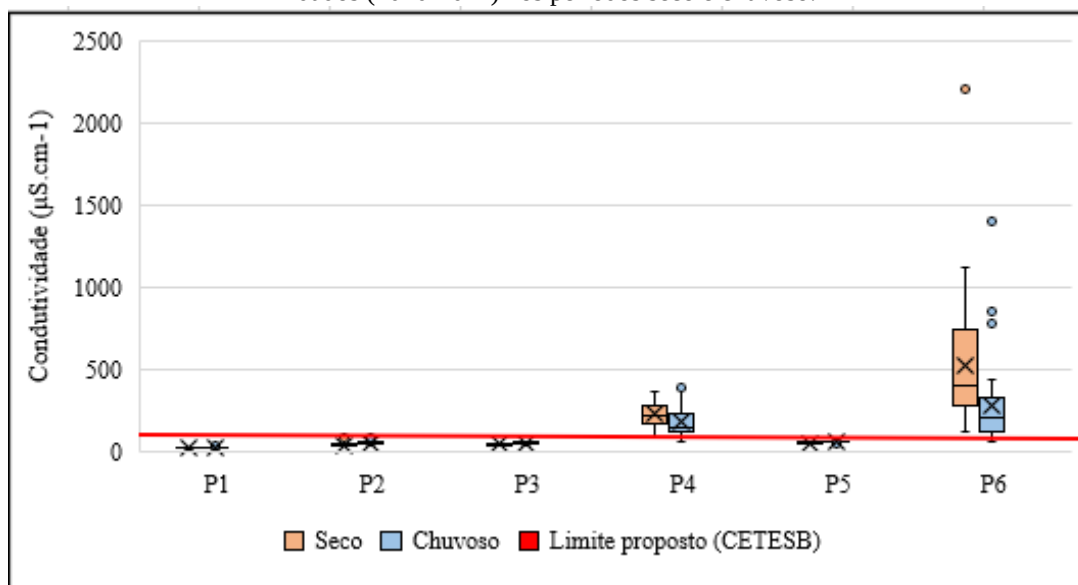
Figura 5.11 - Análise temporal das médias do parâmetro condutividade elétrica nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Os menores valores encontrados de condutividade estão no ponto 1, variando entre 22,33 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no período seco em 2010 e 30,83 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no período chuvoso em 2016, demonstrando novamente a baixa influência antrópica na região da nascente do Rio Corumbataí. De modo geral, verifica-se uma tendência espacial crescente ao longo de ambos os rios, com os menores valores à montante da área urbana e os maiores logo à jusante. Como a condutividade pode ser usada para avaliar a concentração de íons e, consequentemente, de sólidos dissolvidos presentes, pode-se inferir maior incidência destes na área à jusante do perímetro urbano de Rio Claro, em especial no ponto 6, no Ribeirão Claro, cujos valores médios variaram entre 145 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no período chuvoso em 2015 e 1520 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no período seco em 2022.

Figura 5.12 - Boxplot do parâmetro condutividade elétrica ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

De acordo com Esteves (2011), em ambientes aquáticos tropicais, como os da área de estudo, os valores de condutividade estão mais relacionados as características geoquímicas da região e a sazonalidade. Entretanto, em áreas de forte influência antrópica, a condutividade também pode ser influenciada pelo estado trófico do ambiente. Desse modo, os maiores valores observados logo após a área urbana provavelmente se relacionam a despejos de efluentes, bem como resíduos resultantes de atividades agrícolas que ocorrem a montante e chegam aos rios através do escoamento superficial, onde verifica-se predominantemente o cultivo da cana-de-açúcar.

Outra hipótese relaciona-se a resíduos originários de atividades industriais e de extração mineral. Verifica-se grande presença de indústrias cerâmicas na região, bem como extensa exploração de argila e calcário logo após a área urbana de Rio Claro, próximo às margens do Rio Corumbataí.

Assim como na análise da DBO, os pontos à montante da área urbana apresentaram, em geral, maiores valores na estação chuvosa. O contrário verifica-se em pontos próximos a centros urbanos, onde os valores de condutividade são maiores no período seco. Tal comportamento provavelmente se associa ao efeito diluidor causado pela aumento de vazão, sendo mais perceptível em locais mais impactados (VON SPERLING; JARIDIM; GRANDCHAMP, 2004).

Tabela 5.17 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro condutividade elétrica, considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$)

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	356	9,052E-75
Periodos (P1)	1	13,46	0,0002438
Periodos (P2)	1	18,91	1,37E-05
Periodos (P3)	1	9,872	0,001679
Periodos (P4)	1	7,548	0,006008
Periodos (P5)	1	19,01	1,30E-05
Periodos (P6)	1	14,41	0,0001469

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.18 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro condutividade elétrica entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
6	A
4	B
2	C
3	C
5	D
1	E

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.19 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro condutividade elétrica. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coefficiente de Sen
	S	p	S	p		
1			745	0,000296	Aumento	0,05
2			220	0,256595	Sem tendência	
3			157	0,319708	Sem tendência	
4			399	0,043604	Aumento	1,052632
5			711	0,000319	Aumento	0,158537
6			536	0,004624	Aumento	3,506757

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.5 Turbidez

Ao todo, foram analisados 408 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022. O menor valor encontrado foi de 3 NTU em ago/2021 no ponto 4 e o maior foi de 850 NTU em mar/2019 no mesmo ponto. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece, para rios de classe 2, o limite máximo de 100 NTU. Assim, foram observadas 53 desconformidades (13%), sendo a maioria nos pontos 4 (20) e 6 (11), e também no período chuvoso (48). As estatísticas descritivas do parâmetro turbidez podem ser observadas abaixo:

Tabela 5.20 - Estatística descritiva do parâmetro turbidez entre os anos de 2010 e 2022.

Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	71	0	24,62	8,8167	22	11,7	64,8	2,0021	5,867	18,5	28
	Seco	33	0	19,95	3,2284	19	14	28	0,7647	0,3566	17,65	21,7
	Chuvoso	38	0	28,67	10,0842	26,75	11,7	64,8	1,4546	3,5295	21,95	34,1
2	Geral	69	8	63,25	96,8966	28	8,9	465	2,8619	7,7182	17,85	57,65
	Seco	33	0	20,76	12,0492	18,3	8,9	81,8	4,2777	21,6414	15,6	21,3
	Chuvoso	36	8	102,19	121,845	52,5	14	465	1,8726	2,4467	31,025	97,05
3	Geral	60	10	76,49	116,118	31	10,1	550	2,8014	7,3601	20,225	68,1
	Seco	30	1	24,16	17,5327	20,25	10,1	110	4,3185	21,1259	17,75	25,725
	Chuvoso	30	9	128,81	146,49	65,05	26,5	550	1,8009	2,1067	43,85	126
4	Geral	70	20	85,91	130,523	37,65	3	850	3,798	18,3159	18,3	120
	Seco	33	2	26,25	29,0849	18,4	3	146	3,3765	11,646	13,2	27
	Chuvoso	37	18	139,12	160,402	95,4	7,7	850	3,0028	10,975	40,75	175
5	Geral	70	4	27,11	27,2505	17,25	7,7	127	2,5229	5,9742	12,25	27,225
	Seco	34	0	14	6,7	12,3	7,7	37	2,2429	5,2103	9,8775	14,65
	Chuvoso	36	4	39,49	33,1243	24,5	10	127	1,6994	1,7565	20,15	42,7
6	Geral	68	11	50,96	77,68	22,2	4,9	494	3,5156	15,8034	14	44,95
	Seco	34	2	34,99	85,9556	14,9	4,9	494	5,0097	26,4925	8,1275	24,3
	Chuvoso	34	9	66,92	65,861	35,55	11	252	1,4841	1,3369	20,8	107,75

Fonte: Autor (2024).

O teste KW indicou diferenças significativas entre os pontos, bem como diferenças sazonais em todos os pontos. O ponto 6 apresentou tendência de redução da turbidez, enquanto os outros pontos não apresentaram tendências, de acordo com os testes MK. A maior correlação da turbidez foi com a *E. coli* (0,429), que apesar de fraca, pode indicar o arraste de dejetos animais junto com os solos e sedimentos que ocasionam a turbidez nos períodos chuvosos.

Os maiores valores observados de turbidez ocorreram predominantemente nas estações chuvosas, atestando a influência da precipitação e do escoamento superficial sobre tal parâmetro. As médias das estações secas mantiveram-se praticamente baixas e constantes ao longo do tempo

em todos os pontos (com exceção de 2013 no ponto 6), enquanto que nas estações chuvosas, as médias ultrapassaram o limite legal nos pontos 2, 3 e 4.

Figura 5.13 - Análise temporal das médias do parâmetro turbidez nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.



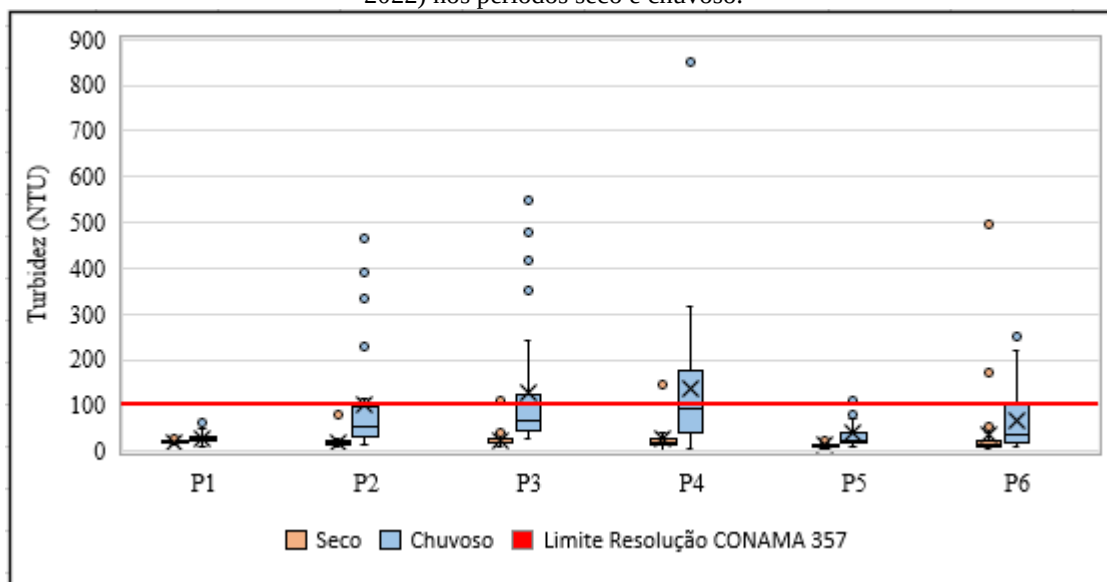
Fonte: Autor (2024).

O aumento do escoamento superficial causado pela precipitação acarreta em maior quantidade de material sendo arrastado para os rios, consequentemente aumentando os valores de turbidez observados, bem como intensificando os processos erosivos. O aumento de temperatura das estações chuvosas pode aumentar a produção primária nos ecossistemas aquáticos, resultando em maior geração de material orgânico particulado, também acarretando em acréscimo da turbidez (HILL; GARDNER; EKISOLA, 1992).

O ponto 1 novamente apresentou os menores resultados, com médias variando entre 14 NTU na estação seca em 2021 e 44,3 NTU na estação chuvosa em 2013. Tais resultados

provavelmente se devem a maior presença de vegetação nativa, que contribui para a atenuação dos processos erosivos. O mesmo ocorre no ponto 5, no interior da FEENA, onde verifica-se vasta presença de vegetação.

Figura 5.14 - Boxplot do parâmetro turbidez ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Os dois rios apresentam um padrão crescente, onde os maiores valores encontram-se nos pontos 2, 3 e 4. A área onde se localizam os pontos 2 e 3, a montante do perímetro urbano, é constituída predominantemente de pastagens. Conforme Almeida e Schwarzbald (2003), a retirada da vegetação nativa para implantação de campos e pastagens ocasiona aumento da turbidez devido ao arraste superficial quando comparado as áreas originalmente florestadas. Ainda, a construção de estradas de terra nesses locais constitui-se uma grande fonte de sedimentos (SCHIESS e WHITAKER, 1986). Em relação ao ponto 4, à jusante da área urbana, os altos valores podem estar relacionados ao escoamento de resíduos de atividades minerárias, frequentes na região.

Tabela 5.21 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro turbidez considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$)

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	37,52	4,7E-07
Periodos (P1)	1	21,45	3,639E-06
Periodos (P2)	1	33,6	6,773E-09
Periodos (P3)	1	36,75	1,342E-09
Periodos (P4)	1	34,82	3,608E-09
Periodos (P5)	1	33,98	5,578E-09
Periodos (P6)	1	19,72	8,975E-06

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.22 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro turbidez entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
3	A
4	A
2	A B
6	A B C
1	B C
5	C

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.23 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro turbidez. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1			-26	0,90118	Sem tendência	
2			-258	0,183097	Sem tendência	
3			-5	0,979644	Sem tendência	
4			-260	0,189076	Sem tendência	
5			-307	0,120778	Sem tendência	
6			-506	0,007507	Redução	0,24

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.6 Temperatura da água

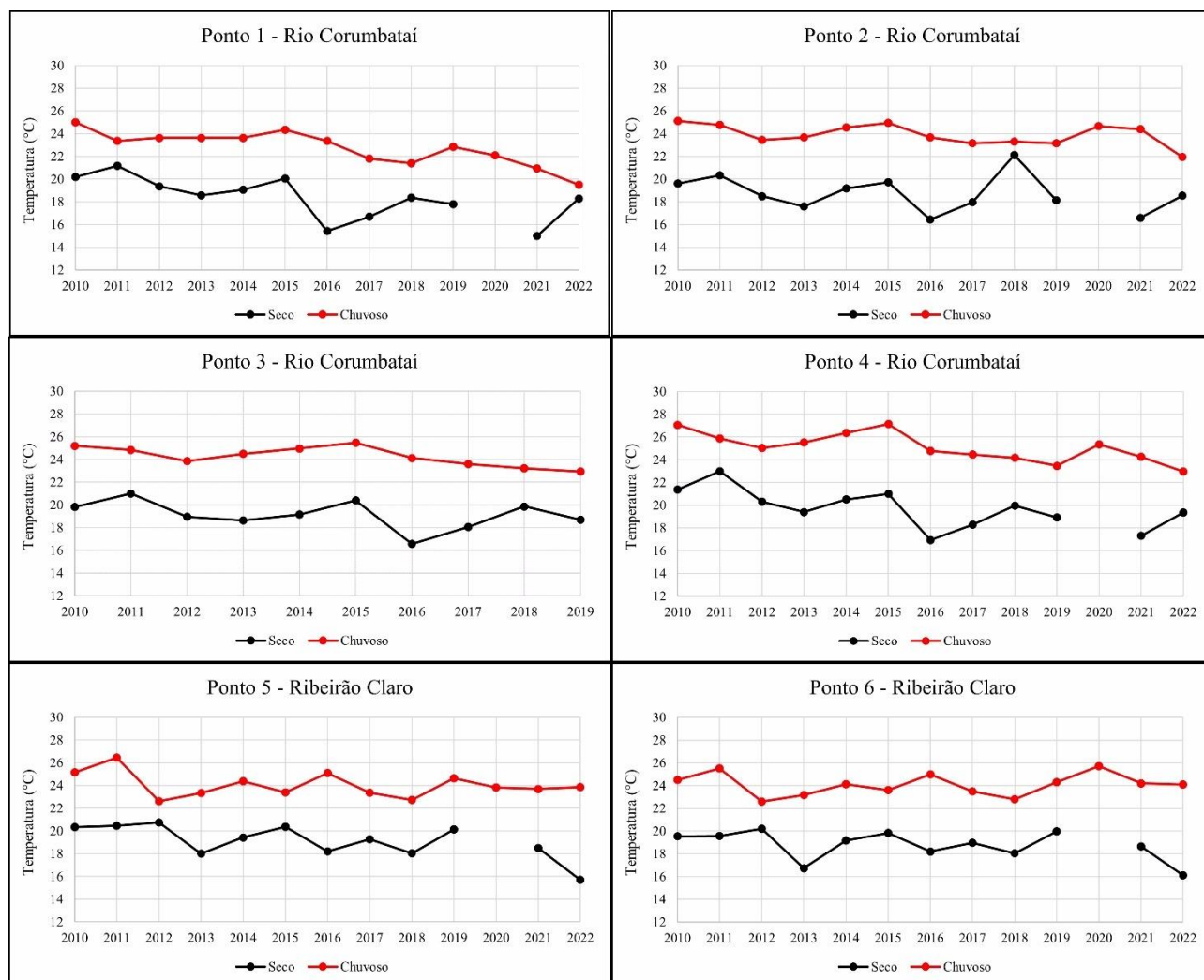
Ao todo, foram analisados 409 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022. O menor valor encontrado foi de 13,2 °C em jul/2019 e o maior foi de 29,3 °C em mai/2018, ambos na estação seca e no ponto 2. A legislação brasileira não prevê valores máximos ou mínimos para a temperatura, tratando da mesma apenas na questão do lançamento de efluentes, onde, conforme a Resolução CONAMA 357/05, os efluentes lançados em corpos hídricos devem possuir temperatura inferior à 40 °C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C na zona de mistura. As estatísticas descritivas da temperatura da água no período analisado podem ser observadas abaixo:

Tabela 5.24 - Estatística descritiva do parâmetro temperatura da água entre os anos de 2010 e 2022.

Ponto	Período	Número de coletas	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	72	20,74	30.141	20,6	13,4	27	-0,1101	-0,0422	19,1	22,575
	Seco	33	18,53	2,2842	19,1	13,4	23,6	-0,3939	0,3162	17,05	19,9
	Chuvoso	39	22,61	2,1848	22,2	18,5	27	0,327	-0,6472	20,7	24,2
2	Geral	69	21,51	3,3725	21,5	13,2	29,3	-0,3301	-0,4551	19	24,5
	Seco	33	18,86	2,8211	18,9	13,2	29,3	1,1946	5,1787	17,1	20,4
	Chuvoso	36	23,93	1,4757	24,4	20,7	26	-0,3798	-0,3905	22,95	25,075
3	Geral	60	21,69	3,366	22,1	13,4	27	-0,4371	-0,4672	19,3	24,7
	Seco	30	19,12	2,4409	19,3	13,4	23,4	-0,5846	0,4553	18,15	20,4
	Chuvoso	30	24,27	1,8322	24,7	20,1	27	-0,8265	-0,02	23,15	25,625
4	Geral	70	22,66	3,5056	22,8	13,3	28,1	-0,475	-0,2415	20,3	25,725
	Seco	33	19,85	2,5984	20	13,3	24,7	-0,6536	0,6726	18,15	21,7
	Chuvoso	37	25,16	1,9719	25,5	21	28,1	-0,4202	-0,9208	23,5	26,75
5	Geral	70	21,71	3,1602	22,45	14,5	27,9	-0,4735	-0,5867	19,275	23,925
	Seco	34	19,21	2,4913	19,25	14,5	24	0,0514	-0,5475	17,375	20,75
	Chuvoso	36	24,07	1,4362	23,85	21,8	27,9	0,5538	-0,1042	22,285	25,1
6	Geral	68	21,4	3,2241	22,05	13,6	26,8	-0,4654	-0,7614	19,1	24,15
	Seco	34	18,82	2,3619	19,1	13,6	23,5	-0,1005	-0,3943	17,35	20,525
	Chuvoso	34	23,98	1,3536	24,1	21,3	26,8	0,2226	-0,5365	22,7	24,95

Fonte: Autor (2024).

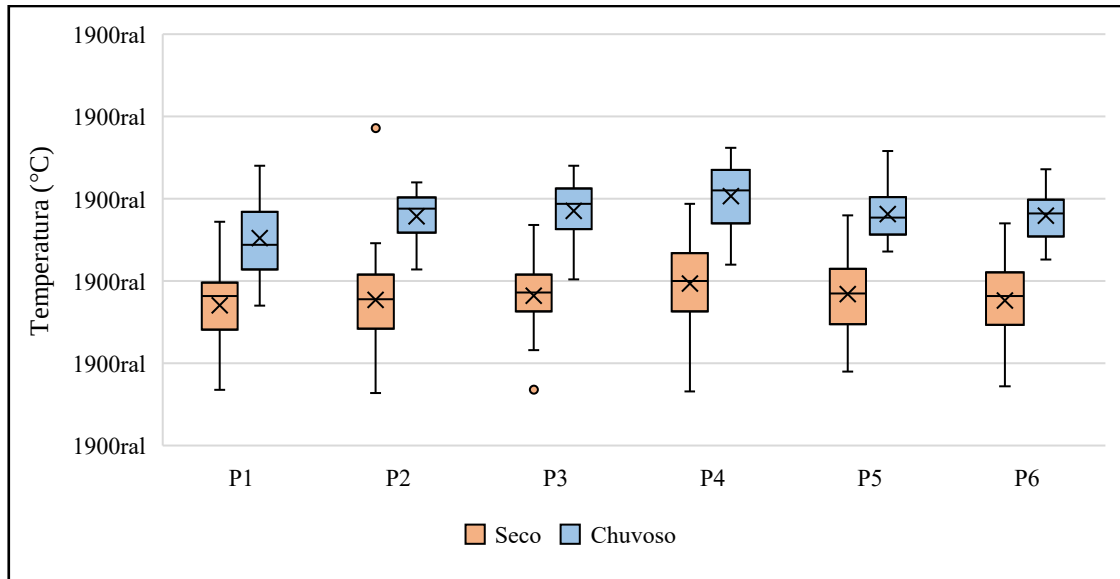
Figura 5.15 - Análise temporal das médias do parâmetro temperatura da água nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

O teste KW apontou diferenças significativas entre os pontos, bem como diferenças sazonais em todos os pontos. De acordo com o teste DSCF, as diferenças espaciais ocorreram apenas entre os pontos 1 e 4, que apresentaram, respectivamente, os menores e os maiores valores. As variações sazonais observadas já eram esperadas, tendo em vista as características climáticas da região, onde a estação seca é marcada por menores temperaturas e redução significativa das chuvas, e a estação chuvosa é marcada por altas temperaturas e alta precipitação. O teste MK indicou tendência de queda da temperatura no ponto 1. A maior correlação da temperatura se deu com o ferro dissolvido (0,517).

Figura 5.16 - Boxplot do parâmetro temperatura da água ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Os maiores valores médios foram encontrados no ponto 4, variando entre 19,85 °C na estação seca e 25,16 °C na estação chuvosa. Os menores valores foram encontrados no ponto 1, variando entre 18,53 na estação seca e 22,61 °C no período chuvoso.

O aumento de temperatura após a área urbana pode ter sido ocasionado pelo escoamento de águas pluviais, em especial, após a passagem por ruas e estacionamentos, bem como pelo despejo de efluentes industriais, no fenômeno denominado poluição térmica. Também pode ter sido causada pela remoção da vegetação, que diminui as áreas de sombra, deixando o corpo hídrico mais suscetível aos raios solares. Maiores valores de temperatura reduzem a solubilidade do oxigênio e podem ser prejudiciais para organismos de águas mais frias (CHRIST e WERNLI, 2013; BATHERIA e JAIN, 2016). Resultado semelhante foi obtido no estudo de Shrestha e Kazama (2006) sobre a bacia do Rio Fuji (Japão), onde os autores observaram maior temperatura da água em locais mais poluídos, resultantes de despejos industriais e lançamentos de estações de tratamento de efluentes.

Tabela 5.25 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro temperatura da água considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	13,29	0,02081
Periodos (P1)	1	36,78	1,32E-09
Periodos (P2)	1	42,41	7,41E-11
Periodos (P3)	1	37,84	7,69E-10
Periodos (P4)	1	43,28	4,76E-11
Periodos (P5)	1	42,32	7,75E-11
Periodos (P6)	1	45,45	1,57E-11

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.26 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Crichtlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro temperatura da água entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos	
4	A	
5	A	B
3	A	B
6	A	B
2	A	B
1		B

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.27 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro temperatura da água. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1			-583	0,004654	Redução	-0,05309
2			-157	0,418944	Sem tendência	
3			-214	0,174218	Sem tendência	
4			-366	0,064162	Sem tendência	
5			-232	0,241435	Sem tendência	
6			-111	0,560263	Sem tendência	

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.7 Nitrogênio Amoniacal

Ao todo, foram analisados 408 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022. O menor valor encontrado foi de 0,002 mg.L⁻¹ em três ocasiões em 2022 no ponto 1 e o maior foi de 16,5 mg.L⁻¹ em ago/2021 no ponto 6. Os limites impostos pela Resolução CONAMA 357/05 variam de acordo com o pH do corpo hídrico. Para valores de pH inferiores à 7,5, faixa na qual se situaram a maioria das observações, o limite máximo é de 3,7 mg.L⁻¹. Nesse contexto, foram observadas 20 desconformidades, a maioria nos pontos 4 (8) e 6 (11). As estatísticas descritivas do nitrogênio amoniacal no período analisado podem ser observadas abaixo:

Tabela 5.28 - Estatística descritiva do parâmetro nitrogênio amoniacal entre os anos de 2010 e 2022.

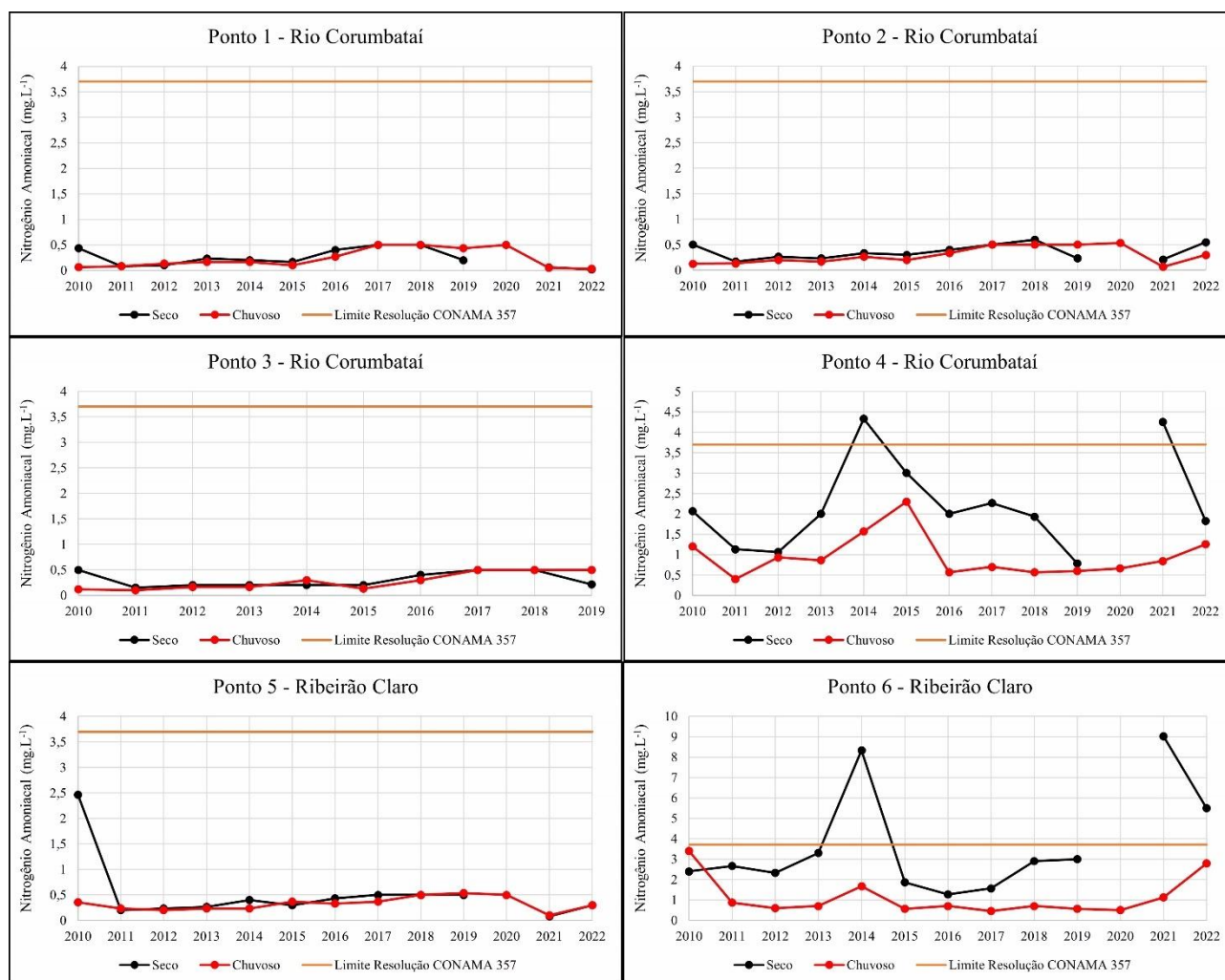
Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	71	0	0,255	0,2035	0,2	0,002	0,9	0,7073	-0,4781	0,1	0,5
	Seco	33	0	0,259	0,214	0,2	0,002	0,9	1,0023	0,618	0,1	0,5
	Chuvoso	38	0	0,253	0,1967	0,2	0,002	0,5	0,4039	-1,7454	0,1	0,5
2	Geral	69	0	0,328	0,2009	0,3	0,007	1	0,974	1,601	0,2	0,5
	Seco	33	0	0,352	0,2208	0,3	0,008	1	1,4387	2,754	0,2	0,5
	Chuvoso	36	0	0,307	0,1812	0,25	0,007	0,6	0,1027	-1,7552	0,1	0,5
3	Geral	60	0	0,292	0,1876	0,2	0,005	1	1,0256	1,5798	0,2	0,5
	Seco	30	0	0,306	0,2049	0,2	0,005	1	1,388	2,9201	0,2	0,5
	Chuvoso	30	0	0,278	0,171	0,2	0,005	0,5	0,3531	-1,59	0,1	0,5
4	Geral	70	8	1,499	1,3296	0,95	0,2	5	1,3309	0,7013	0,5	2
	Seco	33	7	2,11	1,5022	2	0,2	5	0,707	-0,7836	0,94	3,5
	Chuvoso	37	1	0,954	0,857	0,7	0,3	4	2,1891	4,477	0,5	1
5	Geral	70	1	0,434	0,8128	0,3	0,06	7	7,8424	64,124	0,2	0,5
	Seco	34	1	0,534	1,1535	0,35	0,06	7	5,6533	32,5931	0,2	0,5
	Chuvoso	36	0	0,341	0,1709	0,3	0,07	0,6	-0,163	-1,4659	0,2	0,5
6	Geral	68	11	2,291	2,9759	1	0,2	16,5	2,5963	8,0042	0,6	3
	Seco	34	9	3,469	3,5864	2	0,2	16,5	1,9765	4,448	1	5
	Chuvoso	34	2	1,114	1,5036	0,6	0,2	8	3,6171	14,3698	0,5	1

Fonte: Autor (2024).

O teste KW indicou diferenças significativas entre os pontos, bem como diferenças sazonais nos pontos 4 e 6, que apresentaram os maiores valores. Pelo teste DSCF, tais pontos foram agrupados como semelhantes entre si e diferentes de todos os outros, indicando novamente a influência da área urbana de Rio Claro na qualidade da água. As diferenças sazonais observadas provavelmente se relacionam a maior vazão dos rios em períodos de elevada precipitação, que eleva sua capacidade de diluição. Os testes MK indicaram tendência de aumento em todos os

pontos anteriores à área urbana, enquanto os pontos à jusante não apresentaram tendências. As maiores correlações foram com a DBO (0,722), cloreto (0,683) e fósforo (0,626), indicando uma origem provavelmente associada ao lançamento de efluentes.

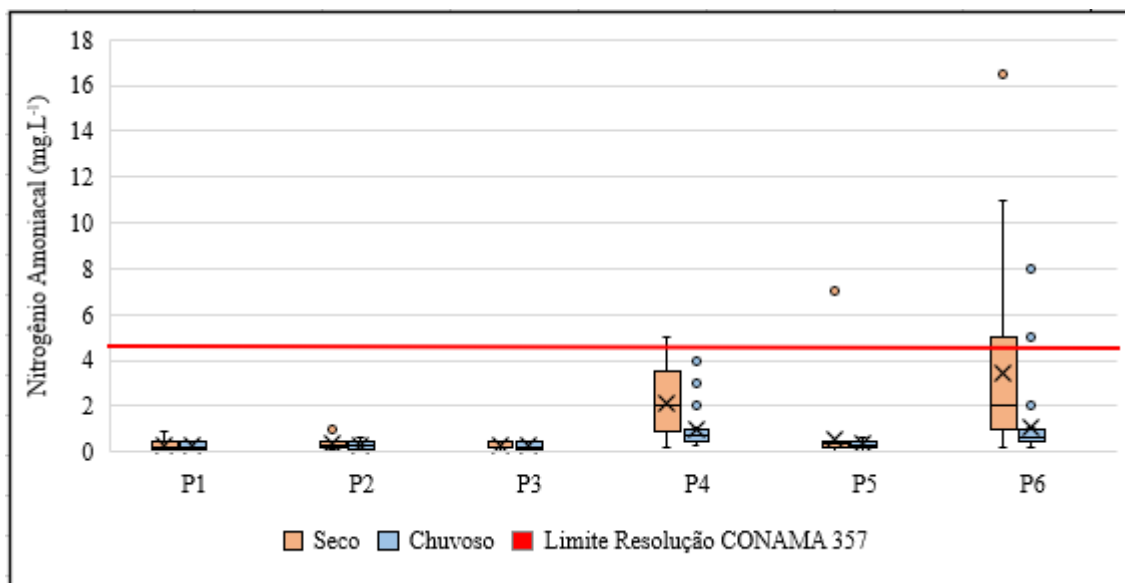
Figura 5.17 - Análise temporal das médias do parâmetro nitrogênio amoniacal nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Foram observados maiores valores na estação seca nos pontos 4 e 6. No ponto 4, as médias anuais variaram entre 0,4 mg.L⁻¹ em 2011 e 4,33 mg.L⁻¹ em 2014. No ponto 6, entre 0,45 mg.L⁻¹ em 2017 e 9,025 mg.L⁻¹ em 2021.

Figura 5.18 - Boxplot do parâmetro nitrogênio amoniacal ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Esse aumento após a área urbana, que ultrapassou consideravelmente o limite estabelecido em alguns meses, provavelmente se deve a despejos pontuais de efluentes orgânicos próximos, visto que a amônia é um indicador de poluição orgânica recente. Maiores valores de fósforo encontrados nos mesmos pontos reforçam essa hipótese e podem ser um indicativo de eutrofização no ambiente, onde esses pontos apresentaram os maiores valores do Índice de Estado Trófico (IET), que será abordado posteriormente.

A presença de amônia é bastante restritiva à vida aquática, onde muitas espécies de peixes não toleram concentrações superiores a 5 mg.L⁻¹ (CETESB, 2019). Exposições prolongadas a amônia podem reduzir drasticamente a capacidade de difusão das guelras dos peixes, resultando em mortes por deficiência de absorção de oxigênio (SMART, 1976).

A Resolução CONAMA 357/05 desconsiderou a influência da temperatura na atribuição de limites para o nitrogênio amoniacal, se restringindo apenas ao pH. Reis e Mendonça (2009) destacam que, apesar de o comportamento tóxico da amônia ser mais afetado pelo pH, variações de temperatura como as observadas em nosso território, de grande amplitude térmica, podem ter efeitos consideráveis sobre os seus níveis de toxicidade.

Tabela 5.29 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro nitrogênio amoniacal considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	195,9	2,169E-40
Periodos (P1)	1	0,006912	0,9337
Periodos (P2)	1	0,4696	0,4932
Periodos (P3)	1	0,1918	0,6614
Periodos (P4)	1	14,98	0,0001085
Periodos (P5)	1	0,004534	0,9463
Periodos (P6)	1	21,17	4,214E-06

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.30 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro nitrogênio amoniacal entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
6	A
4	A
5	B
2	B C
3	B C
1	C

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.31 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro nitrogênio amoniacal.
* Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1	485	0,013176			Aumento	0,005769
2	820	1,26E-05			Aumento	0,00515
3	682	6,07E-06			Aumento	0,00603
4			153	0,438568	Sem tendência	
5	582	0,002111			Aumento	0,0012
6			9	0,966107	Sem tendência	

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.8 Nitrato

Ao todo, foram analisados 408 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022. O menor valor encontrado foi de 0,01 mg.L⁻¹ em jan/2010 no ponto 1 e o maior foi de 7,1 mg.L⁻¹ em set/2018 no ponto 6. A resolução CONAMA 357/05 estabelece, para rios de classe 2, o limite máximo de 10 mg.L⁻¹. Assim, não foram constatadas nenhuma irregularidade em relação ao parâmetro nitrato em todo o período analisado. As estatísticas descritivas podem ser observadas abaixo:

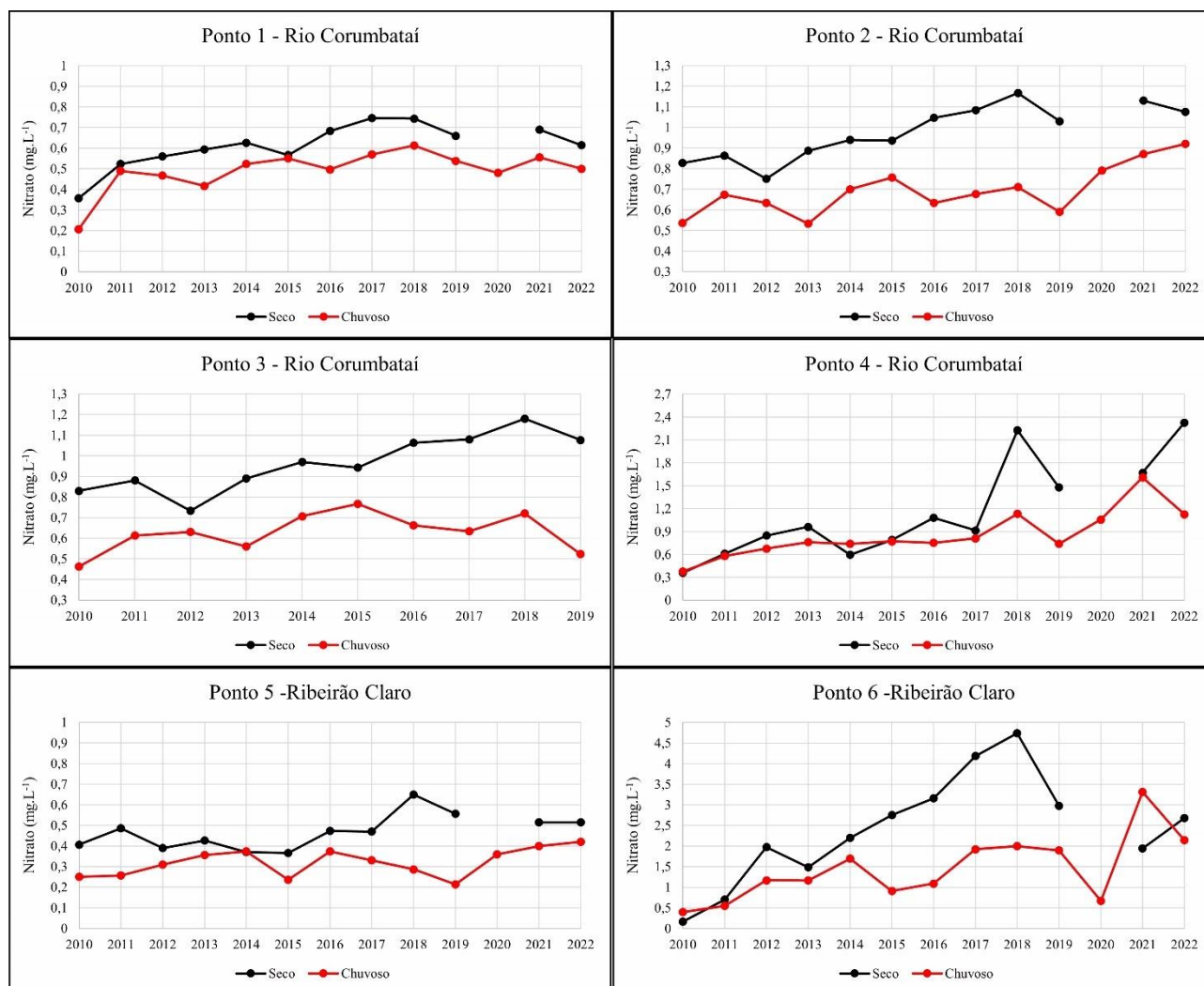
Tabela 5.32 - Estatística descritiva do parâmetro nitrato entre os anos de 2010 e 2022.

Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	71	0	0,548	0,1305	0,55	0,01	0,8	-1,0641	3,1455	0,48	0,64
	Seco	33	0	0,609	0,1148	0,62	0,3	0,8	-0,7348	0,7387	0,54	0,695
	Chuvoso	38	0	0,495	0,121	0,52	0,01	0,65	-1,9352	5,9173	0,4575	0,56
2	Geral	69	0	0,815	0,2223	0,8	0,3	1,23	-0,2997	-0,2809	0,685	1
	Seco	33	0	0,965	0,1512	0,95	0,56	1,23	-0,4694	0,2513	0,875	1,095
	Chuvoso	36	0	0,678	0,1856	0,71	0,3	1,16	-0,0878	0,6983	0,5925	0,78
3	Geral	60	0	0,801	0,2447	0,79	0,07	1,23	-0,6347	0,7381	0,65	0,9725
	Seco	30	0	0,964	0,1581	0,945	0,53	1,23	-0,4858	0,5831	0,88	1,105
	Chuvoso	30	0	0,637	0,2035	0,675	0,07	1,04	-1,0722	1,8124	0,5525	0,7625
4	Geral	70	0	0,95	0,5345	0,845	0,1	2,81	1,2479	1,8366	1,1825	1,2479
	Seco	33	0	1,088	0,6577	0,96	0,1	2,81	0,9145	0,3198	0,605	1,465
	Chuvoso	37	0	0,827	0,3609	0,82	0,12	1,65	0,5927	0,2794	0,59	0,96
5	Geral	70	0	0,387	0,1334	0,4	0,17	0,72	0,3832	-0,6152	0,2675	0,4925
	Seco	34	0	0,466	0,1189	0,48	0,23	0,72	0,0621	-0,333	0,3875	0,5225
	Chuvoso	36	0	0,313	0,1005	0,3	0,17	0,58	0,7378	-0,2136	0,2325	0,4075
6	Geral	68	0	1,896	1,5194	1,61	0,1	7,1	1,4348	2,4752	0,7	2,425
	Seco	34	0	2,419	1,7992	1,955	0,1	7,1	1,0172	0,8256	0,9725	3,6625
	Chuvoso	34	0	1,372	0,9404	1,19	0,1	3,92	0,8229	0,2141	0,615	2,08

Fonte: Autor (2024).

O teste KW apontou diferenças significativas entre os pontos, bem como variações sazonais em todos os pontos, com exceção do 4. Os testes MK indicaram tendência de aumento de nitrato em todos pontos, com exceção do ponto 5. As tendências foram mais significativas nos pontos 6 e 4, apresentando menor intensidade nos demais pontos. Os pontos do médio curso do Rio Corumbataí (2, 3 e 4) apresentaram certa homogeneidade em relação a presença de nitrato e foram agrupados juntos pelo teste DSCF, enquanto os demais pontos foram classificados separadamente. As maiores correlações foram com o cloreto (0,867), condutividade (0,827) e fósforo (0,759)

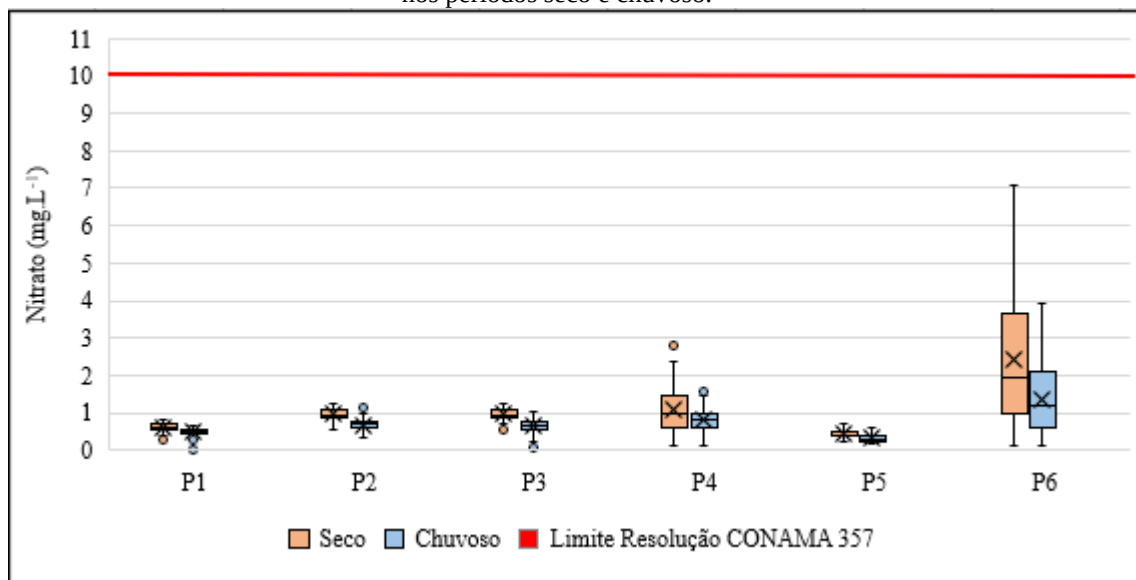
Figura 5.19 - Análise temporal das médias do parâmetro nitrato nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Apesar dos valores em conformidade com a legislação em todos os pontos, o ponto 6, localizado no Ribeirão Claro e após a área urbana, apresentou concentrações de nitrato notadamente maiores que os demais, com médias variando entre 0,4 mg.L⁻¹ no período chuvoso em 2010 e 4,73 mg.L⁻¹ no período seco em 2018.

Figura 5.20 - Boxplot do parâmetro nitrato ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Os maiores valores observados no ponto 6, que sofrem considerável aumento entre os anos de 2014 e 2018, podem estar relacionados a lixiviação de insumos agrícolas e dejetos animais das áreas à montante, despejos industriais e esgotos contendo dejetos humanos (ARAÚJO, 2006). Entretanto, o ponto 4, também localizado após o perímetro urbano, porém, no Rio Corumbataí, apresentou baixos valores de nitrato, que se mantiveram praticamente constantes ao longo do rio. Tal comportamento provavelmente se associa ao tipo de ocupação do solo no entorno dos locais de amostragem. Exceto pelo trecho que atravessa a FEENA, o Ribeirão Claro tem todo o seu trajeto no município de Rio Claro cercado por áreas onde predominam a monocultura de cana-de-açúcar e cultivos perenes. Já o Rio Corumbataí, a montante da área urbana, é cercado predominantemente por áreas de pastagens. Assim, reforça-se a hipótese de que os altos valores de nitrato observados são decorrentes da agricultura à montante.

Além do fenômeno da eutrofização, o excesso de nitrato na água representa riscos à saúde humana e animal, e pode ocasionar impactos econômicos, mesmo que de forma indireta. Ruminantes e algumas espécies de equinos possuem, em seu sistema digestivo, bactérias que convertem nitrato em nitrito, ocasionando envenenamento a essas espécies. Algas que crescem excessivamente na abundância de nutrientes liberam toxinas que podem ser ingeridas ao consumir água de mananciais eutrofizados, causando intoxicação. Os bancos de vegetação criados na proliferação excessiva de algas dificultam a navegação e podem interromper o funcionamento de usinas hidrelétricas quando presentes nos reservatórios (RESENDE, 2002).

Tabela 5.33 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro nitrato considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Varição	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	173	1,642E-35
Periodos (P1)	1	16,31	5,374E-05
Periodos (P2)	1	32,01	1,462E-08
Periodos (P3)	1	32,09	1,475E-08
Periodos (P4)	1	2,252	0,1335
Periodos (P5)	1	24,5	7,425E-07
Periodos (P6)	1	6,11	0,01345

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.34 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro nitrato entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente.

Pontos	Grupos
6	A
2	B
3	B
4	B
1	C
5	D

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.35 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro nitrato. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1			854	2,25E-05	Aumento	0,002917
2			635	0,001018	Aumento	0,004456
3			448	0,004636	Aumento	0,00552
4	1088	3,53E-08			Aumento	0,01444
5			350	0,076621	Sem tendência	
6			919	1,17E-06	Aumento	0,033575

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.9 Fósforo Total

Ao todo, foram analisados 408 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022. O menor valor encontrado foi de 0,007 mg.L⁻¹ em várias ocasiões e o maior foi 6 mg.L⁻¹ em jun/2021 no ponto 5. Os limites de fósforo total determinados pela Resolução CONAMA 357/05 se dão função do tipo de regime do corpo hídrico analisado. Para os rios em questão, sendo

ambos considerados ambientes lóticos, o limite máximo é de 0,1 mg.L⁻¹, conforme o próprio relatório da CETESB. Desse modo, foram detectadas 157 inconformidades das 408 coletas (38,4%), sendo a maioria nos pontos 4 (57) e 6 (62).

As estatísticas descritivas do fósforo total podem observadas na tabela abaixo:

Tabela 5.36 - Estatística descritiva do parâmetro fósforo total entre os anos de 2010 e 2022.

Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	71	6	0,055	0,108	0,02	0,007	0,629	3,9262	15,905	0,02	0,04
	Seco	33	3	0,053	0,1125	0,02	0,007	0,629	4,5885	22,8292	0,02	0,035
	Chuvoso	38	3	0,056	0,1055	0,03	0,007	0,5	3,4178	11,1517	0,02	0,04
2	Geral	69	15	0,133	0,2707	0,05	0,007	2	5,3304	34,0499	0,03	1
	Seco	33	4	0,134	0,3578	0,04	0,007	2	4,8324	24,8173	0,0245	0,075
	Chuvoso	36	11	0,132	0,159	0,08	0,007	0,72	2,3749	6,0746	0,0305	0,2
3	Geral	60	10	0,084	0,098	0,04	0,007	0,42	2,0934	4,2181	0,02	0,1
	Seco	30	1	0,044	0,0398	0,03	0,007	0,2	2,3686	7,2692	0,02	0,0525
	Chuvoso	30	9	0,124	0,1208	0,1	0,007	0,42	1,3159	0,9378	0,029	0,2
4	Geral	70	57	0,323	0,1934	0,3	0,007	0,8	0,6008	0,1041	0,2	0,4
	Seco	33	28	0,352	0,1899	0,308	0,016	0,8	0,3072	-0,2933	0,2	0,5
	Chuvoso	37	29	0,296	0,1953	0,3	0,007	0,8	0,9229	0,9795	0,143	0,4
5	Geral	70	7	0,149	0,7208	0,03	0,007	6	7,9957	65,4847	0,02	0,06
	Seco	34	4	0,245	1,0315	0,024	0,007	6	5,5921	31,9174	0,02	0,04
	Chuvoso	36	3	0,058	0,0608	0,04	0,007	0,3	2,5415	7,3002	0,02	0,07
6	Geral	68	62	0,48	0,4062	0,4	0,008	3	3,7037	21,4704	0,2	0,6
	Seco	34	32	0,588	0,5121	0,5	0,008	3	3,2583	14,8366	0,3	0,8
	Chuvoso	34	30	0,371	0,2203	0,3555	0,086	1	0,7903	0,5045	0,2	0,6

Fonte: Autor (2024).

O teste K-W apontou diferenças significativas entre os pontos, bem como diferenças sazonais nos pontos 2, 3 e 6. O teste D-S-C-F agrupou os dois pontos a jusante da área urbana como semelhantes entre si e diferentes dos demais, enquanto os pontos à montante foram agrupados, de forma geral, como semelhantes entre si, apontando novamente a influência urbana nos parâmetros de qualidade da água. Semelhante a DBO e condutividade, os pontos localizados antes da área urbana apresentaram maiores valores na estação chuvosa e aqueles localizados após a mesma apresentaram maiores valores na estação seca. Os pontos 1 e 5 não apresentaram tendências temporais, enquanto os demais apresentaram tendências de aumento, mais acentuadas nos pontos 6 e 4. O fósforo apresentou maiores correlações com a condutividade (0,878), cloreto (0,866), nitrato (0,759) e amônia (0,626), indicando que sua origem pode se relacionar tanto o lançamento de efluentes (próximo à área urbana) como com as atividades agropecuárias à montante.

Figura 5.21 - Análise temporal das médias do parâmetro fósforo total nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.



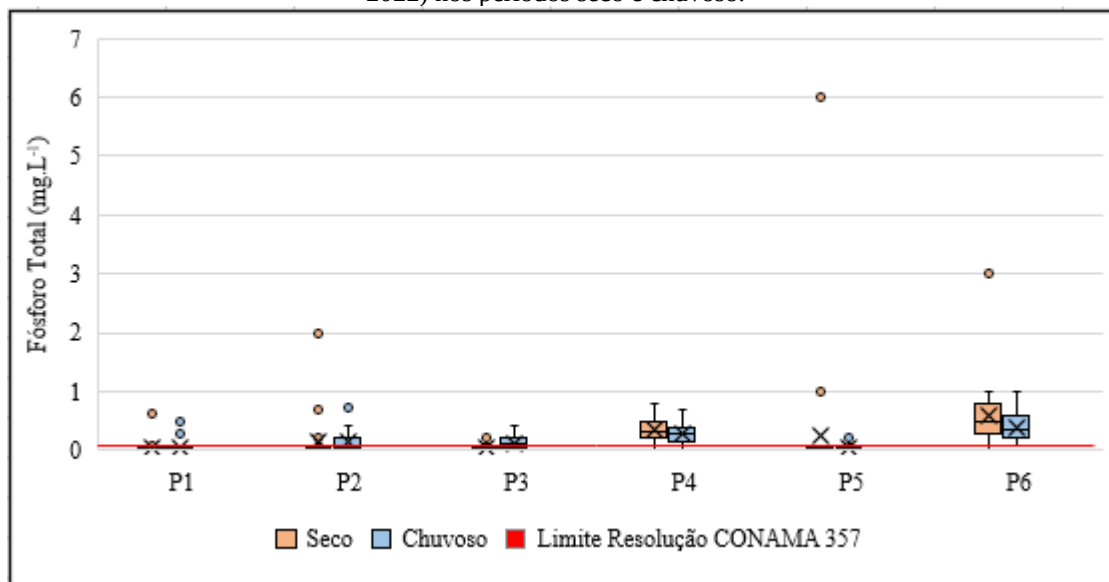
Fonte: Autor (2024).

No ponto 1, na nascente do Corumbataí em Analândia, foram observados valores superiores ao limite nos anos de 2010 e 2011. Entretanto, os valores decaem consideravelmente após 2012, podendo ser resultado da eficiência da implantação da ETE José Batista Marinho, inaugurada em 2010 no município. Os pontos 2 e 3 apresentaram alguns anos com médias superiores ao limite em ambas as estações, com uma tendência de aumento após 2016 e posterior queda após 2020.

O ponto 5 apresentou bons resultados após 2011, com a grande média observada no período seco de 2021 sendo resultado de uma única coleta, da ordem de 6 mg.L⁻¹. Apesar das extensas áreas agrícolas à montante, a vegetação no entorno do ponto, que se localiza no interior da FEENA, provavelmente atua mitigando o escoamento de nutrientes e outros poluentes por meio de processos de deposição e absorção (CHEN e LU, 2014). Além dos baixos valores de

fósforo, o ponto também apresentou as menores concentrações de nitrito e baixa concentração de amônia, demonstrando assim que a área é pouco afetada pela presença de nutrientes, apesar da alta pressão antrópica do entorno.

Figura 5.22 - Boxplot do parâmetro fósforo total ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Os piores resultados foram novamente observados após a área urbana de Rio Claro, com médias variando entre 0,141 mg.L⁻¹ em 2011 e 0,5 mg.L⁻¹ em 2021 no ponto 4, ambos no período seco e entre 0,133 mg.L⁻¹ em 2011 e 1,9 mg.L⁻¹ em 2022 no ponto 6, também no período seco.

Esse aumento pode estar relacionado a certos tipos de despejos industriais ou lançamentos de esgoto doméstico que podem ocorrer no perímetro urbano. Entretanto, são observados valores elevados mesmo nos pontos a montante da área urbana, destacando assim a possibilidade de maior relação com o escoamento de insumos utilizados na agricultura.

Avaliando o padrão sazonal da concentração de fósforo, observa-se que os pontos 2 e 3, antes da área urbana, apresentam maiores valores na estação chuvosa, que provavelmente são decorrentes do maior escoamento superficial das áreas agrícolas e de pastagem, enquanto os pontos 4 e 6, após a área urbana, apresentaram maiores valores na estação seca, decorrentes da menor vazão e consequente aumento da concentração. Assim, é provável que as concentrações de fósforo sofram mais influência das atividades agropecuárias nas áreas à montante do município e de despejos industriais e de esgoto após a área urbana, em especial no Rio Corumbataí, onde observam-se também os maiores valores de *Escherichia coli* no ponto 4.

Correll (1999) destaca que as fontes pontuais de fósforo, como os esgotos, eram historicamente os maiores responsáveis por esse nutriente nos corpos hídricos. Entretanto, com a evolução das tecnologias de tratamento de efluentes e a intensificação do uso do solo em atividades agrícolas, as fontes difusas tornaram-se mais importantes. Esteves (2011) destaca ainda a reformulação de detergentes em países europeus, que reduziram o lançamento de fósforo advindo de produtos de limpeza para valores de até 0,07 g/hab.dia. No entanto, o mesmo cenário não se verifica no Brasil, onde, de acordo com Von Sperling (2005, *apud*. ESTEVES, 2011), a contribuição diária per capita de fósforo lançada em corpos hídricos advinda de efluentes domésticos varia entre 0,7 e 2,5g.

Tabela 5.37 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro fósforo total considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	195,6	2,441E-40
Periodos (P1)	1	0,7088	0,3998
Periodos (P2)	1	4,324	0,03759
Periodos (P3)	1	9,369	0,002207
Periodos (P4)	1	1,963	0,1612
Periodos (P5)	1	2,875	0,08997
Periodos (P6)	1	4,961	0,02593

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.38 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro fósforo total entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente.

Pontos	Grupos
6	A
4	A
2	B
3	B
5	B C
1	C

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.39 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro fósforo total. *Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1	205	0,290065			Sem tendência	
2			410	0,033422	Aumento	0,00052
3			393	0,011917	Aumento	0,000664
4	533	0,006443			Aumento	0,00314
5	144	0,461889			Sem tendência	
6			681	0,00029	Aumento	0,006367

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.10 *Escherichia coli*

Ao todo, foram analisados 335 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2012 e 2022. O menor valor encontrado foi de 61 UFC.100mL⁻¹ em ago/2021 no ponto 5, enquanto o maior foi de 120000 UFC.100mL⁻¹ em jan/2013 no ponto 3. A CETESB, por meio da Decisão de Diretoria 112/2013/E, estabelece para rios de classe 2, o limite máximo de 600 UFC ou NMP.100mL⁻¹, que devem ser observados em 80% de pelo menos seis amostras anuais. Para atividades de recreação de contato primário, como natação, mergulho e esqui aquático, os valores variam em diferentes classificações. Em caso de valor superior a 1500 na última medição, o corpo hídrico é considerado impróprio para tais atividades. Nesse contexto, foram encontradas 218 desconformidades (65,07%), sendo a menor parte nos pontos 1 (8) e 5 (18).

As estatísticas descritivas do parâmetro *Escherichia coli* durante o período avaliado podem ser observadas na tabela abaixo:

Tabela 5.40 - Estatística descritiva do parâmetro *Escherichia coli* entre os anos de 2012 e 2022.

Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	59	8	469,1	734,42	292	71	4700	4,7929	24,2628	200	430
	Seco	27	3	555,33	1057,08	250	92	4700	3,4622	11,4231	160	400
	Chuvoso	32	5	396,34	244,99	329	71	1300	1,9145	5,0956	238	497,5
2	Geral	56	53	6750,41	13928,18	2000	300	89000	4,4328	22,9742	1200	4975
	Seco	27	25	1993,44	1665,68	1300	300	7000	1,5756	1,9732	960	2400
	Chuvoso	29	28	11179,31	18339,77	4400	450	89000	3,1798	11,6429	1600	11000
3	Geral	48	42	6929,896	17887,76	1800	175	120000	5,6761	35,5214	1005	4675
	Seco	24	18	2311,87	4556,42	1250	175	23000	4,4242	20,5895	582,5	1850
	Chuvoso	24	24	11547,92	24260,84	4200	820	12000	4,2302	19,1602	1800	12000
4	Geral	58	56	28454,83	24986,88	23500	250	100000	1,15508	0,965	7075	39500
	Seco	27	26	28239,26	26163,16	24000	410	94000	1,1269	0,8069	5100	39000
	Chuvoso	31	30	28642,58	24350,22	23000	250	100000	1,252	1,5553	8500	41000
5	Geral	58	18	1635,46	4394,24	355	61	30000	5,2518	31,5268	191,5	785
	Seco	28	5	646,17	1345,45	220	61	6700	3,9435	16,4272	141	497,5
	Chuvoso	30	13	2558,8	5868,61	500	128	30000	3,9603	17,3218	280	2075
6	Geral	56	41	4290	8849,94	1270	188	49000	4,0674	17,6292	600	3875
	Seco	28	15	2097,57	3736,99	615	188	18000	3,2752	12,2329	440	1600
	Chuvoso	28	26	6482,43	11645,14	2300	320	49000	3,1227	9,3709	1210	7200

Fonte: Autor (2024).

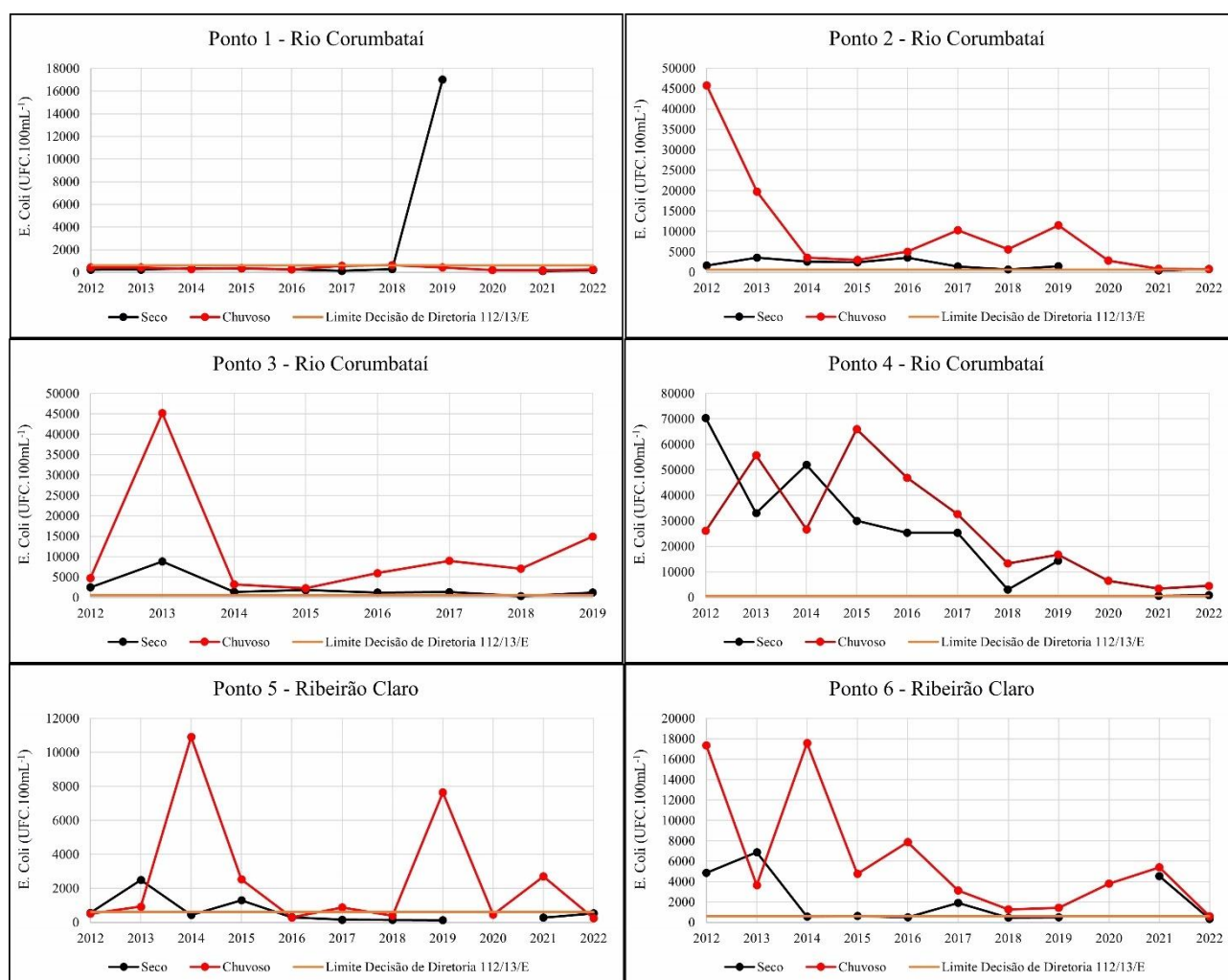
O teste KW apontou diferenças significativas entre os pontos, bem como diferenças sazonais nos pontos 2, 3, 5 e 6, que apresentaram maiores valores no período chuvoso. Os pontos foram reunidos em três grupos pelo teste DSCF, com o ponto 4, com os maiores valores, diferindo significativamente dos demais. Os dois pontos mais à montante de cada rio foram agrupados juntos e os demais formaram o último grupo. Os pontos 2, 4 e 6 apresentaram tendência de redução, notadamente mais acentuada no ponto 4. As maiores correlações foram com a DBO (0,505), amônia (0,455) e turbidez (0,429).

Nos dois rios, observa-se um padrão crescente espacialmente. O ponto 1, na nascente do Corumbataí, apresentou os menores valores, ficando acima dos valores permitidos no período chuvoso em 2018, com média de 646 UFC.100mL⁻¹ e no período seco de 2019, com média de 17020 UFC.100mL⁻¹, sendo esse alto valor devido a coleta de maio, que registrou 47000 UFC.100mL⁻¹. Em todo o período analisado, o ponto apresentou 8 desconformidades de 59 coletas, sendo a mais recente de set/2019.

Em todos os outros pontos foram encontrados valores consideravelmente acima do limite, indicando assim que os dois corpos hídricos em questão, no perímetro de Rio Claro, sofrem com contaminação fecal, embora não necessariamente humana. Os pontos 2 e 3, à montante da área

urbana no Rio Corumbataí, localizam-se em área predominantemente de pastagem. Conforme Hill, Owens e Tchounwou (2005), o escoamento e percolação de áreas de pastagem e áreas agrícolas que utilizam dejetos animais como fertilizantes representam uma importante fonte difusa de poluição dos corpos hídricos, responsáveis pelo aumento de coliformes fecais presentes.

Figura 5.23 - Análise temporal das médias do parâmetro *Escherichia coli* nos pontos de monitoramento entre os anos de 2012 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.

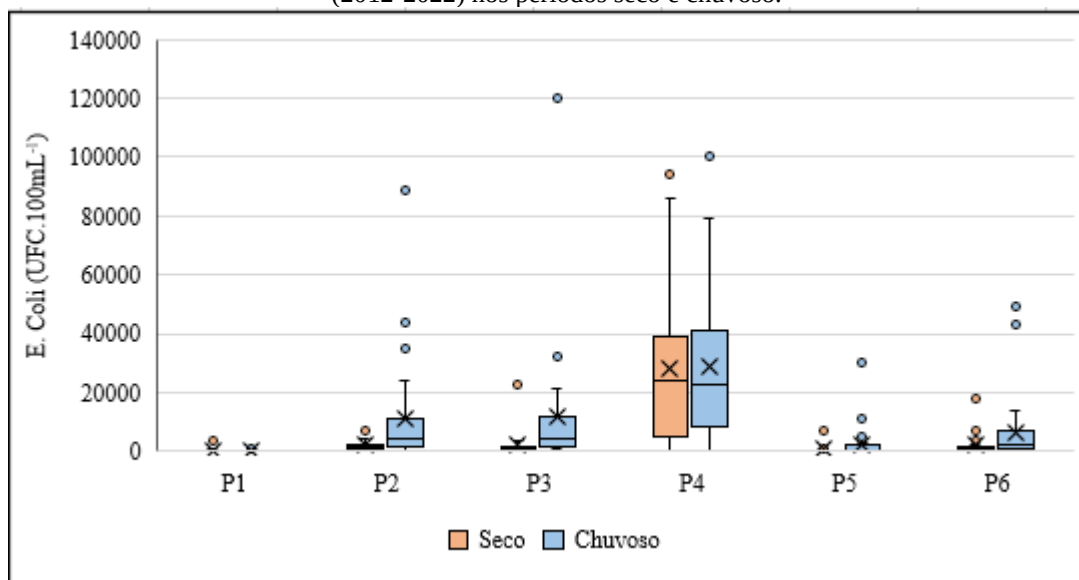


Fonte: Autor (2024).

O pisoteio excessivo do solo ocasionado pela atividade pecuária intensifica a compactação dos solos e a perda da cobertura vegetal, favorecendo assim o processo de erosão (ARAÚJO *et al.*, 2010). Avaliando o padrão sazonal, observa-se, de modo geral, valores consideravelmente mais elevados de *E. coli* no período chuvoso, evidenciando a influência do escoamento superficial. Valores elevados de turbidez também foram constatados nos mesmos pontos. Desse

modo, têm-se a possibilidade de que os altos valores de *E. Coli* em locais anteriores à área urbana sejam provenientes do escoamento de dejetos animais.

Figura 5.24 - Boxplot do parâmetro *Escherichia coli* ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2012-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Após a passagem pela área urbana do município de Analândia, o Rio Corumbataí atravessa o município de Corumbataí, onde recebe os efluentes da estação de tratamento homônima. O município apresenta ainda a nascente do Ribeirão Claro. Na porção superior de Rio Claro, ocorre o lançamento dos efluentes das ETE's Ferraz e Ajapi. Assim, os elevados valores de *E. coli* podem também ser decorrentes do lançamento de esgoto dos municípios à montante, bem como das referidas estações de tratamento. A ausência de um ponto de monitoramento em Corumbataí torna difícil a análise da real influência do município na qualidade da água de ambos os rios.

O ponto 4 apresentou as maiores concentrações de *E. coli*, indicando que além dos dejetos animais à montante, o Rio Corumbataí provavelmente recebe o lançamento de esgoto no perímetro urbano, como já constatado na análise dos outros parâmetros. Entretanto, nota-se um melhora substancial após o ano de 2015, podendo indicar uma melhora na eficiência do tratamento de efluentes no município, visto que o ponto apresenta duas ETE's à montante: Palmeiras e Jardim Novo.

Os pontos 5 e 6, no Ribeirão Claro, apesar de ultrapassarem o limite legal, apresentaram valores menores que o Rio Corumbataí, tanto à montante como à jusante da área urbana. A análise conjunta com outros parâmetros, como o fósforo e as diferentes formas de nitrogênio, bem como

com as informações de uso e ocupação de solo, permitem teorizar sobre a influência de cada atividade em cada corpo hídrico. O Rio Corumbataí, à montante da área urbana, aparenta sofrer de forma mais acentuada com os impactos da atividade pecuária e em menor escala com a agricultura, ao contrário do Ribeirão Claro, que aparenta ser mais afetado pela monocultura da cana-de-açúcar. Após a área urbana, ambos os rios aparentam receber despejos clandestinos de origem orgânica e/ou industrial, com o Rio Corumbataí sendo ainda provavelmente afetado por atividades de extração mineral em seu baixo curso.

Apesar das tendências de queda de *E.Coli*, em especial, no perímetro urbano, observa-se tendências de aumento de nutrientes (amônia, nitrato e fósforo) e íons associados à agricultura (cloreto e sulfato) na maior parte dos locais de monitoramento no período analisado, mesmo nas regiões à montante da área urbana. Tal cenário provavelmente se associa à crescente expansão das áreas destinadas as atividades agrícolas na bacia.

Tabela 5.41 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro *Escherichia coli* considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Varição	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	177,2	2,109E-36
Periodos (P1)	1	3,089	0,07882
Periodos (P2)	1	12,22	0,0004721
Periodos (P3)	1	15,12	0,0001008
Periodos (P4)	1	0,0584	0,809
Periodos (P5)	1	9,833	0,001714
Periodos (P6)	1	12,19	0,000481

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.42 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro *E. Coli* entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente.

Pontos	Grupos
4	A
2	B
3	B
6	B
5	C
1	C

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.43 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro E. Coli. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1	-36	0,818916			Sem tendência	
2			-418	0,004054	Redução	-41,6667
3			-170	0,132842	Sem tendência	
4	-876	4,34E-09			Redução	-832
5			-277	0,064072	Sem tendência	
6			-387	0,006351	Redução	-27,6039

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.11 Clorofila-a

Foram analisados ao todo, 249 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022, com a escala temporal variando de acordo com o ponto. O menor valor encontrado foi de $0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$ em várias ocasiões e o maior foi de $41,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ em nov/2021 no ponto 6. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece o limite máximo de $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ a ser observado em águas doces de classe 2. Assim, a única desconformidade observada foi a citada anteriormente, no ponto 6. As estatísticas descritivas referentes a clorofila-a em cada ponto podem ser observadas abaixo:

Tabela 5.44 - Estatística descritiva do parâmetro Clorofila-a entre os anos de 2010 e 2022.

Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	36	0	0,954	0,219	1	0,01	1,5	-2,3762	10,5864	1	1
	Seco	17	0	0,982	0,1878	1	0,6	1,5	0,2883	4,7175	1	1
	Chuvoso	19	0	0,93	0,2461	1	0,01	1,1	-3,4095	11,9948	1	1
2	Geral	51	0	2,628	2,7513	2,1	0,01	15,4	2,633	9,1111	1	3,2
	Seco	24	0	1,731	1,0399	1,6	0,01	4	0,4098	-0,3392	1	2,6025
	Chuvoso	27	0	3,426	3,4925	2,67	0,01	15,4	1,8883	4,337	1	4,81
3	Geral	28	0	1,921	1,2087	1,35	1	5,4	1,7715	3,0925	1	2,4075
	Seco	14	0	1,389	0,5065	1	1	2,41	1,3211	0,2738	1	1,585
	Chuvoso	14	0	2,453	1,4723	1	1	5,4	1,0362	0,4689	1	3,125
4	Geral	46	0	1,994	2,2812	1,035	0,01	11,5	2,7993	8,0455	1	1,925
	Seco	21	0	1,618	1,5481	1	0,01	7,4	2,9114	9,9949	1	1,8
	Chuvoso	25	0	2,309	2,7446	1,07	0,01	11,5	2,4493	5,6301	1	2,2
5	Geral	52	0	0,857	0,5194	1	0,01	3,3	1,576	8,9438	0,5475	1
	Seco	25	0	0,887	0,6347	1	0,01	3,3	2,1242	8,4901	0,53	1
	Chuvoso	27	0	0,829	0,3944	1	0,01	1,6	-1,1553	1,0019	0,71	1
6	Geral	36	1	6,029	7,8612	3	0,6	41,1	2,9417	10,8613	1,225	6,875
	Seco	18	0	5,032	5,3669	3	0,6	17,7	1,4726	1,0989	1,15	7,125
	Chuvoso	18	1	7,026	9,8145	3,785	1	41,1	2,8257	8,9008	1,525	8

Fonte: Autor (2024).

Figura 5.25 - Análise temporal das médias do parâmetro Clorofila-a nos pontos de monitoramento entre os anos de 2012 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

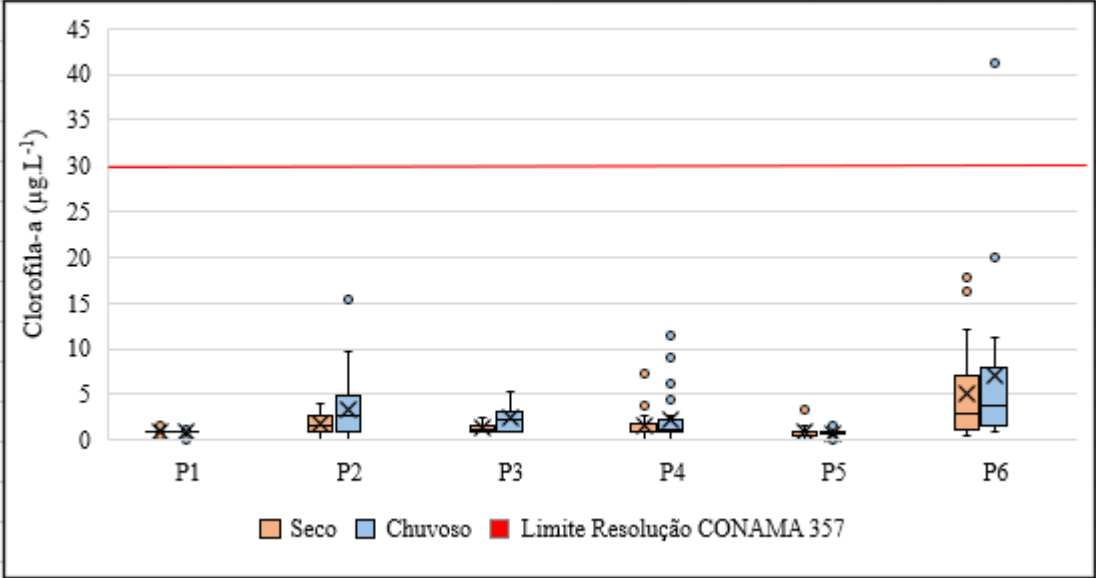
O teste KW indicou variações significativas entre os pontos de coletas. Com exceção do ponto 3, não foram constatadas diferenças sazonais significativas. Os pontos foram agrupados em três grupos pelo teste D-S-C-F. O ponto 6, com os maiores valores, não demonstrou semelhança com nenhum outro, ficando em um grupo isolado. Os pontos 1 e 5, mais a montante em cada rio, foram agrupados juntos, enquanto os demais formam o último grupo, demonstrando certa homogeneidade ao longo do médio curso do Rio Corumbataí. Os testes MK indicaram tendência de aumento no ponto 5, embora de baixa magnitude.

As maiores correlações foram com a amônia (0,554), condutividade (0,514), DBO (0,491) e fósforo (0,488), indicando a relação direta da presença de nutrientes com o crescimento das algas, que leva ao processo de eutrofização.

Os pontos 1 e 5 apresentaram os menores valores médios, que se mantiveram praticamente constantes ao longo do tempo. Os pontos 2, 3 e 4 apresentaram valores um pouco mais elevados

com variações irregulares ao longo dos anos, provavelmente devido a maior concentração de nutrientes quando comparados aos pontos 1 e 5.

Figura 5.26 - Boxplot do parâmetro Clorofila-a ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

O ponto 6, no Ribeirão Claro, apresentou os maiores valores observados, embora dentro da faixa especificada pela legislação. As maiores concentrações de clorofila, em conjunto com as altas concentrações de fósforo e das formas de nitrogênio observadas no mesmo ponto, podem ser um indicativo de eutrofização no ambiente, visto que o ponto foi classificado como supereutrófico em várias ocasiões, de acordo com a classificação utilizada pela CETESB para o IET.

Tabela 5.45 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro Clorofila-a considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	81,22	4,667E-16
Periodos (P1)	1	0,005362	0,9416
Periodos (P2)	1	2,766	0,09627
Periodos (P3)	1	4,044	0,04432
Periodos (P4)	1	0,4709	0,4926
Periodos (P5)	1	0,08242	0,774
Periodos (P6)	1	0,2745	0,6003

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.46 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro Clorofila-a entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente.

Pontos	Grupos
6	A
2	B
3	B
4	B
1	C
5	C

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.47 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro Clorofila-a. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1	82	0,053128			Sem tendência	
2	74	0,550063			Sem tendência	
3			-50	0,323512	Sem tendência	
4	-47	0,650889			Sem tendência	
5	606	2,70E-08			Aumento	0,008906
6	2	0,989086			Sem tendência	

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.12 Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)

Foram avaliados 408 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022. O menor valor encontrado foi 13,5 mg.L⁻¹ em mai/2010 no ponto 1 e o maior foi de 1420 mg.L⁻¹ em ago/2022 no ponto 6. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece o limite máximo de 500 mg.L⁻¹ a ser observado em rios de classe 2. Nesse contexto, foram observadas 8 desconformidades no período analisado, todas no ponto 6. As estatísticas descritivas podem ser observadas na tabela abaixo:

Tabela 5.48 - Estatística descritiva do parâmetro Sólidos Dissolvidos Totais entre os anos de 2010 e 2022.

Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	71	0	54,26	15,970	50	13,5	149	3,395	18,4318	50	52
	Seco	33	0	52,39	12,092	50	13,5	81	-0,1272	3,8559	50	51
	Chuvoso	38	0	55,88	18,716	50	41	149	3,9633	17,4197	50	52,25
2	Geral	69	0	71,92	43,424	55	18	319	3,441	15,6048	50	77,5
	Seco	33	0	57	18,792	50	18	137	2,487	10,255	50	60
	Chuvoso	36	0	85,59	54,206	66,5	39	319	2,7372	9,3414	50	97
3	Geral	60	0	73,01	33,166	61	28	224	2,1875	6,606	50	89,75
	Seco	30	0	60,79	20,479	50	28	122	1,5342	2,0528	50	68
	Chuvoso	30	0	85,23	38,851	74,5	50	224	1,9125	4,5726	59,75	100,75
4	Geral	70	0	154,73	39,779	152	76	276	0,8036	0,8676	122	178,5
	Seco	33	0	151,13	32,481	159	76	210	-0,4146	-0,584	123,5	179
	Chuvoso	37	0	157,94	45,526	148	95	276	1,078	0,5204	121	181,5
5	Geral	70	0	67,52	21,014	62,5	41	133	1,2927	1,3311	50	79,75
	Seco	34	0	60,61	19,218	50	41	133	2,0677	4,9483	50	69,5
	Chuvoso	36	0	74,04	20,796	67,5	50	133	1,0295	0,5872	60,5	86,75
6	Geral	68	8	252,97	211,047	177	50	1420	3,0338	13,1778	126,25	261,75
	Seco	34	7	325,8	261,997	240	50	1420	2,3892	8,2459	147,25	442
	Chuvoso	34	1	180,14	104,202	151,5	93	615	2,9402	10,0292	118,75	201,25

Fonte: Autor (2024).

O teste KW apontou diferenças significativas entre os pontos, bem como variações sazonais nos pontos 2, 3, 5 e 6. Os pontos foram agrupados de forma semelhante a outros parâmetros pelo teste DSCF. Os pontos à jusante da área urbana (4 e 6) foram agrupados juntos, enquanto os pontos relativos ao médio curso de ambos os rios (2, 3 e 5) formaram outro grupo. Por fim, o ponto 1, na nascente do Corumbataí, apresentou diferenças estatisticamente significativas em relação a todos os outros pontos. Pelos testes MK, os pontos do Rio Corumbataí (1-4) não apresentaram tendência. Já o Ribeirão Claro, apresentou tendência de redução no ponto 5 e aumento na foz (ponto 6).

Os menores valores observados de SDT encontram-se nos pontos 1 e 5. Assim como na análise de condutividade, os dois rios apresentaram um padrão crescente espacialmente, culminando em maiores valores após a área urbana, em especial, no ponto 6, que apresentou médias entre 93 mg.L⁻¹ no período chuvoso em 2020 e 969 mg.L⁻¹ no período seco em 2022. O ponto apresenta uma tendência de aumento após 2020, principalmente no período seco.

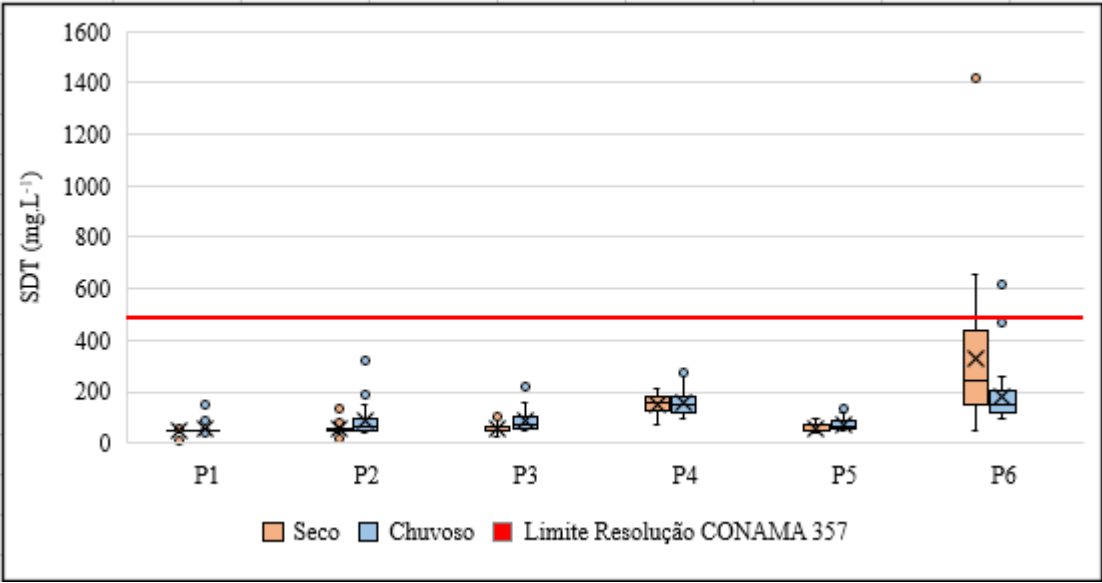
Figura 5.27 - Análise temporal das médias do parâmetro Sólidos Dissolvidos Totais nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Os sólidos dissolvidos totais (SDT) representam a soma das concentrações dos principais íons dissolvidos na água. Suas variações podem ter origem natural, como a dissolução de rochas e a composição da chuva, bem como antrópicas, onde destaca-se o escoamento de fertilizantes utilizados na agricultura e o lançamento de efluentes (ALLAN, 1995; BATHERIA e JAIN, 2016). Assim, os maiores valores observados após a área urbana provavelmente se relacionam a essas atividades, em especial no Ribeirão Claro, que, como destacado na análise dos outros parâmetros, aparenta sofrer de forma mais acentuada com o escoamento de áreas agrícolas. O ponto 6 apresentou ainda os maiores valores de sulfato e nutrientes, reforçando a hipótese de maior impacto causado pela agricultura à montante.

Figura 5.28 - Boxplot do parâmetro Sólidos Dissolvidos Totais ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Os pontos 2, 3 e 5, com menores valores observados, apresentaram maior concentração no período chuvoso, devido ao maior escoamento superficial. O ponto 6, com os maiores valores, apresentou maior concentração na estação seca, provavelmente devido a maior capacidade de diluição ocasionada pelo aumento das chuvas, que torna-se mais significativa nas maiores concentrações observadas no ponto.

Tabela 5.49 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro Sólidos Dissolvidos Totais considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	256,3	2,484E-53
Periodos (P1)	1	0,1331	0,7152
Periodos (P2)	1	9,078	0,002588
Periodos (P3)	1	11,33	0,0007618
Periodos (P4)	1	0,008862	0,925
Periodos (P5)	1	13,91	0,0001919
Periodos (P6)	1	8,777	0,003051

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.50 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro Sólidos Dissolvidos Totais entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
6	A
4	A
2	B
3	B
5	B
1	C

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.51 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro Sólidos Dissolvidos Totais. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1	-187	0,278286			Sem tendência	
2			-291	0,12222	Sem tendência	
3			181	0,246067	Sem tendência	
4	325	0,100399			Sem tendência	
5			-503	0,00981	Redução	-0,28125
6			423	0,02547	Aumento	1,470486

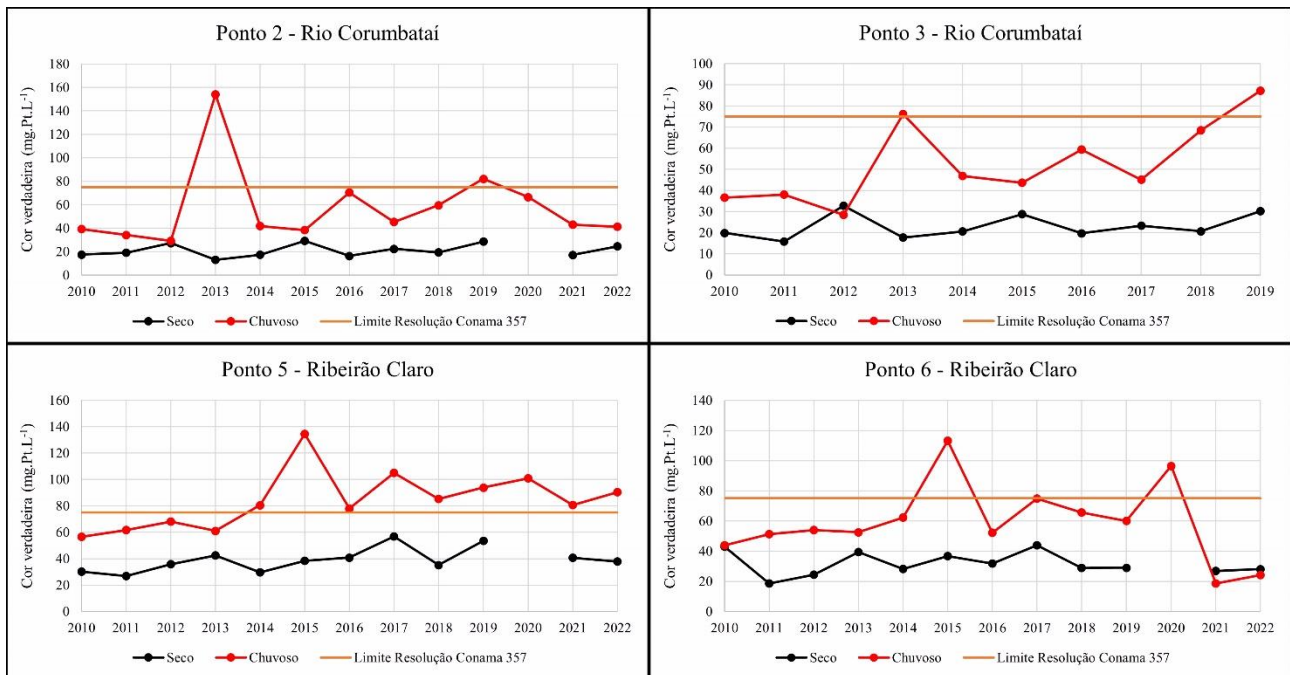
Fonte: Autor (2024).

5.3.1.13 Cor verdadeira

Ao todo, foram analisados 186 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022 nos pontos 2, 3, 5 e 6. O menor valor encontrado foi de 7,3 mg.Pt.L⁻¹ em jul/2011 no ponto 3 e o maior foi de 153 mg.Pt.L⁻¹ em nov/2015 no ponto 5. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece o limite máximo de 75 mg.Pt.L⁻¹ a ser observado em rios de classe 2. Desse modo, foram observadas 25 desconformidades em todo o período analisado, sendo a maior parte no ponto 5 (15) e no período chuvoso (24). As estatísticas descritivas podem ser observadas na tabela abaixo:

Tabela 5.52 - Estatística descritiva do parâmetro Cor Verdadeira entre os anos de 2010 e 2022.

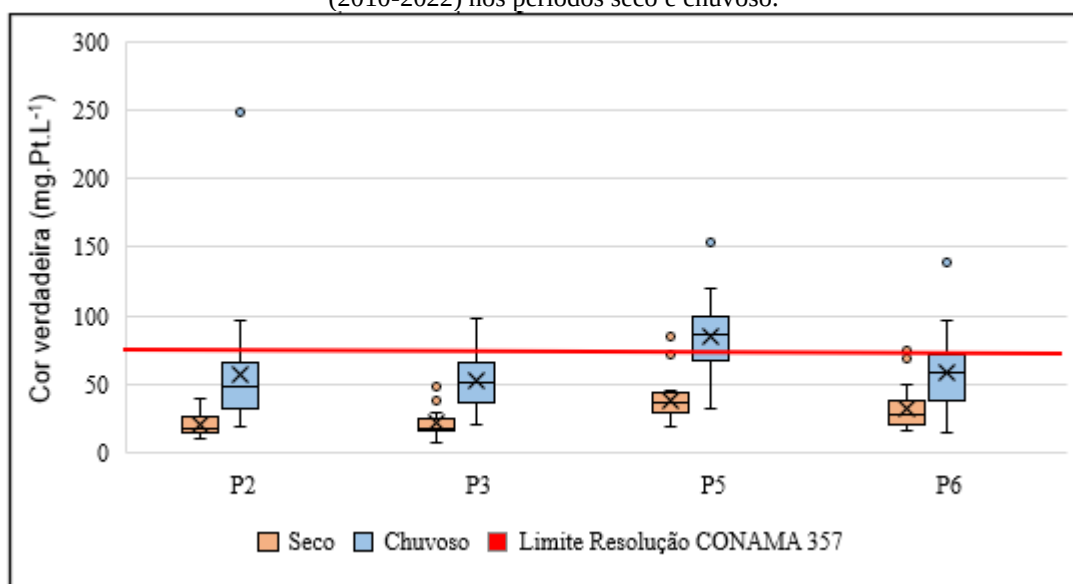
Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
2	Geral	48	2	39,22	36,7216	31,45	10	248	4,1293	22,3325	17,7	49,5
	Seco	24	0	20,98	8,1175	17,8	10	39,7	1,0223	0,1206	14,975	26,95
	Chuvoso	24	2	59,47	44,6672	48,7	19,1	248	3,6033	15,3915	33,25	66,2
3	Geral	41	3	37,5	22,3893	29,5	7,3	98,5	1,0302	0,5072	18,1	52,1
	Seco	21	0	22,76	9,8241	18,6	7,3	48,1	1,377	1,7007	17	24,95
	Chuvoso	20	3	52,98	21,4804	52,1	21	98,5	0,5175	-0,0127	36,8	65,975
5	Geral	48	15	60,5	31,3146	45,15	19,5	153	0,7963	0,0051	32,675	86,125
	Seco	25	1	38,43	13,9952	36,9	19,5	84,4	1,9577	4,8098	29,1	43,95
	Chuvoso	23	14	84,48	26,95	86,7	32,4	153	0,2414	1,1298	68,1	99,9
6	Geral	49	5	45,39	26,2211	36,7	14,5	139	1,2547	1,9932	22,8	62,85
	Seco	25	0	32,03	14,7293	28,7	16,8	74,3	1,647	2,783	20,65	37,9
	Chuvoso	24	5	59,31	28,4962	58,85	14,5	139	0,715	1,3822	38,475	71,675

Fonte: Autor (2024).**Figura 5.29** - Análise temporal das médias do parâmetro Cor Verdadeira nos pontos de monitoramento entre os anos de 2012 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.**Fonte:** Autor (2024).

O teste KW apontou diferenças espaciais significativas, com todos os pontos apresentando ainda diferenças sazonais. Os pontos foram separados em dois grupos pelo teste DSCF, onde o ponto 5 ficou isolado, evidenciando os maiores valores encontrados, e os demais formaram o outro grupo.

De modo geral, os valores de cor verdadeira se mantiveram relativamente constantes ao longo do tempo na estação seca em todos os pontos, enquanto os maiores valores foram observados na estação chuvosa, evidenciando a influência da precipitação e do escoamento superficial sobre tal parâmetro.

Figura 5.30 - Boxplot do parâmetro Cor Verdadeira ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Os maiores valores foram observados no ponto 5, à montante da área urbana e no Ribeirão Claro, onde as médias no período chuvoso ultrapassaram o limite legal em todos os anos a partir de 2014. A análise de outros parâmetros no mesmo ponto permite inferir que dificilmente a elevada cor observada seja proveniente da decomposição da matéria orgânica ou de despejos industriais. Assim, esses valores provavelmente se relacionam a presença de ferro nos solos da região próximos as margens do Ribeirão Claro, onde o ponto também apresentou o maior número de desconformidades em relação ao ferro dissolvido.

Observando o mapa pedológico elaborado, verifica-se que a margem esquerda do Ribeirão Claro é cercada predominantemente por latossolos vermelhos em seu médio e baixo curso, que apresentam altos teores de óxidos de ferro. Os maiores valores observados na estação chuvosa refletem o maior escoamento desse material para o rio. O ponto 6, localizado no mesmo rio, foi o

segundo com os maiores valores de cor observados e também o segundo com o maior número de desconformidades em relação ao ferro dissolvido.

De acordo com Von Sperling (1996), águas com valores mais elevados de cor demandam maior cuidado operacional para o tratamento e abastecimento público de água, com valores acima de 25 mg.Pt.L⁻¹ normalmente necessitando de coagulação química seguida por filtração. Os pontos 2 e 5 localizam-se em locais de captação, próximos as ETA's José Crespo e José Maria Pedroso, respectivamente. Desse modo, os altos valores encontrados no ponto 5 podem interferir negativamente nos processos de tratamento da referida ETA.

Tabela 5.53 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro Cor Verdadeira considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas (p < 0,05).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	23,75	2,819E-05
Periodos (P2)	1	26,79	2,269E-07
Periodos (P3)	1	21,7	3,189E-06
Periodos (P5)	1	25,26	5,017E-07
Periodos (P6)	1	12,11	0,0005014

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.54 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro Cor Verdadeira entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
5	A
6	B
2	B
3	B

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.55 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro Cor Verdadeira. * Valores em negrito são estatisticamente significativos (p < 0,05).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
2			166	0,142473	Sem tendência	
3			159	0,075741	Sem tendência	
5			299	0,010199	Aumento	0,536966
6			-30	0,802607	Sem tendência	

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.14 Cloreto

Ao todo, foram analisados 407 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022. O menor valor encontrado foi de 0,71 mg.L⁻¹ em nov/2010 no ponto 1 e o maior foi de 156 em ago/2022 no ponto 6. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece o limite máximo de 250 mg.L⁻¹ a ser observado em rios de classe 2. Assim, não foi constatada nenhuma inconformidade em relação ao limite legal. As estatísticas descritivas podem ser observadas na tabela abaixo:

Tabela 5.56 - Estatística descritiva do parâmetro Cloreto entre os anos de 2010 e 2022.

Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	71	0	1,267	0,3713	1,2	0,71	3,3	2,7961	12,5492	1,1	1,4
	Seco	33	0	1,3015	0,4696	1,2	0,87	3,3	2,9043	10,168	1,1	1,32
	Chuvoso	38	0	1,237	0,2608	1,2	0,71	1,9	0,2979	-0,0376	1	1,4
2	Geral	68	0	2,158	0,4964	2,1	1	3,5	0,6957	0,5579	1,8	2,4225
	Seco	33	0	2,084	0,4416	2,1	1	3,3	0,5113	1,3677	1,8	2,4
	Chuvoso	35	0	2,221	0,5339	2,11	1,4	3,5	0,7363	0,0902	1,8	2,575
3	Geral	60	0	2,156	0,4573	2,1	1,43	3,8	1,0298	1,5477	1,8	2,4
	Seco	30	0	2,151	0,4699	2,1	1,61	3,8	1,7247	4,0832	1,8	2,3
	Chuvoso	30	0	2,16	0,4524	2,05	1,43	3,1	0,3115	-0,786	1,8225	2,6
4	Geral	70	0	13,33	7,2269	11,05	3	36,2	1,195	1,597	8,175	18,05
	Seco	33	0	15,77	6,2135	14,5	7,23	36,2	1,269	2,397	10,6	19,5
	Chuvoso	37	0	11,15	7,4468	9,1	3	36,1	1,7759	3,3099	6,265	13,35
5	Geral	70	0	2,82	0,5785	2,72	1,02	5	0,9951	4,4143	2,5	3,0275
	Seco	34	0	2,85	0,6362	2,72	1,85	5	1,6964	2,7939	2,5	3,0625
	Chuvoso	36	0	2,78	0,5252	2,75	1,02	4,4	-0,2276	4,6428	2,525	3,015
6	Geral	68	0	29,83	29,6074	22,75	2,21	156	2,1727	5,667	9,9025	34,275
	Seco	34	0	41,5	34,2047	28,1	5,9	156	1,8281	3,5903	21,9	60,325
	Chuvoso	34	0	18,16	18,1456	13,9	2,21	86,4	2,2834	5,8889	5,925	22,525

Fonte: Autor (2024).

O teste KW indicou diferenças significativas entre os pontos, bem como as diferenças sazonais observadas nos pontos 4 e 6, cujos valores se destacaram mais. Os pontos 2 e 3 foram agrupados juntos, enquanto todos os outros pontos formaram grupos diferentes. Foram identificadas tendências de aumento nos pontos 1, 2, 4 e 6, com maior magnitude no último. O cloreto apresentou relações significativas com vários parâmetros que podem ser associados tanto ao lançamento de efluentes como às atividades agrícolas, como a condutividade (0,983), nitrato (0,867), fósforo (0,866) e amônia (0,683).

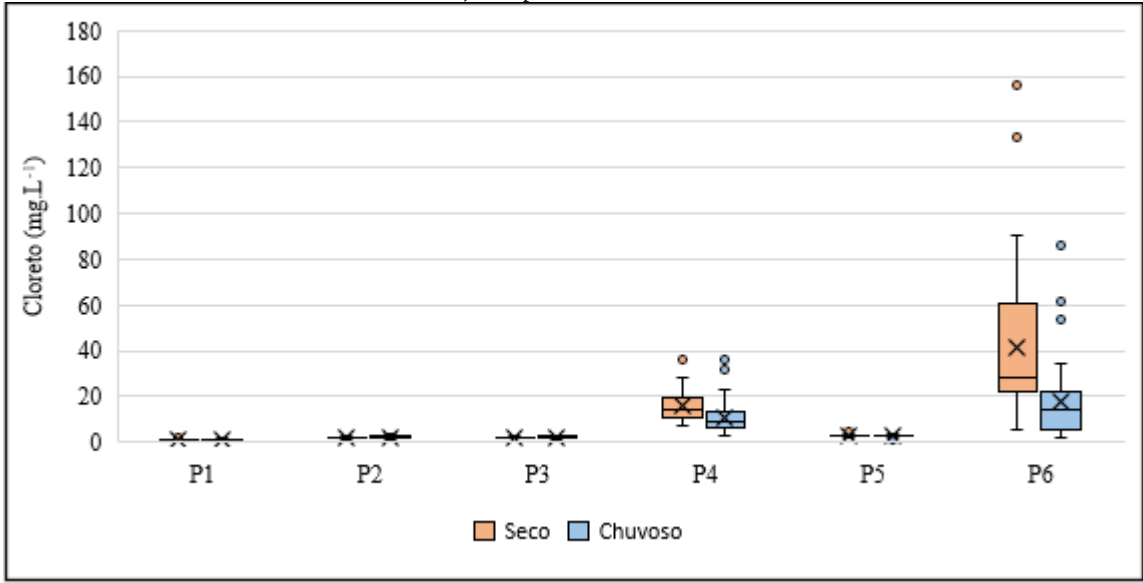
Figura 5.31 - Análise temporal das médias do parâmetro Cloreto nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso. * O ano de 2020 não contou com coletas em estações secas.



Fonte: Autor (2024).

O cloreto ocorre naturalmente nas águas superficiais através da dissolução de algumas rochas sedimentares e da intrusão de águas salinas. As fontes antrópicas incluem os despejos domésticos, industriais e escoamento superficial de águas utilizadas na irrigação. Altos valores de cloreto podem conferir sabor salgado à água, tornando-a imprópria para o consumo humano ou dessedentação animal. Por ser comumente associado ao esgoto, costuma ser utilizado como um indicador de possível contaminação fecal ou como uma medida da extensão da dispersão de descargas de esgoto em corpos d'água (VON SPERLING, 1996; CHAPMAN e KINSTACH, 1996).

Figura 5.32 - Boxplot do parâmetro Cloreto ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Os pontos à montante da área urbana apresentaram os menores valores, em especial no ponto 1, enquanto que os pontos localizados após a perímetro urbano apresentaram maiores valores, principalmente o ponto 6, cujas médias variaram entre 8,5 mg.L⁻¹ no período chuvoso em 2020 e 109,1 mg.L⁻¹ no período seco em 2022.

Esse comportamento provavelmente se deve a despejos de efluentes que ocorrem próximos a área urbana, como já constatado na análise dos outros parâmetros. Os maiores valores observados no ponto 6 provavelmente se relacionam ao escoamento superficial resultante das atividades agrícolas que ocorrem à montante do ponto, sendo mais presentes nas proximidades do Ribeirão Claro. Novamente observou-se menores concentrações no período chuvoso após a área urbana, que devem-se ao aumento da capacidade de diluição, causada pelo incremento da vazão.

Tabela 5.57 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro Cloreto considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	353,7	2,798E-74
Periodos (P1)	1	0,04353	0,8347
Periodos (P2)	1	0,8603	0,3536
Periodos (P3)	1	0,09689	0,7556
Periodos (P4)	1	13,61	0,000225
Periodos (P5)	1	0,04256	0,8366
Periodos (P6)	1	17,75	2,516E-05

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.58 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro Cloreto entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
6	A
4	B
5	C
2	D
3	D
1	E

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.59 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro Cloreto. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1	740	0,000324			Aumento	0,005405
2	460	0,01707			Aumento	0,006496
3	106	0,501735			Sem tendência	
4			484	0,014327	Aumento	0,091905
5	314	0,11123			Sem tendência	
6			598	0,001576	Aumento	0,354773

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.15 Sulfato Total

Foram avaliados ao todo 156 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2017 e 2022. O menor valor encontrado foi de 0,5 mg.L-1 em nov/2022 no ponto 1 e o maior foi de 968 mg.L-1 em ago/2022 no ponto 6. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece o limite máximo de 250 mg.L-1 a ser observado em rios de classe 2. Assim, foram constatadas 6 inconformidades no período analisado, todas no ponto 6. As estatísticas descritivas podem ser observadas na tabela abaixo:

Tabela 5.60 - Estatística descritiva do parâmetro Sulfato Total entre os anos de 2017 e 2022.

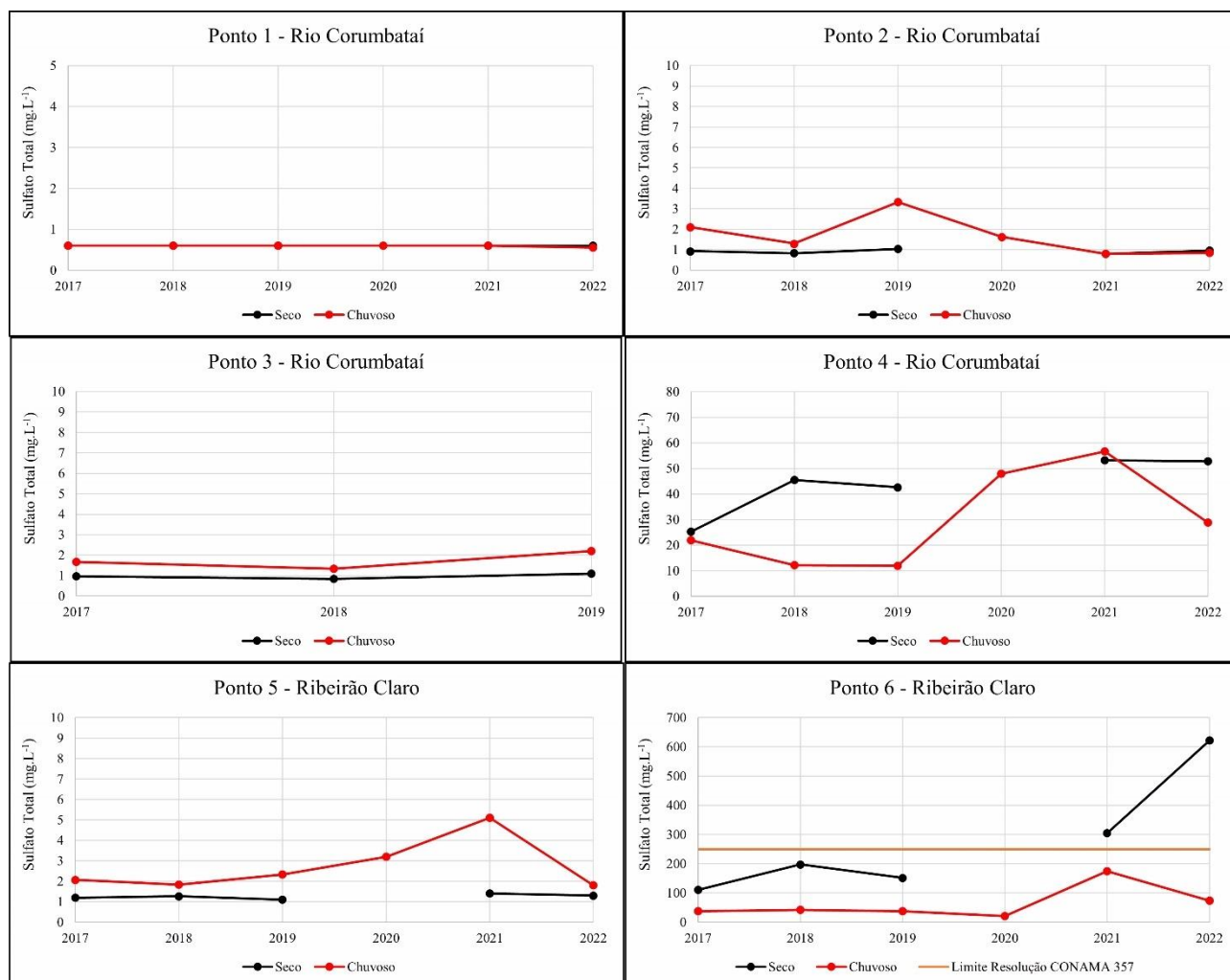
Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	29	0	0,596	0,019	0,6	0,5	0,6	-5,3851	29	0,6	0,6
	Seco	12	0	0,6	0,000	0,6	0,6	0,6	1,1489	-2,4444	0,6	0,6
	Chuvoso	17	0	0,594	0,024	0,6	0,5	0,6	-4,1231	17	0,6	0,6
2	Geral	27	0	1,433	1,050	1,1	0,6	5,5	2,7223	8,4087	0,9	1,6
	Seco	12	0	0,925	0,171	0,9	0,7	1,3	1,2305	1,2506	0,8	0,975
	Chuvoso	15	0	1,84	1,275	1,4	0,6	5,5	1,9523	4,1968	1,1	2,1
3	Geral	18	0	1,35	0,630	1,15	0,8	3,2	1,745	3,3159	0,9	1,65
	Seco	9	0	0,967	0,187	0,9	0,8	1,4	1,7918	3,5618	0,85	1,05
	Chuvoso	9	0	1,733	0,693	1,6	0,9	3,2	1,1814	1,6815	1,2	2,1
4	Geral	28	0	33,96	18,707	37,35	5,3	61,2	-0,0301	-1,5063	14,5	52,125
	Seco	12	0	41,55	15,589	44,05	13,7	60,1	-0,5968	-0,8522	25,925	55,75
	Chuvoso	16	0	28,27	19,268	20,35	5,3	61,2	-0,508	-1,264	13,15	43,65
5	Geral	28	0	1,896	1,292	1,4	0,9	6,8	2,6863	8,0619	1,2	2,275
	Seco	13	0	1,238	0,246	1,2	0,9	1,7	0,4976	-0,6665	1	1,4
	Chuvoso	15	0	2,466	1,555	2,2	1	6,8	1,9659	3,976	1,3	2,6
6	Geral	26	6	150,77	195,09	76,7	8,8	968	3,1418	12,42	39,825	242
	Seco	13	6	248,54	237,46	232	44,2	968	2,5436	7,9084	85,75	287
	Chuvoso	13	0	53	46,85	42,5	8,8	175	1,7254	3,1156	18,55	67,05

Fonte: Autor (2024).

O teste KW apontou diferenças espaciais significativas, onde a região da nascente do Corumbataí (ponto 1) e os pontos à jusante do município (4 e 6) formaram grupos únicos, enquanto os pontos 2, 3 e 5 foram agrupados juntos, de forma idêntica aos sólidos dissolvidos totais e semelhante ao fósforo. Todos os pontos, com exceção do primeiro, apresentaram diferenças sazonais significativas. Assim como na análise do cloreto, foram apontadas tendências de aumento no ponto 4 e de forma mais acentuada, no ponto 6.

O ânion sulfato (SO_4^{2-}) ocorre naturalmente nas águas superficiais por meio da lixiviação de rochas sedimentares e atividades vulcânicas. Entre as fontes antrópicas, destacam-se os despejos industriais, fertilizantes, esgotos, mineração e a queima de combustíveis fósseis, que liberam o dióxido de enxofre (SO_2) na atmosfera. Ao ser oxidado, esse gás da origem ao trióxido de enxofre (SO_3), que ao se misturar com o vapor d'água atmosférico, resulta no ácido sulfúrico (H_2SO_4), sendo então precipitado no fenômeno da chuva ácida (ALLAN, 1995; BATHERIA e JAIN, 2016). Esteves (2011) destaca a utilização de insumos agrícolas contendo enxofre como a principal fonte antrópica desse elemento nos ecossistemas aquáticos.

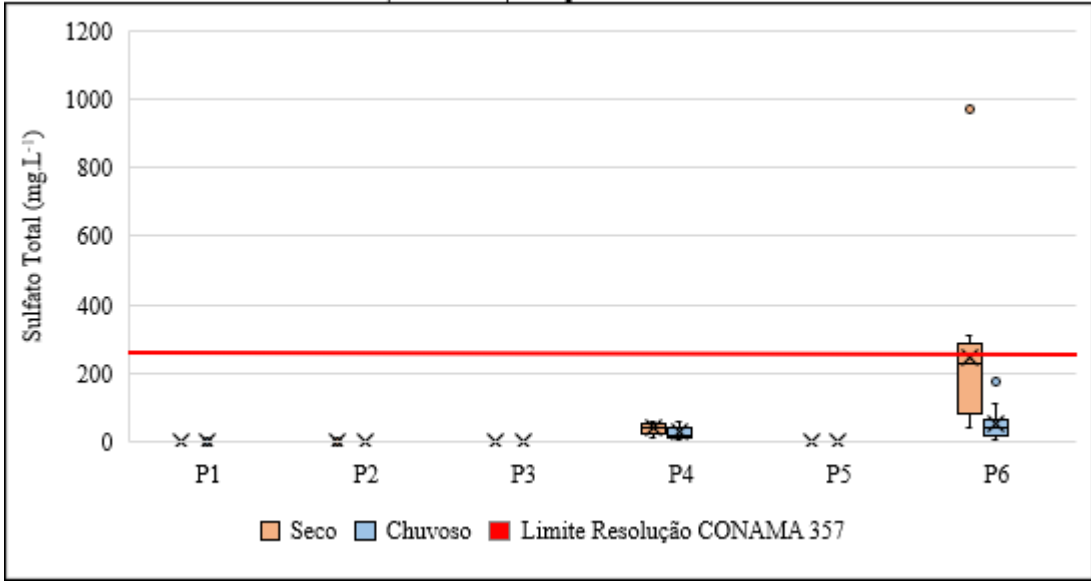
Figura 5.33 - Análise temporal das médias do parâmetro Sulfato Total nos pontos de monitoramento entre os anos de 2017 e 2022, nos períodos seco e chuvoso. * O ano de 2020 não contou com coletas em estações secas.



Fonte: Autor (2024).

Assim como na análise do cloreto, os menores valores foram observados antes da área urbana, e os maiores valores após a mesma, em especial no ponto 6, que apresentou resultados consideravelmente elevados no período seco. Tal comportamento provavelmente se associa a despejos que ocorrem no perímetro urbano e as atividades agrícolas que ocorrem a montante, com mais intensidade nas proximidades do Ribeirão Claro.

Figura 5.34 - Boxplot do parâmetro Sulfato Total ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2017-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.61 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro Sulfato Total considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	135,3	1,746E-27
Periodos (P1)	1	0,7059	0,4008
Periodos (P2)	1	8,383	0,003788
Periodos (P3)	1	8,598	0,003366
Periodos (P4)	1	3,823	0,04568
Periodos (P5)	1	9,767	0,01776
Periodos (P6)	1	11,98	0,000537

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.62 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro Sulfato Total entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
6	A
4	B
2	C
3	C
5	C
1	D

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.63 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro Sulfato Total. *
Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).Total.

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1	-28	0,106623			Sem tendência	
2			-55	0,256944	Sem tendência	
3			19	0,492035	Sem tendência	
4			114	0,025583	Aumento	1,028105
5			34	0,511776	Sem tendência	
6			99	0,030767	Aumento	6,033333

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.16 Ferro Dissolvido

Foram analisados 292 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022. O menor valor encontrado foi de 0,001 mg.L⁻¹ em várias ocasiões e o maior foi de 6 mg.L⁻¹ em dez/2020 no ponto 4. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece o limite máximo de 0,3 mg.L⁻¹ a ser observado em rios de classe 2. Desse modo, foram constatadas 190 desconformidades (65,06%), distribuídas em todos os pontos. As estatísticas descritivas podem ser observadas na tabela abaixo:

Tabela 5.64 - Estatística descritiva do parâmetro Ferro Dissolvido entre os anos de 2010 e 2022.

Ponto	Periodo	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	45	17	0,404	0,3716	0,3	0,001	2	2,2251	6,68	0,15	0,5
	Seco	21	2	0,198	0,1127	0,15	0,001	0,5	1,1668	1,5596	0,15	0,3
	Chuvoso	24	15	0,5854	0,4243	0,5	0,1	2	1,6915	4,1311	0,3	0,95
2	Geral	51	31	0,514	0,3995	0,4	0,001	2	2,1066	5,8895	0,3	0,7
	Seco	24	9	0,306	0,2011	0,3	0,001	0,8	1,1376	1,2595	0,15	0,4
	Chuvoso	27	22	0,7	0,442	0,6	0,3	2	1,9536	4,1168	0,4	0,8
3	Geral	42	29	0,466	0,2594	0,4	0,001	1	0,5925	-0,1765	0,3	0,6
	Seco	21	10	0,343	0,2317	0,3	0,001	1	1,3798	2,4668	0,15	0,4
	Chuvoso	21	19	0,588	0,2301	0,5	0,15	1	0,4475	-0,1728	0,45	0,75
4	Geral	52	32	0,572	0,8136	0,4	0,001	6	6,0196	40,5142	0,225	0,675
	Seco	24	10	0,321	0,1886	0,3	0,001	0,6	0,316	-1,2128	0,15	0,5
	Chuvoso	28	22	0,787	1,0566	0,6	0,15	6	4,7424	24,068	0,4	0,8
5	Geral	52	44	0,884	0,6045	0,8	0,15	3	1,4959	2,2235	0,5	1
	Seco	25	18	0,547	0,2608	0,52	0,15	1	0,0089	-0,9601	0,3	0,7
	Chuvoso	27	26	1,196	0,6659	1	0,3	3	1,1012	0,347	0,8	2
6	Geral	50	37	0,624	0,498	0,55	0,1	3	2,6036	10,39	0,3	0,8
	Seco	25	14	0,387	0,2371	0,4	0,15	1	0,8638	0,3163	0,15	0,5
	Chuvoso	25	23	0,862	0,5768	0,8	0,1	3	2,3942	7,8443	0,6	1

Fonte: Autor (2024).

Figura 5.35 - Análise temporal das médias do parâmetro Ferro Dissolvido nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso.



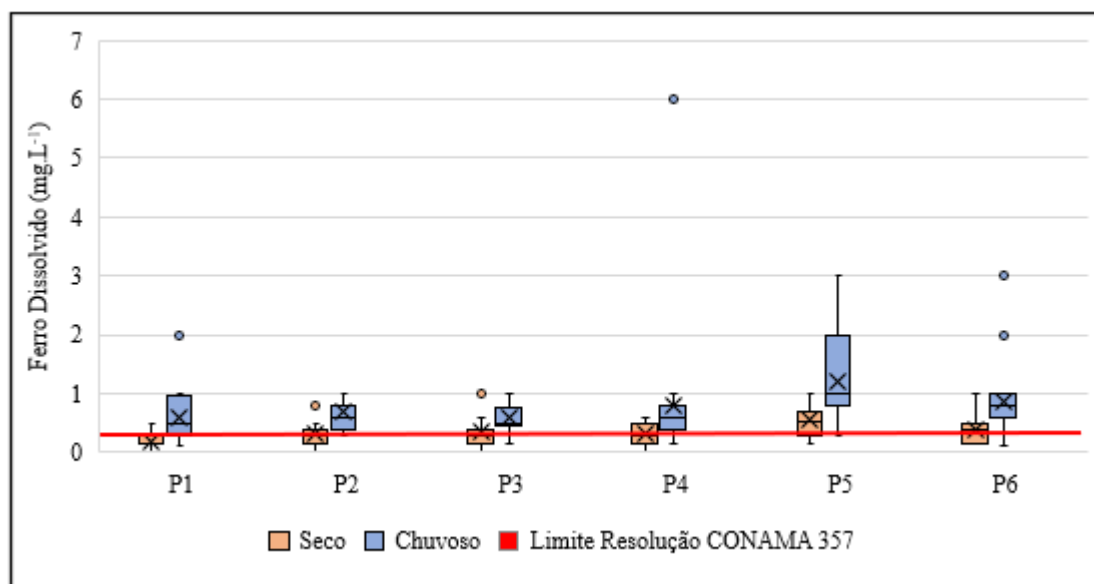
Fonte: Autor (2024).

O teste KW apontou diferenças significativas entre os pontos e evidenciou as diferenças sazonais observadas em todos os pontos. Os pontos do Ribeirão Claro foram agrupados juntos pelo teste DSCF, enquanto os pontos do Rio Corumbataí formaram grupos mais homogêneos, destacando diferenças regionais entre os locais dos pontos. Os pontos 1, 2 e 5 apresentaram tendência de aumento, conforme os testes MK. O ferro apresentou correlação significativa com o alumínio (0,706), o que pode indicar a origem conjunta desses elementos, provavelmente associada aos solos da região.

Todos os pontos apresentaram valores consideravelmente elevados de ferro dissolvido, onde o ponto 5 obteve 84,6% de resultados desconformes, com médias variando entre 0,255 mg.L⁻¹ no período seco em 2012 e 2 mg.L⁻¹ no período chuvoso em 2021. O ponto 1 apresentou 37,78%

dos valores desconformes, com médias entre $0,125 \text{ mg.L}^{-1}$ no período seco em 2012 e $1,25 \text{ mg.L}^{-1}$ no período chuvoso em 2018.

Figura 5.36 - Boxplot do parâmetro Ferro Dissolvido ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Avaliando o padrão sazonal, onde a estação chuvosa apresenta valores consideravelmente maiores, e espacial, onde mesmo os pontos localizados à montante da área urbana, inclusive na região da nascente do Rio Corumbataí, apresentaram altos valores de ferro, é pouco provável que esses resultados sejam provenientes de despejos industriais, considerados a principal fonte antrópica de ferro nos corpos hídricos.

Desse modo, os valores elevados provavelmente se devem aos solos da região. Tais solos possuem altos teores de ferro e alumínio, em especial, na margem esquerda do Ribeirão Claro no perímetro de Rio Claro, que é cercada por latossolos vermelhos, onde se observam os maiores valores de ferro dissolvido. O aumento da precipitação nas estações chuvosas eleva a quantidade desse material que é transportada para os rios, explicando as grandes variações sazonais observadas. Destacam-se ainda os elevados teores de cor verdadeira constatados, novamente coincidindo com maiores concentrações no Ribeirão Claro, indicando a relação entre esses parâmetros.

Tabela 5.65 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro Ferro Dissolvido considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	37,31	5,202E-07
Periodos (P1)	1	15,15	9,922E-05
Periodos (P2)	1	17,98	2,232E-05
Periodos (P3)	1	12,5	0,0004067
Periodos (P4)	1	13,07	0,0003004
Periodos (P5)	1	18,78	1,466E-05
Periodos (P6)	1	15,9	6,673E-05

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.66 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro Ferro Dissolvido entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos		
5	A		
6	A	B	
2		B	C
3		B	C
4		B	C
1			C

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.67 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro Ferro Dissolvido. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1			217	0,024286	Aumento	0,003714
2			299	0,014379	Aumento	0,007813
3			148	0,106628	Sem tendência	
4			221	0,079172	Sem tendência	
5			357	0,00463	Aumento	0,009524
6			-41	0,735089	Sem tendência	

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.17 Alumínio Dissolvido

Ao todo, foram analisados 291 resultados de coletas realizadas entre os anos de 2010 e 2022. O menor valor encontrado foi de 0,003 mg.L⁻¹ em jul/2011 no ponto 3 e o maior foi de 9 mg.L⁻¹ em dez/2020 no ponto 4. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece o limite máximo de 0,1 mg.L⁻¹ a ser observado em rios de classe 2. Desse modo, foram constatadas 157

desconformidades (53,95%), distribuídas em todos os pontos. As estatísticas descritivas podem ser observadas na tabela abaixo:

Tabela 5.68 - Estatística descritiva do parâmetro Alumínio Dissolvido entre os anos de 2010 e 2022.

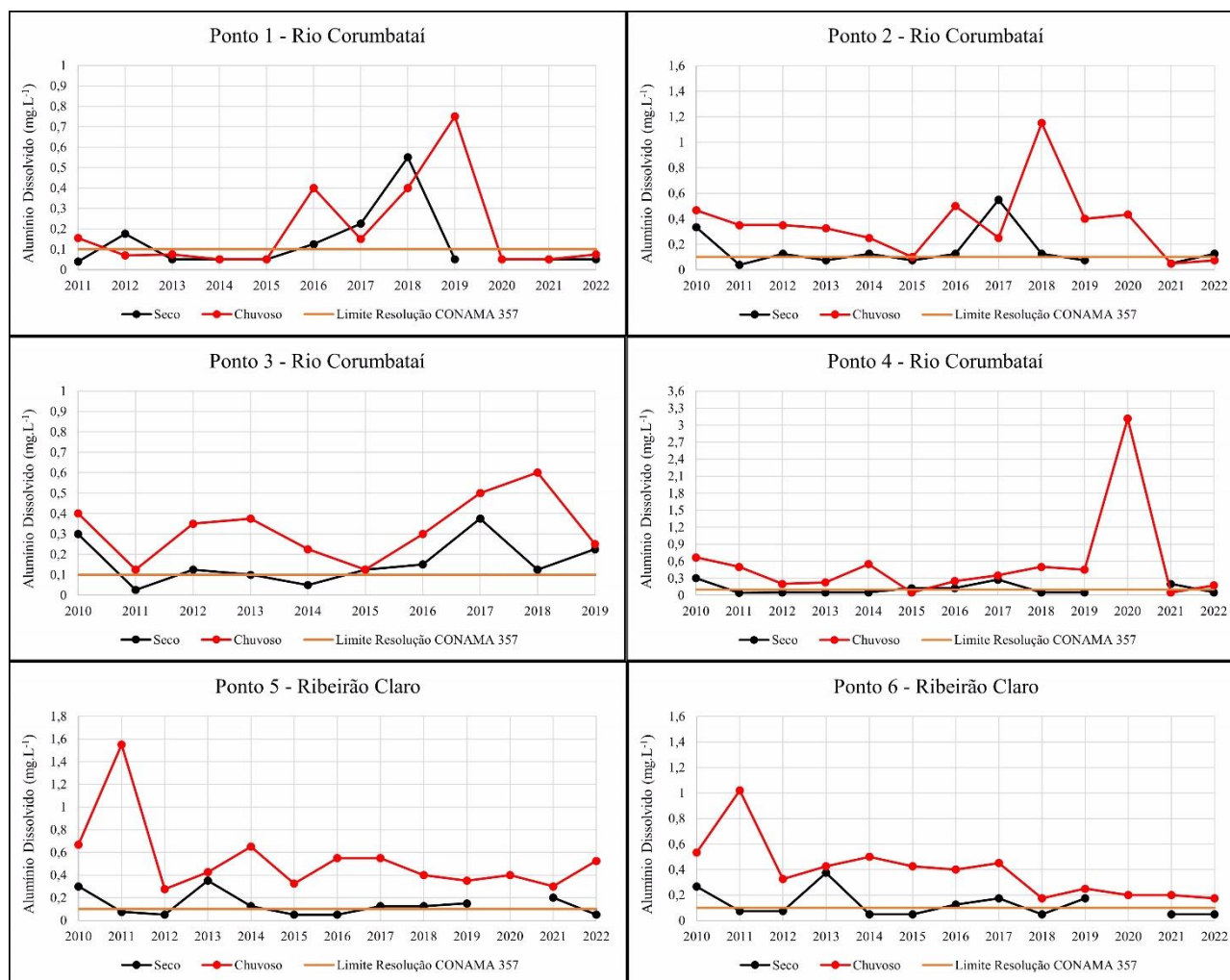
Ponto	Período	Número de coletas	Desconformidades	Média	Desv. Pad.	Mediana	Mínimo	Máximo	Assimetria	Curtose	Percentil 25	Percentil 75
1	Geral	44	14	0,182	0,236	0,05	0,03	1	2,0421	3,5076	0,05	0,2
	Seco	21	4	0,132	0,2202	0,05	0,03	1	3,4531	12,943	0,05	0,075
	Chuvoso	23	10	0,228	0,2453	0,1	0,05	0,8	1,3447	0,4497	0,05	0,4
2	Geral	51	30	0,278	0,3256	0,2	0,03	2	3,3366	15,2807	0,05	0,3
	Seco	24	9	0,163	0,2087	0,1	0,03	1	3,167	11,5557	0,05	0,2
	Chuvoso	27	21	0,379	0,3775	0,3	0,05	2	3,2006	13,2625	0,2	0,5
3	Geral	42	26	0,247	0,2171	0,2	0,003	1	1,4374	2,4839	0,05	0,4
	Seco	21	9	0,167	0,1681	0,1	0,003	0,7	1,8756	4,0332	0,05	0,2
	Chuvoso	21	17	0,328	0,2337	0,3	0,05	1	1,2345	2,2336	0,2	0,4
4	Geral	52	28	0,408	1,2384	0,2	0,03	9	6,801	47,9171	0,05	0,4
	Seco	24	7	0,118	0,1263	0,05	0,03	0,5	1,8994	3,0614	0,05	0,2
	Chuvoso	28	21	0,657	1,6565	0,3	0,05	9	5,076	26,4077	0,125	0,5
5	Geral	52	32	0,352	0,4548	0,25	0,05	3	4,0723	22,4302	0,05	0,5
	Seco	25	10	0,144	0,1309	0,1	0,05	0,6	1,9568	4,9599	0,05	0,2
	Chuvoso	27	22	0,544	0,5566	0,4	0,05	3	3,45	15,1491	0,3	0,7
6	Geral	50	27	0,272	0,3437	0,2	0,04	2	3,0185	12,4382	0,05	0,3
	Seco	25	8	0,134	0,1511	0,05	0,05	0,7	2,5054	7,4899	0,05	0,2
	Chuvoso	25	19	0,411	0,4222	0,3	0,04	2	2,421	7,7773	0,125	0,6

Fonte: Autor (2024).

O teste KW não apontou diferenças espaciais significativas entre os pontos. Entretanto, o teste DSCF apontou diferenças entre os pontos 1 e 5, que apresentam respectivamente, os menores e os maiores valores observados. Todos os demais pontos foram agrupados de forma semelhante, indicando certa homogeneidade na distribuição de alumínio em ambos os rios. Diferenças sazonais foram identificadas em todos os pontos. Os testes MK não identificaram tendências temporais em nenhum ponto. O alumínio apresentou uma única correlação significativa, relativa ao ferro (0,706).

Novamente, verificou-se valores elevados em todos os pontos de coleta, mesmo à montante da área urbana e na nascente do Rio Corumbataí. O ponto 5 foi o que mais apresentou desconformidades (61,53%), com médias variando entre 0,05 mg.L⁻¹ em alguns anos no período seco, e 1,55 mg.L⁻¹ no período chuvoso em 2011. O ponto 1 apresentou a menor proporção de desconformidades (31,81%) e valores menores comparados aos outros pontos, com médias variando entre 0,05 mg.L⁻¹ em alguns anos em ambos os períodos e 0,75 mg.L⁻¹ no período chuvoso em 2018.

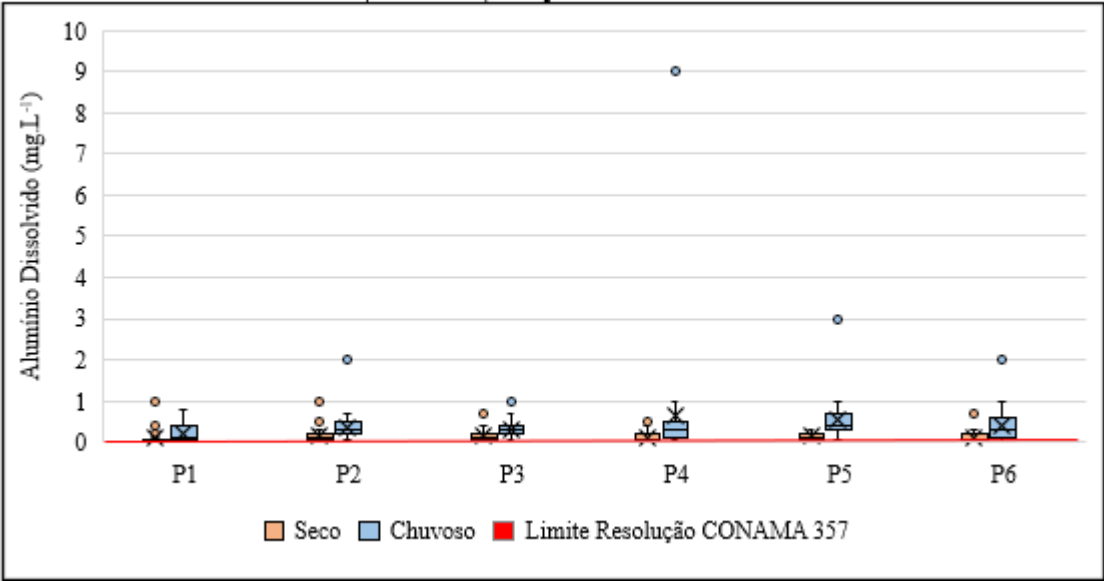
Figura 5.37 - Análise temporal das médias do parâmetro Alumínio Dissolvido nos pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022, nos períodos seco e chuvoso. * O ano de 2020 não contou com coletas em estações secas.



Fonte: Autor (2024).

Observando o padrão sazonal, pode-se inferir que os altos valores de alumínio presentes na água, assim como o ferro, são derivados dos solos da região. Em especial, os latossolos e argissolos presentes possuem altos teores desse elemento (SANTOS *et al.*, 2018), cujo escoamento para os rios são mais intensos em épocas chuvosas. Entretanto, mesmo apresentando origem natural, os elevados valores podem indicar a presença de processos erosivos nas margens dos rios, principalmente devido a retirada da vegetação para implantação de áreas de pastagem e culturas agrícolas.

Figura 5.38 - Boxplot do parâmetro Alumínio Dissolvido ao longo dos pontos, utilizando todo o banco de dados (2010-2022) nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.69 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o parâmetro Alumínio Dissolvido considerando como fatores de variação os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	10,2	0,06976
Periodos (P1)	1	5,357	0,02063
Periodos (P2)	1	12,31	0,0004515
Periodos (P3)	1	6,918	0,008533
Periodos (P4)	1	14,54	0,0001371
Periodos (P5)	1	18,47	1,724E-05
Periodos (P6)	1	10,14	0,001449

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.70 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o parâmetro Alumínio Dissolvido entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
5	A
4	A B
2	A B
6	A B
3	A B
1	B

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.71 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o parâmetro Alumínio Dissolvido. *
Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Teste sazonal MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p	S	p		
1			18	0,850289	Sem tendência	
2			-140	0,250693	Sem tendência	
3			15	0,876748	Sem tendência	
4			-3	0,976034	Sem tendência	
5			-111	0,376127	Sem tendência	
6			-218	0,057433	Sem tendência	

Fonte: Autor (2024).

5.3.1.18 Demais Metais

Devido à grande presença de valores censurados, os metais (com exceção do ferro e alumínio dissolvidos) foram avaliados apenas em relação ao número de desconformidades observadas, sem o tratamento estatístico dos demais parâmetros. A relação de desconformidades de cada parâmetro em cada ponto pode ser observada na tabela abaixo:

Tabela 5.72 - Desconformidades dos metais em relação a Resolução CONAMA 357/05, nos períodos seco e chuvoso.

Parâmetro / Ponto	1		2		3		4		5		6	
	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
Boro Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cádmio Total	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
Chumbo Total	0	1	0	2	0	2	0	2	0	2	2	0
Cobre dissolvido	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Crômio Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Manganês Total	0	2	1	10	1	9	4	10	2	3	5	5
Mercurio Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Níquel Total	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Zinco Total	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

Fonte: Autor (2024).

Os parâmetros boro, crômio e mercúrio não apresentaram nenhuma desconformidade em nenhum ponto em todo o período analisado. O cádmio apresentou três desconformidades, nos anos de 2011 e 2012. O chumbo apresentou 11 desconformidades, distribuídas em todos os pontos e sendo a maioria no período chuvoso (9), podendo indicar despejos industriais que ocorreram em um momento específico nas proximidades da área urbana ou a própria lixiviação do solo, visto o padrão sazonal observado (CETESB, 2019). A ocorrência mais recente foi em 2019. O cobre

dissolvido e o zinco apresentaram apenas uma desconformidade, em 2010 e 2011, respectivamente, enquanto o níquel apresentou duas, ambas em 2011.

O manganês apresentou 52 desconformidades de 289 observações (18%), sendo o maior valor encontrado de 0,5 mg.L⁻¹ nos pontos 3 e 4. O manganês pode chegar nas água superficiais por meio de despejos industriais ou escoamento de fertilizantes (CETESB, 2019). Pode ainda ter origem natural, que assim como o ferro, resulta da erosão dos solos e dissolução de minerais contendo esses elementos (ZAW e CHISWELL, 1998). Foram observadas desconformidades em todos os pontos e em maior parte no período chuvoso. Assim, é provável que sua ocorrência na área de estudo também esteja ligada aos solos da região, como no caso do ferro e do alumínio. Entretanto, a possibilidade de contaminação devido às atividades agrícolas não deve ser descartada.

5.3.1.19 Ensaios Toxicológicos

Ao todo, foram avaliados 228 resultados de ensaios toxicológicos realizados com *Ceriodaphnia* dúbia entre os anos de 2010 e 2022. Foram constatados três resultados agudos, nos pontos 1, 2 e 3, todos em 2015 e no período seco. Entretanto, não foram observados fenômenos de mortandade de peixes no Rio Corumbataí no mesmo ano, conforme relatório da CETESB. Resultados crônicos estiveram presentes em todos os pontos, sem influência aparente da sazonalidade.

Tabela 5.73 - Resultados dos ensaios toxicológicos com *Ceriodaphnia* dúbia entre 2010 e 2022.

Ponto	Período	Número de amostras	Não Tóxico	Crônico	Agudo
1	Geral	29	21	7	1
	Seco	13	10	2	1
	Chuvoso	16	11	5	0
2	Geral	45	35	9	1
	Seco	22	15	6	1
	Chuvoso	23	20	3	0
3	Geral	27	20	6	1
	Seco	14	11	2	1
	Chuvoso	13	9	4	0
4	Geral	47	40	7	0
	Seco	23	19	4	0
	Chuvoso	24	21	3	0
5	Geral	46	39	7	0
	Seco	22	18	4	0
	Chuvoso	24	21	3	0
6	Geral	34	28	6	0

Seco	15	11	4	0
Chuvoso	19	17	2	0

Fonte: Autor (2024).

5.3.2 Avaliação dos Índices

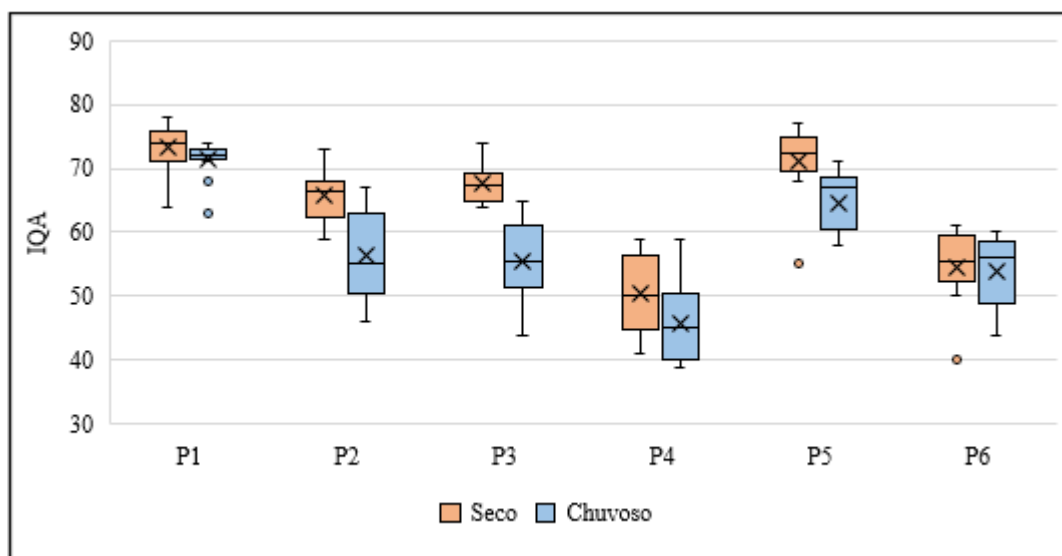
5.3.2.1 Índice de Qualidade das Águas (IQA)

Os resultados do IQA entre os anos de 2010 e 2022 para os pontos de monitoramento nos períodos seco e chuvoso podem ser observados nos gráficos abaixo:

Figura 5.39 - Resultados do IQA entre os anos de 2010 e 2022 nos períodos seco e chuvoso



Fonte: Autor (2024).

Figura 5.40 - Boxplot do IQA nos pontos de monitoramento entre 2010 e 2022.

Fonte: Autor (2024).

O teste KW apontou diferenças significativas do IQA entre os pontos de monitoramento, bem como diferenças sazonais nos pontos 1, 2, 3 e 5. O agrupamento pelo teste DSCF indicou maiores diferenças entre os pontos à jusante da área urbana (4 e 6) e a nascente do Rio Corumbataí (1), enquanto os pontos do médio curso apresentaram certa homogeneidade. O ponto 4 apresentou tendência de aumento no IQA, enquanto os demais pontos não apresentaram tendências temporais.

De modo geral, observou-se maiores valores do IQA na estação seca, indicando a influência negativa do aumento da precipitação na área de estudo, relacionada principalmente ao aumento do escoamento superficial. Entretanto, os pontos 4 e 6 não demonstraram variações sazonais estatisticamente significativas. Comportamento semelhante foi observado nesses pontos em relação a alguns parâmetros, onde uns não demonstraram variações entre os períodos seco e chuvoso apenas nesses pontos (OD) e outros apresentaram valores maiores na estação seca (DBO, condutividade, amônia, nitrato, fósforo, cloreto e sulfato). Desse modo, pode-se inferir que o aumento da capacidade de diluição dos corpos hídricos em questão durante o período chuvoso tem maior efeito nas áreas antropizadas em relação as áreas de agricultura/pastagem.

O ponto 1 apresentou os melhores resultados, que se mantiveram na classificação “boa” em todo o período analisado. Os valores se mantiveram relativamente constantes a partir de 2012, sendo a única exceção a queda no período seco em 2019. Essa queda se deu em função de um valor anormal de E. Coli, de 47000 UFC.100mL⁻¹ no mês de maio. O ponto 2 apresentou classificação “boa” no período seco em todos os anos. No período chuvoso, a classificação foi

“regular” em 2010, 2013, 2016 e 2019, e “boa” nos demais anos, apresentando uma tendência de melhora após 2019.

O ponto 3 também apresentou classificação “boa” em todos os anos no período seco. No período chuvoso, os anos de 2013 e 2019 foram classificados como “regular”, enquanto os demais foram classificados como “boa”. O ponto 4 apresentou classificação “regular” na estação seca entre 2010 e 2015, e “boa” nos demais anos. No período chuvoso, obteve classificação “regular” entre 2010 e 2019, evoluindo para “boa” a partir de 2020.

Semelhante ao ponto 1, o ponto 5 obteve classificação “boa” em todo o período avaliado, com variações notáveis durante a estação chuvosa. Na estação seca de 2021, foi observada uma queda acentuada (55) em função de um aumento anormal na concentração de fósforo, da ordem de 6 mg.L⁻¹ em junho. No ano seguinte, o valor do índice no mesmo período foi de 71. O ponto 6 foi classificado como “regular” no período seco em 2010 e no período chuvoso em 2010, 2011, 2014, 2015 e 2021. Nos demais anos, obteve a classificação “boa”.

Tabela 5.74 - Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o IQA, considerando como variáveis independentes os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	94,74	6,782E-19
Períodos (P1)	1	5,325	0,02102
Períodos (P2)	1	9,991	0,001573
Períodos (P3)	1	12,95	0,0003197
Períodos (P4)	1	3,34	0,06763
Períodos (P5)	1	9,544	0,002006
Períodos (P6)	1	0,4659	0,4949

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.75 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o IQA entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
1	A
5	B
3	B
2	C
6	D
4	E

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.76 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o IQA. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p		
1	10	0,573276	Sem tendência	
2	27	0,110228	Sem tendência	
3	1	1	Sem tendência	
4	49	0,003347	Aumento	1,356818
5	11	0,541049	Sem tendência	
6	18	0,295433	Sem tendência	

Fonte: Autor (2024).

5.3.2.2 Índice de Estado Trófico (IET)

O teste KW apontou diferenças espaciais significativas entre os pontos. Em relação a sazonalidade, apenas o ponto 3 foi estatisticamente significativo, semelhante a análise da clorofila-a. Os maiores valores do IET foram observados após a área urbana, em especial no ponto 6, indicando que tais locais estão mais propensos ao processo de eutrofização. Tal resultado já havia sido constatado na análise do fósforo total e da clorofila-a, onde esses pontos apresentaram maiores concentrações de nutrientes, provavelmente relacionadas aos despejos orgânicos urbanos e as atividades agrícolas à montante.

Pelo teste DSCF, o ponto 6 não apresentou semelhança com nenhum outro ponto, enquanto os pontos 1 e 5 foram semelhantes entre si, demonstrando menor potencial de eutrofização nas regiões mais a montante de cada rio. Os pontos do médio trecho do Rio Corumbataí foram considerados semelhantes entre si. O ponto 5 apresentou tendência de aumento do IET, sendo também o único ponto a apresentar tendência de aumento da clorofila-a.

O ponto 1 foi caracterizado como oligotrófico em todos os anos no período seco. No período chuvoso, em 2013, foi caracterizado com ultraoligotrófico e como oligotrófico nos demais anos, demonstrando assim o baixo potencial de eutrofização na nascente do Rio Corumbataí. O ponto 2 se manteve entre as classificações oligotrófico e mesotrófico no período seco. No período chuvoso, foi classificado como eutrófico nos anos de 2014, 2019 e 2020, com uma tendência de queda após 2019.

Os resultados do cálculo do IET para os pontos de monitoramento entre os anos de 2010 e 2022 nos períodos seco e chuvoso podem ser observados abaixo:

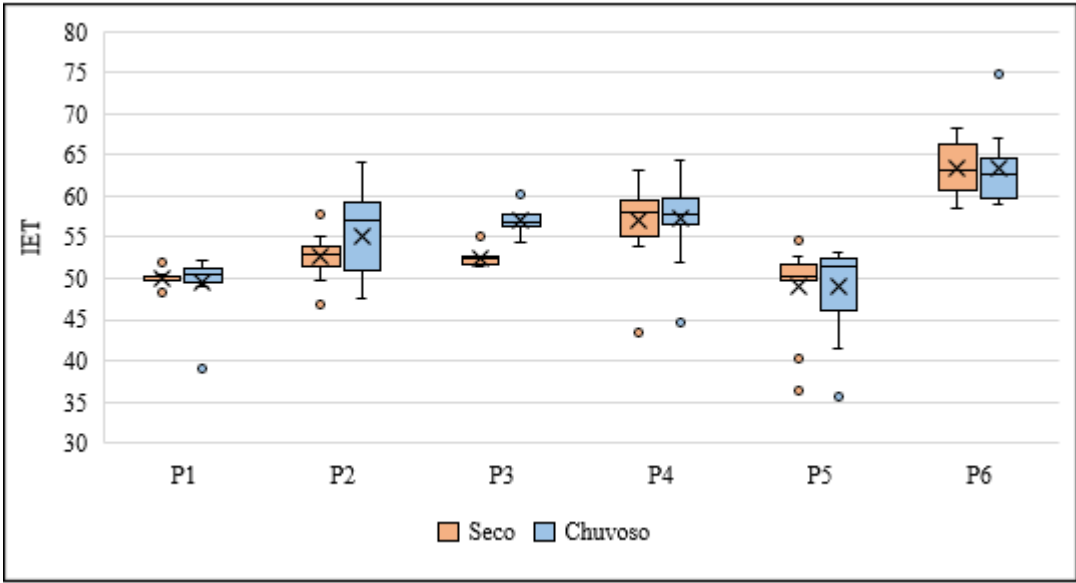
Figura 5.41 - Resultados do IET entre os anos de 2010 e 2022 nos períodos seco e chuvoso

Fonte: Autor (2024).

O ponto 3 apresentou valores notadamente maiores na estação chuvosa, onde foi classificado como mesotrófico até 2018 e eutrófico em 2019. No período seco, se manteve relativamente constante, tendo saído da classificação de oligotrófico para mesotrófico em 2019. O ponto 4 foi classificado como ultraoligotrófico em 2011, apresentando uma tendência crescente até 2015, onde foi classificado como hipereutrófico no período chuvoso. A partir de 2016, os valores se mantiveram constantes, variando entre mesotróficos e eutróficos.

O ponto 5 apresentou comportamento irregular entre 2010 e 2012, se estabilizando a partir de 2013, na classificação oligotrófica. O ponto 6 apresentou os piores resultados, sendo classificado como eutrófico e supereutrófico na maior parte do tempo, com exceção de 2013 no período seco e 2020 no chuvoso, onde foram classificados como mesotróficos.

Figura 5.42 - Boxplot do IET nos pontos de monitoramento entre 2010 e 2022.



Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.77- Resultados do teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância para o IET, considerando como variáveis independentes os pontos de coleta e períodos. * Valores em negrito apontam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Variação	Gl	H(χ^2)	p
Pontos de coleta	5	77,87	2,343E-12
Periodos (P1)	1	0,9789	0,3225
Periodos (P2)	1	2,843	0,09176
Periodos (P3)	1	9,016	0,002676
Periodos (P4)	1	0,01515	0,902
Periodos (P5)	1	0,5006	0,4792
Periodos (P6)	1	0,1667	0,6831

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.78 - Resultado do teste de Dwass-Steel- Critchlow-Fligner com 5% de significância para o IET entre os pontos. * Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Pontos	Grupos
6	A
4	B
2	B
3	B
1	C
5	C

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.79 - Resultado dos testes de tendência temporal de Mann-Kendall para o IET. * Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ponto	Teste MK		Tendência	Coeficiente de Sen
	S	p		
1	17	0,152406	Sem tendência	
2	26	0,127204	Sem tendência	
3	-3	0,763891	Sem tendência	
4	18	0,243722	Sem tendência	
5	65	9,16E-05	Aumento	0,543191
6	7	0,591505	Sem tendência	

Fonte: Autor (2024).

5.3.3 Análise Multivariada

Visando validar os resultados obtidos nas seções 5.3.1 e 5.3.2, foi utilizada a análise hierárquica de cluster para identificar similaridades entre os pontos de monitoramento, de modo a agrupa-los em conjuntos homogêneos. Foram utilizadas as médias gerais padronizadas de cada parâmetro em cada ponto, por meio do método de Ward com distância euclidiana.. Os parâmetros Sódio e Potássio foram adicionados especificamente para a realização da AC e ACP, visando uma melhor representação da concentração iônica nos pontos de análise.

Para a identificação da quantidade de grupos selecionados, foi traçada a linha Phenon no dendrograma conforme metodologia proposta por Trindade (2013), onde o valor de distância do corte é a média entre as distâncias do grupos que apresentam a maior diferença de ligação entre si.

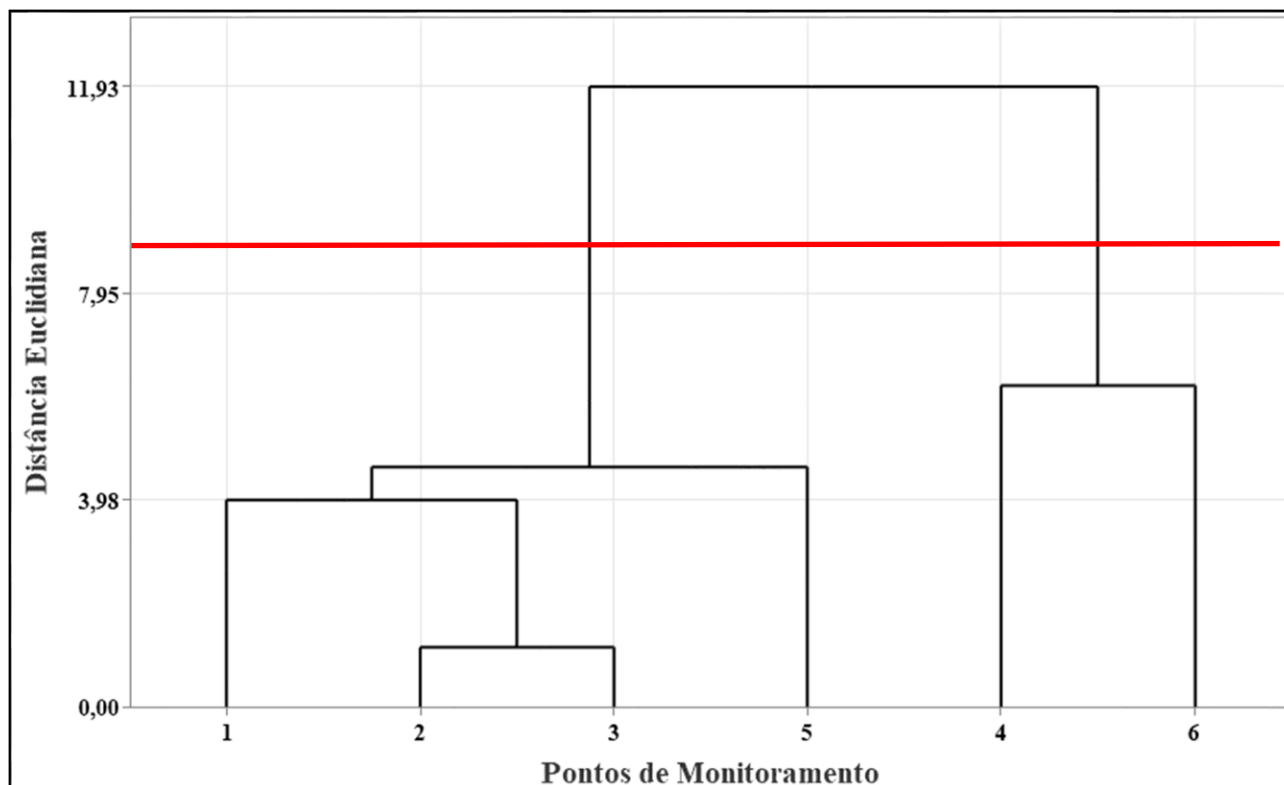
Tabela 5.80 - Distâncias euclidianas entre os grupos formados pela análise de cluster.

Passo	Número de grupos	Agrupamento	Distância Euclidiana	Diferença entre as distâncias
1	5	P2-P3	1,1393	-
2	4	P1-P2-P3	3,9707	2,8314
3	3	P1-P2-P3-P5	4,6076	0,6369
4	2	P4-P6	6,1768	1,5692
5	1	P1-P2-P3-P4-P5-P6	11,9259	5,7491

Fonte: Autor (2024).

Conforme a tabela 5.78, a maior diferença entre as distâncias ocorre entre o quarto e o quinto passo (5,7491), referente ao último agrupamento. Desse modo, a linha Phenon foi traçada na distância 9,05135, sendo a média das distâncias dos referidos passos. O dendrograma gerado pode ser observado abaixo:

Figura 5.43 - Dendrograma da análise de cluster, mostrando o agrupamento dos pontos de monitoramento.



Fonte: Autor (2024).

A partir do dendrograma, observa-se a formação de dois grandes grupos. O primeiro é formado pelos pontos 1, 2, 3 e 5, todos localizados à montante da área urbana. O segundo grupo é formado pelos pontos 4 e 6, localizados à jusante da área urbana, nos rios Corumbataí e Ribeirão Claro, respectivamente. Tal resultando é concordante com as análises realizadas individualmente para os parâmetros, que demonstraram uma tendência de maior degradação da qualidade da água nas proximidades do centro urbano de Rio Claro.

A maior semelhança entre os pontos 2 e 3 já era esperada devido à proximidade geográfica dos pontos. O maior distanciamento do ponto 5 em relação aos demais pontos que situam-se antes do perímetro urbano provavelmente se relaciona as maiores concentrações de ferro dissolvido, alumínio dissolvido e as menores concentrações de oxigênio dissolvido constatadas em relação a esses pontos.

Após a delimitação dos grupos, a análise de componentes principais foi aplicada individualmente a cada grupo, visando identificar os fatores que exerciam maior influência sobre cada um (SIMEONOV *et al.*, 2002; SINGH *et al.*, 2004; SHRESTHA e KAZAMA, 2006). Previamente, foi verificada a adequação geral dos dados ao processo, por meio do teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e do teste de esfericidade de Bartlett.

Tabela 5.81 - Resultados do teste de Kaiser-Meyer-Olkin para os dois grupos.

Grupo	KMO
1 (P1-P2-P3-P5)	0,649
2 (P4-P6)	0,612

Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.82 - Resultados do teste de esfericidade de Bartlett para os dois grupos.

Grupo	χ^2	Gl	p
1 (P1-P2-P3-P5)	721	136	<0,001
2 (P4-P6)	524	136	<0,001

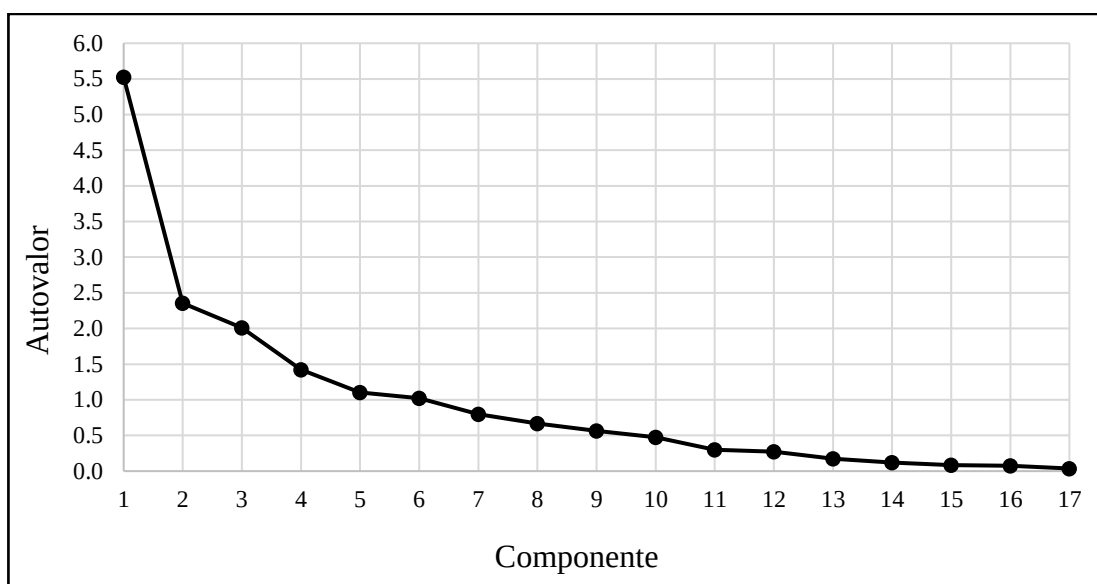
Fonte: Autor (2024).

Os valores acima de 0,5 para o teste KMO e o resultado significativo para o teste de esfericidade de Bartlett (rejeitando a hipótese nula de matriz identidade) demonstram a adequabilidade dos dados para a aplicação da ACP.

Visando a obtenção de dados relativos a todos os parâmetros para todas as observações, foram utilizadas as médias anuais dos períodos seco e chuvoso entre os anos de 2013 e 2022. O recorte temporal foi escolhido em função de alguns pontos apresentarem valores de clorofila-a apenas a partir de 2013. Foram então geradas as matrizes de correlação para cada grupo, aplicando-se a rotação *Varimax* (VEGA *et al.*, 1998; SINGH *et al.*, 2004; SHRESTHA e KAZAMA, 2006).

5.3.3.1 Aplicação da ACP ao Grupo 1

Para o grupo 1, relativo aos pontos localizados à montante da área urbana, foram constatadas seis componentes com autovalores superiores a um. A análise do gráfico scree-plot (Figura 5.59) demonstra uma quebra e tendência a horizontalização a partir da quarta componente. Devido a presença de cargas consideradas fortes ($> 0,75$), optou-se por seguir o critério de Kaiser e reter as seis primeiras componentes, que juntas explicam 79% da variação dos dados.

Figura 5.44 - Gráfico scree-plot com os autovalores das componentes do grupo 1.

Fonte: Autor (2024)

A matriz de correlação resultante da aplicação da ACP pode ser observada na tabela 5.81, com destaque para as maiores cargas de cada componente, em negrito.

Tabela 5.83 - Cargas obtidas para cada parâmetro relativo a cada componente (Grupo 1).

Variável	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6
pH	-0,1066	-0,7011	0,1281	-0,3890	-0,3602	-0,0964
OD	-0,2814	-0,6337	-0,4143	-0,0270	0,2060	-0,1323
Condutividade	0,0914	0,1522	0,9115	0,1797	0,0804	0,1415
DBO	0,3011	0,2720	0,0964	0,3449	0,1080	0,5061
Turbidez	0,9159	0,1717	-0,0283	0,1336	-0,0235	0,1723
Temperatura	0,2884	0,7110	0,1841	-0,0389	-0,2162	0,3779
N amoniacal	-0,1523	-0,0330	0,1311	0,8983	0,0958	-0,0217
Nitrato	-0,0687	-0,8328	-0,1820	0,0791	0,1369	0,3367
Fósforo Total	0,3404	-0,0155	0,0082	0,0922	0,6523	0,3254
E. Coli	0,7942	0,0491	-0,0319	-0,1073	-0,0116	0,0522
Clorofila-a	0,1467	-0,0319	0,1062	-0,0523	0,0687	0,9113
SDT	0,7955	0,2289	0,3017	0,1026	0,1930	0,0752
Cloreto	0,0534	0,1527	0,8933	0,1311	0,2315	-0,0256
Ferro Dissolvido	-0,0548	0,6265	0,4579	0,3729	0,1514	0,1716
Alumínio Dissolvido	0,2980	0,2176	0,2054	0,6246	-0,2135	0,0600
Sódio	-0,0445	-0,0498	0,2927	-0,0680	0,8624	-0,0607
Potássio	0,5532	-0,1103	0,5184	-0,0275	0,2289	0,2494
Autovalor	5,524	2,354	2,008	1,422	1,101	1,024
Variância explicada (%)	32,49	13,85	11,81	8,37	6,48	6,02
Variância acumulada (%)	32,49	46,34	58,15	66,52	73	79,02

Fonte: Autor (2024)

A CP 1 foi responsável por 32,49% da variância dos dados, tendo como variáveis mais significativas a turbidez, *E. Coli* e sólidos dissolvidos totais. De modo geral, pode-se inferir que a componente está relacionada à contaminação fecal, provavelmente derivada do arraste de dejetos animais originados nas extensas áreas de pastagem que encontram-se à montante da área urbana, em especial, nos pontos 2 e 3. A presença da turbidez na componente reforça essa hipótese, onde os valores de ambos os parâmetros aumentam consideravelmente na estação chuvosa, refletindo a ação mais intensa do escoamento superficial. Desse modo, têm-se também o aumento do carreamento de sais e íons dissolvidos, aumentando os valores de SDT. A *E. Coli* foi o parâmetro que mais apresentou desconformidades nos pontos do grupo 1, justificando o alto valor explicado da CP 1 e sua maior relação com a qualidade da água nesses pontos.

A CP2 foi responsável por 13,85% da variância dos dados, tendo como variáveis mais significativas a temperatura e o ferro dissolvido (positivas) e o pH, nitrato e OD (negativas). Desse modo, a componente está relacionada à fatores naturais e a erosão do solo, onde destaca-se a presença de latossolos e argissolos contendo altos teores de ferro e alumínio, discutidos nas seções 5.3.1.16 e 5.3.1.17. O arraste desse solos para os rios se intensifica na estação chuvosa, onde as temperaturas são maiores.

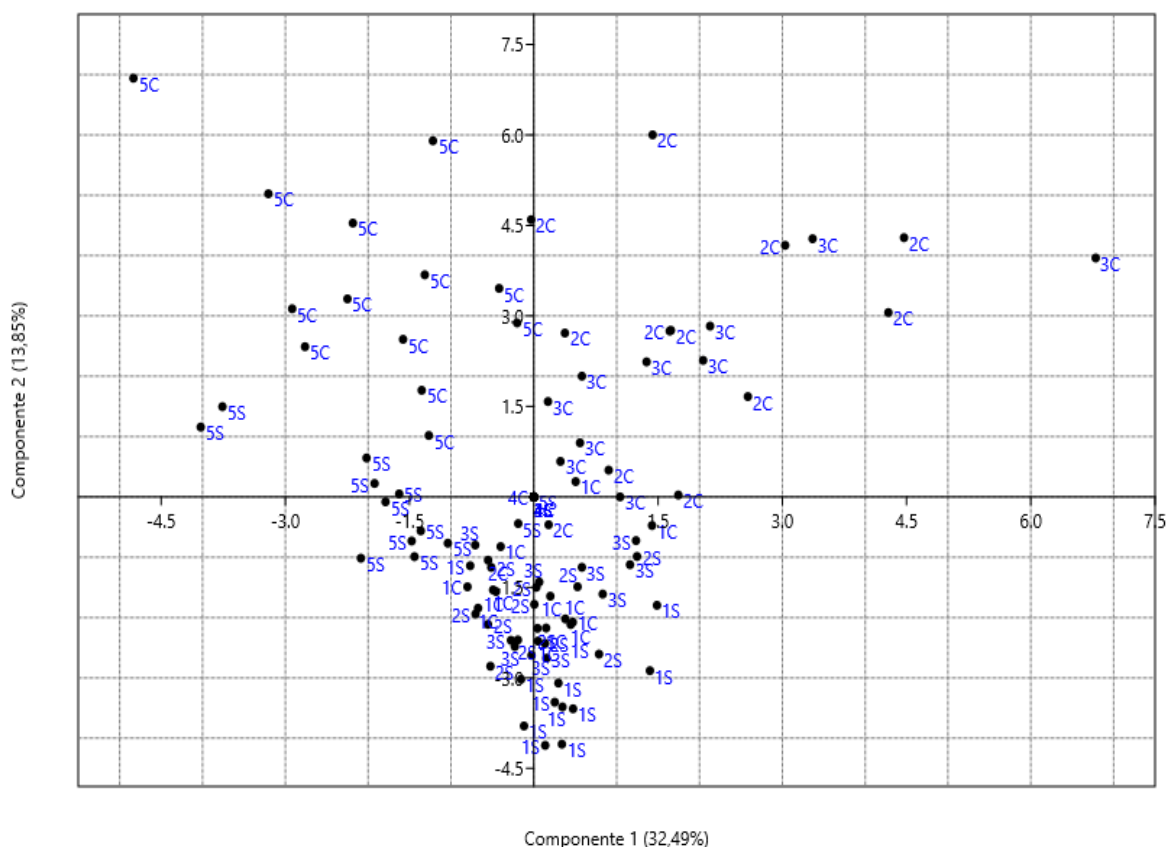
A relação inversa entre a temperatura e o OD se explica pela redução da solubilidade do oxigênio com o aumento da temperatura (ESTEVES, 2011). Shrestha e Kazana (2007) obtiveram o mesmo resultado para a CP2 em estudo sobre a bacia do Rio Fuji, no Japão, onde foi constatada relação inversa entre as duas variáveis na mesma componente, associada a fatores naturais. A baixa carga de pH provavelmente se relaciona ao maior aporte de matéria orgânica que chega aos rios na estação chuvosa, contribuindo também para a redução do OD, conforme discutido nas seções 5.3.1.1 e 5.3.1.2.

A CP3 explica 11,81% da variância dos dados e tem como variáveis mais significativas a condutividade e o cloreto, e em menor escala, o potássio. Assim, a componente provavelmente se relaciona às condições naturais da bacia, tendo um caráter especificamente mineral, relacionado a dissolução de rochas e solos. Simeonov et al. (2002) e Wunderlin et al. (2001) obtiveram resultados semelhantes em estudos sobre o Rio Saale na Alemanha e na bacia do Rio Suquia na Argentina, respectivamente. Os autores obtiveram componentes majoritariamente de composição mineral em áreas de baixa poluição.

A CP4 explica 8,37% da variação dos dados, tendo maior contribuição das variáveis nitrogênio amoniacal e alumínio dissolvido. A componente provavelmente se relaciona ao arraste dos solos, contendo altos teores de alumínio, e dos insumos agrícolas utilizados na monocultura da cana-de-açúcar na região. A CP5 explica 6,48% da variação dos dados e tem maior

contribuição do fósforo total e do sódio, sendo uma componente essencialmente relacionada às atividades agrícolas que ocorrem à montante do perímetro urbano. Por fim, a CP6 explica 6,02% da variância dos dados e tem maior contribuição da clorofila-a, sendo a componente relacionada ao processo de eutrofização.

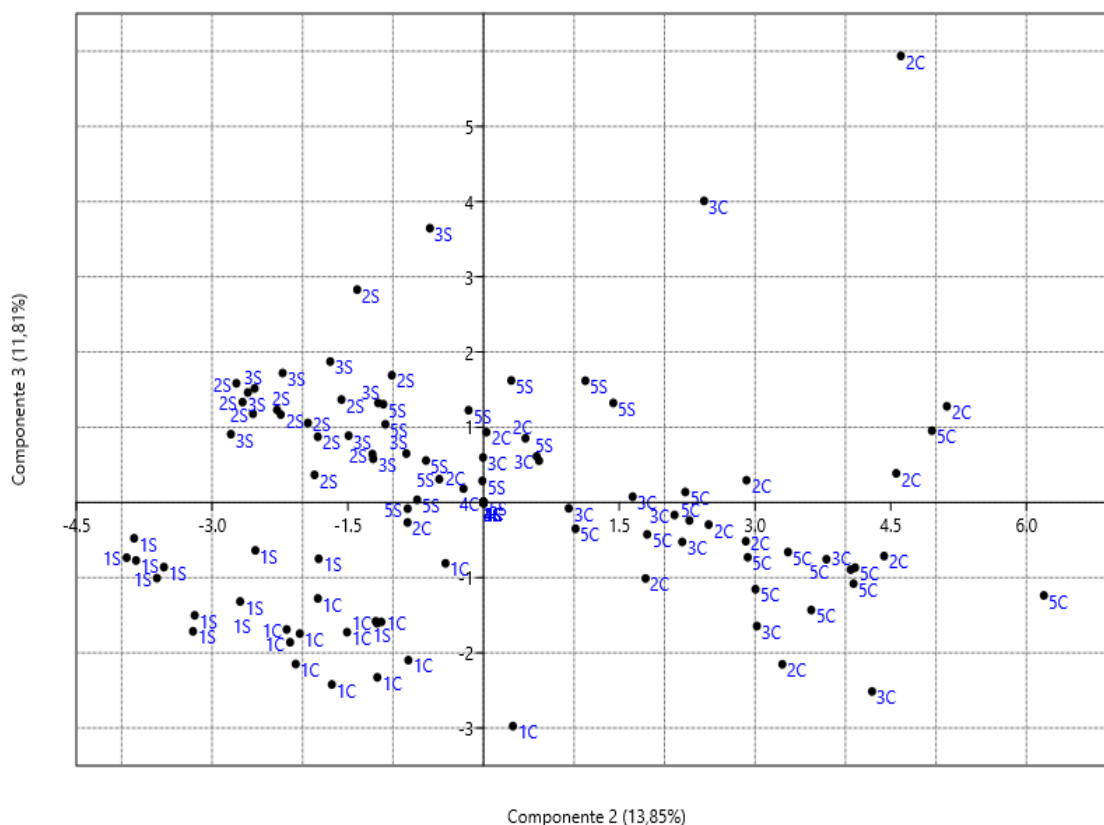
Figura 5.45 - Gráfico scatter plot de escores entre as duas primeiras componentes no grupo 1.



Fonte: Autor (2024). * S = Seco e C = Chuvoso

Pela análise do gráfico acima, relativo aos escores de cada observação em relação as duas primeiras componentes, percebe-se que as observações do ponto 5, em geral, apresentam relações negativas com a CP1, que diz respeito a contaminação fecal, assim como as observações do ponto 1, que apresentaram escores negativos ou positivos fracos. Os dois pontos em questão apresentaram poucas desconformidades de E. Coli e turbidez, ao contrário dos pontos 2 e 3, onde percebe-se alta relação com a componente 1 no período chuvoso. Destaca-se novamente que esses pontos localizam-se em áreas onde o uso do solo é predominantemente de pastagem. Por outro lado, os pontos 2, 3 e 5, especialmente no período chuvoso, apresentam relações positivas com a CP2, indicando maior relação com a erosão dos solos e a presença de ferro dissolvido nesses locais.

Figura 5.46 - Gráfico scatter plot de escores entre as CP's 2 e 3 para o grupo 1.



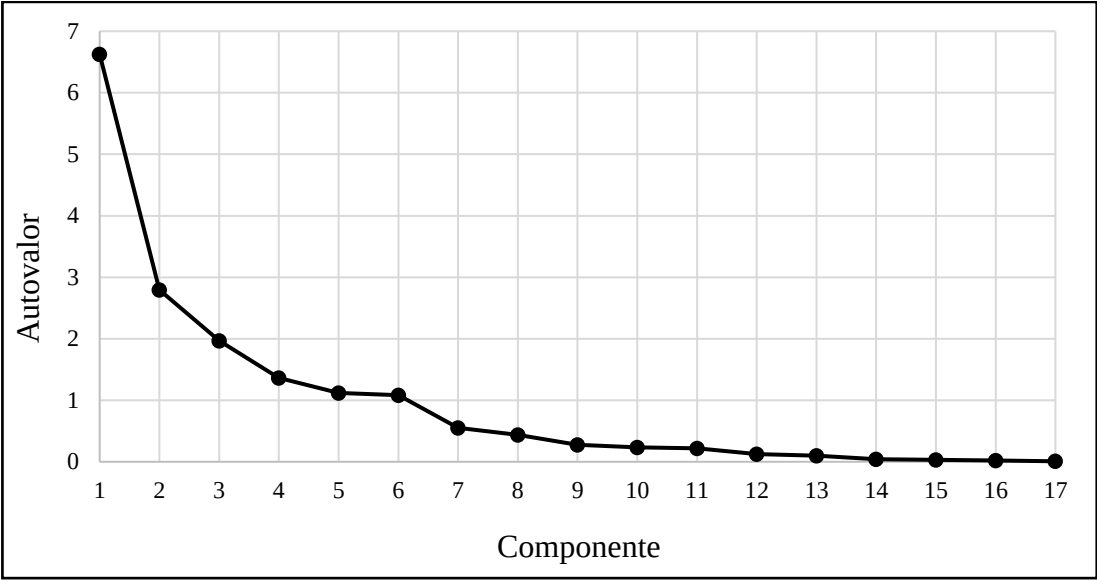
Fonte: Autor (2024). * S = Seco e C = Chuvoso

Pela relação das CP's 2 e 3, observa-se que o ponto 1 apresenta o comportamento mais homogêneo, onde quase todas as observações estão no mesmo quadrante, com relações negativas em ambas as componentes. Esse comportamento provavelmente se associa ao fato de o ponto se localizar na região da nascente do Rio Corumbataí, em local com baixa interferência antrópica, conforme evidenciado nas análises individuais dos parâmetros.

5.3.3.2 Aplicação da ACP para o Grupo 2

Para o grupo 2, relativo aos pontos localizados à jusante da área urbana (P4 e P6), foram identificadas novamente seis componentes com autovalores superiores a unidade. O gráfico scree plot apresenta uma quebra e tendência a horizontalização após a sexta componente. Desse modo, novamente optou-se por reter as seis primeiras componentes, que respondem por 88% da variância dos dados.

Figura 5.47 - Gráfico scree plot com os autovalores das componentes do Grupo 2.



Fonte: Autor (2024).

Tabela 5.84 - Cargas obtidas para cada parâmetro em relação a cada componente para o Grupo 2.

Variável	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6
pH	0,0435	-0,4144	0,3276	0,61198	-0,2329	0,2341
OD	0,1336	0,0338	-0,9062	-0,13391	0,0313	-0,1469
Condutividade	0,9432	-0,0679	0,0116	0,1824	-0,1591	0,0939
DBO	-0,0756	0,1632	-0,3226	0,81456	0,2029	-0,0866
Turbidez	-0,3381	0,1319	0,0179	-0,10333	0,8708	-0,1312
Temperatura	-0,3824	0,3984	-0,3291	-0,56215	0,254	0,2262
N amoniacal	0,3534	-0,234	-0,2153	0,6549	-0,1215	0,3932
Nitrato	0,8509	-0,163	0,4	-0,02848	-0,0775	0,0508
Fósforo Total	0,8408	0,0101	0,1647	0,0336	0,0294	0,0543
E. Coli	-0,3079	-0,2115	0,8189	0,01593	0,0682	-0,2246
Clorofila-a	0,1091	0,0344	0,0396	0,04105	-0,0149	0,9272
SDT	0,9524	-0,0277	0,0111	0,05001	0,0607	0,0105
Cloreto	0,9372	-0,0757	0,1162	0,10417	-0,169	0,0283
Ferro Dissolvido	-0,0955	0,9084	0,2038	-0,26995	-0,0114	0,0759
Alumínio Dissolvido	-0,0481	0,9545	0,0256	0,09119	0,0941	-0,0403
Sódio	0,926	-0,0444	0,1295	-0,00205	-0,0694	0,1205
Potássio	0,5522	-0,04	-0,1149	0,20187	0,6197	0,3619
Autovalor	6,626	2,795	1,968	1,364	1,119	1,082
Variância explicada (%)	38,98	16,44	11,58	8,02	6,58	6,37
Variância acumulada (%)	38,98	55,42	66,99	75,02	81,60	87,97

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

A CP1, responsável por explicar 38,98% da variância dos dados, tem como principais parâmetros a condutividade, SDT, Cloreto, Sódio, Nitrato e Fósforo Total. De modo geral, a

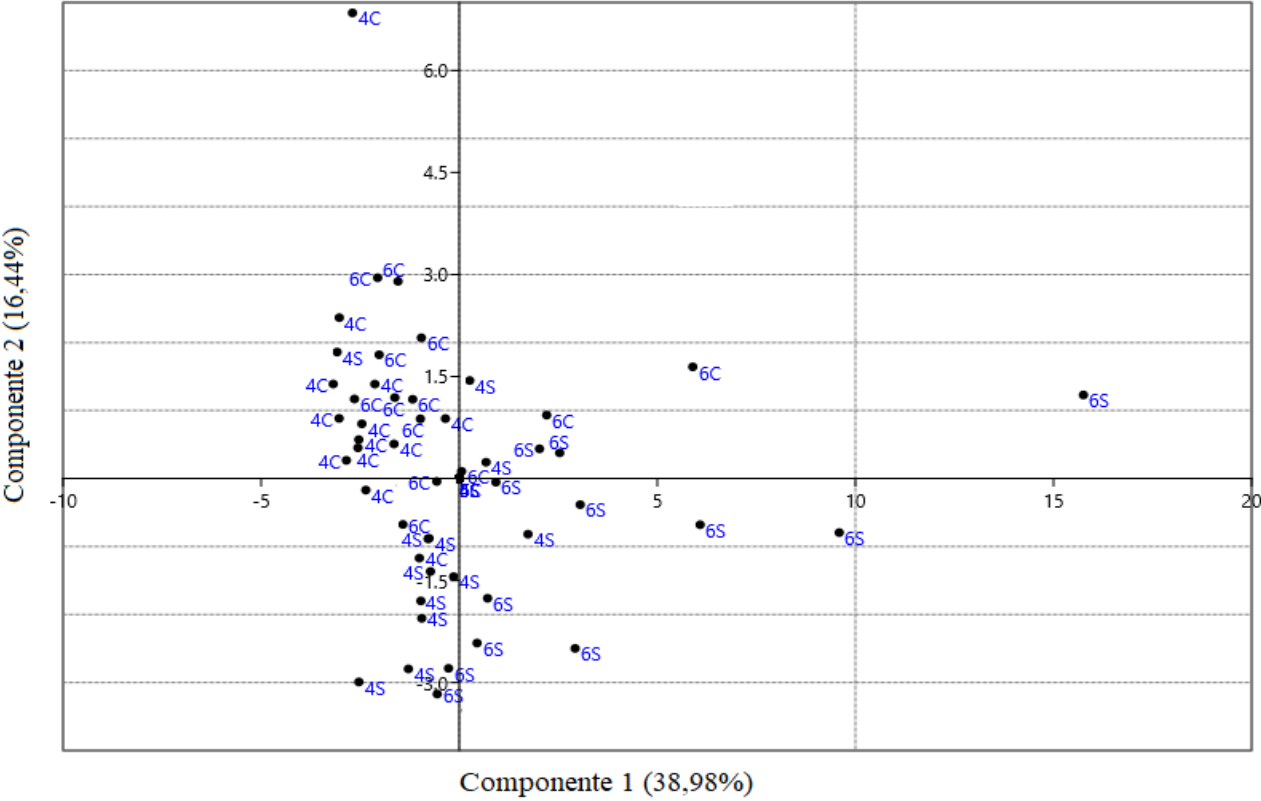
componente diz respeito a poluição por nutrientes, que pode ser resultante do lançamento de efluentes (esgoto) ou das atividades agrícolas que ocorrem no entorno dos dois pontos. A ausência de parâmetros como a DBO e a E. Coli nessa componente, bem como a observação de concentrações elevadas de fósforo mesmo nas áreas distantes do centro urbano, apontam para maior relação com a lixiviação de insumos agrícolas. Destaca-se ainda a alta concentração de sulfato nesses pontos, não utilizadas na aplicação da PCA.

A CP2, responsável por 16,44% da variância dos dados, tem como principais variáveis o ferro e o alumínio dissolvidos. Maiores escores encontrados na estação chuvosa (Figura 5.62) apontam para a origem natural desses elementos, derivados do arraste dos solos da região, intensificados nos períodos de maior precipitação. Desse modo, pode-se inferir que a componente se relaciona ao escoamento superficial relativo às condições naturais da região.

A CP3, que explica 11,58% da variância dos dados, tem como principais variáveis a E. Coli (positiva) e OD (negativa), estando assim relacionada a contaminação fecal provavelmente derivada do lançamento de esgoto *in natura* ou de efluentes de estações de tratamento, visto que os dois pontos apresentam ETE's à montante. Resultado semelhante foi obtido por Wunderlin *et al.* (2001), que constataram o parâmetro coliformes totais como a única variável com contribuição positiva significativa na CP3, em área que recebia descargas de esgoto bruto.

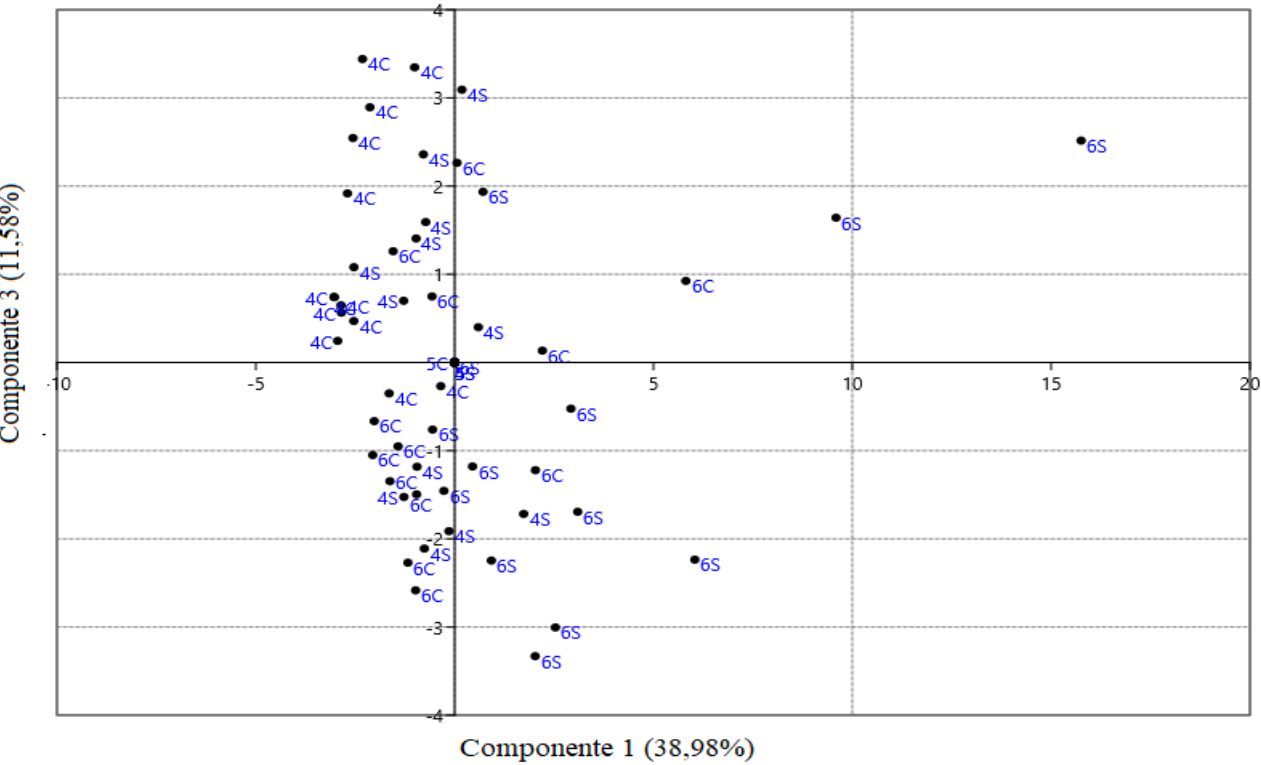
A CP4, responsável por 8,02% da variância dos dados, tem como principais variáveis a DBO, nitrogênio amoniacal e pH, estando assim associada a poluição orgânica por lançamentos pontuais. A CP5 explica 6,58% da variância dos dados e tem a turbidez e o potássio como principais componentes, estando associada a erosão do solo e fatores naturais. De acordo com Allan (1995), aproximadamente 90% do potássio presente nas águas de rios originam-se da dissolução de rochas. Por fim, a CP6 explica 6,02 da variância total e tem a clorofila-a como variável de maior carga, estando associada a eutrofização.

Figura 5.48 - Gráfico scatter plot de escores entre as duas primeiras componentes do Grupo 2.

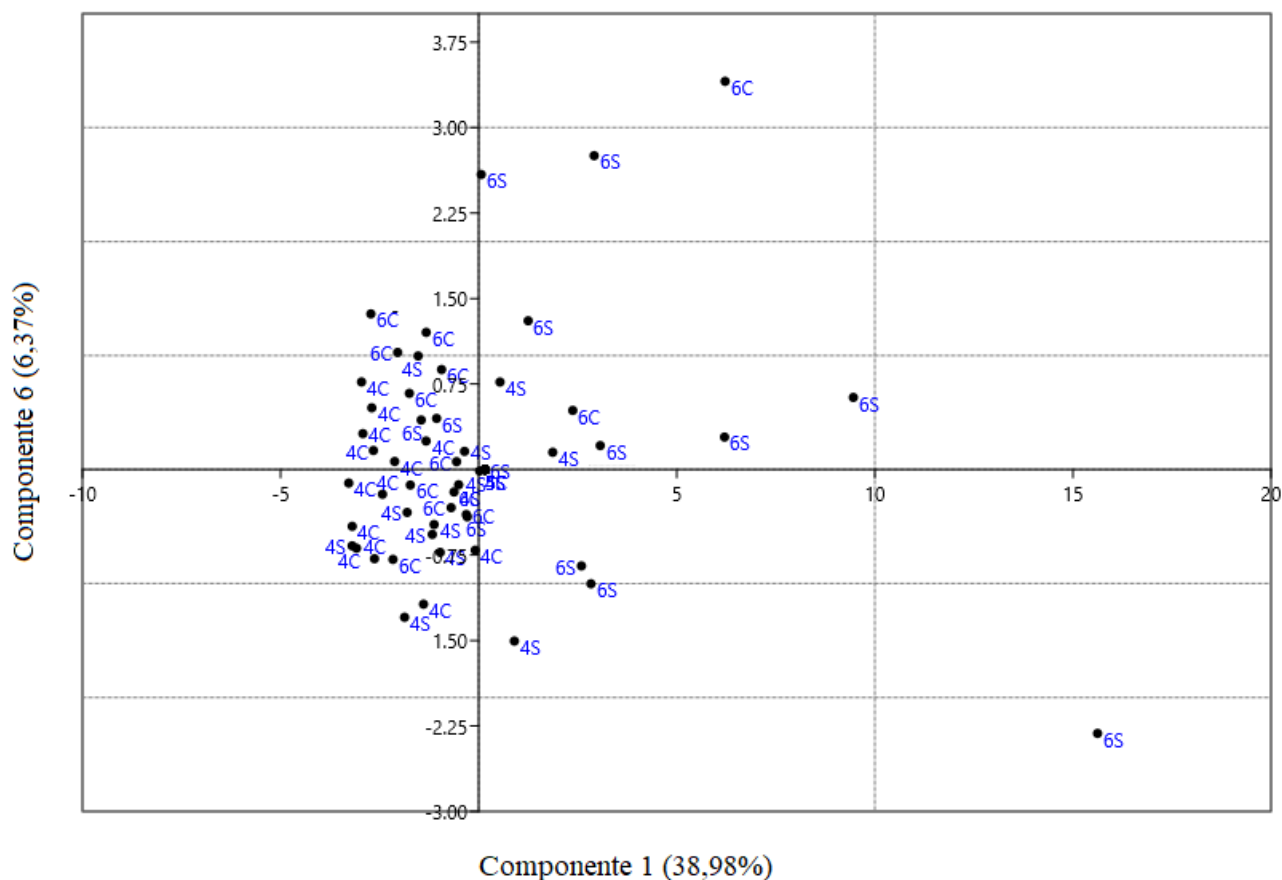


Fonte: Autor (2024). * S = Seco e C = Chuvoso

Figura 5.49 - Gráfico scatter plot de escores entre as componentes 1 e 3 do Grupo 2.



Fonte: Autor (2024).. * S = Seco e C = Chuvoso

Figura 5.50 - Gráfico scatter plot de escores entre as componentes 1 e 6 do Grupo 2.

Fonte: Autor (2024). * S = Seco e C = Chuvoso

O gráfico dos escores das componentes 1 e 2 indica maior relação positiva das observações do ponto 6 com a componente 1 (nutrientes), principalmente no período seco. Observa-se também que a maioria das observações com relações positivas com a CP2 (ferro e alumínio) são referentes ao período chuvoso, destacando a ocorrência natural desses elementos, intensificada pelas chuvas. O gráfico que relaciona as componentes 1 e 3 (Figura 5.49) destaca a maior relação do ponto 4 com a CP3 (contaminação fecal), enquanto as observações do ponto 6 apresentam um número consideravelmente maior de relações negativas. A gráfico que relaciona a CP1 e a CP6 (clorofila-a) aponta maior relação do ponto 6 com a última, indicando maior potencial de eutrofização no Ribeirão Claro. Tal resultado era esperado, considerando a maior concentração de nutrientes presentes.

A aplicação da ACP em clusters diferentes reunindo pontos com características semelhantes e, posteriormente, a utilização de gráficos de dispersão relacionando as componentes e as observações, permitiram uma visualização mais individualizada acerca dos fatores que possuem maior influência em cada local de monitoramento, tendo em vista as diferentes relações de uso e ocupação do solo.

6 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO CORUMBATAÍ

6.1 Referencial teórico

O processo de modelagem consiste em uma representação simplificada da realidade, desenvolvida através do estabelecimento de hipóteses sobre a estrutura ou comportamento de um sistema físico (RODRIGUES, 2005). Chapra (1997) define modelo matemático como uma formulação idealizada que representa a resposta de um sistema físico à estímulos externos, permitindo analisar reações de causa e efeito e visualizar o meio ambiente de forma integrada, associando características físicas, químicas e biológicas. O autor ainda destaca que os modelos permitem uma compreensão de como o meio funciona como um todo, ao invés da simples resolução de um problema particular.

Desse modo, é comum a aplicação de modelos que simulem o comportamento das características hidrológicas, físico-químicas e biológicas de corpos hídricos, permitindo uma avaliação sobre a sua capacidade de autodepuração e o transporte de poluentes, bem como a simulação de diferentes cenários no que tange ao desenvolvimento da região. Tais informações são de grande auxílio na gestão dos recursos hídricos, possibilitando, entre outros exemplos, a realização de estudos com custos e prazos reduzidos; projeções de impactos ambientais ocasionados pela pressão antrópica; estudos de concepção de sistemas de tratamento de efluentes e o estabelecimento de planos de gestão (CARNEIRO, 2021).

6.1.1 Tipos e propriedades dos modelos matemáticos de qualidade da água

De acordo com Von Sperling (2007), os modelos matemáticos são classificados em função de sua estruturação básica e de seus principais objetivos. Entre os principais tipos, cita-se os modelos distribuídos, agrupados, mecanísticos (ou conceituais), caixa preta (ou empíricos), modelos de estado estacionário e estado dinâmico.

Nos modelos distribuídos, as variações nas quantidades dos constituintes são funções contínuas do espaço e do tempo. Um exemplo desse tipo de modelo é o fenômeno da advecção-difusão para o transporte de substâncias em um corpo hídrico. Por outro lado, modelos agrupados agregam partes da descrição do sistema em um volume finito, onde assume-se a qualidade da água como uniforme e independente da posição. Têm-se como exemplo desse tipo de modelo, os reatores de mistura completa (VON SPERLING, 2007).

Os modelos mecanísticos são baseados em uma abordagem dedutiva, utilizando formulações teóricas conceitualmente estabelecidas que permitam uma análise de todo o processo. Tais modelos, aplicados ao estudo de qualidade da água, baseiam-se no princípio da conservação de massa. Os modelos empíricos apresentam-se como formulações mais simplificadas com uma abordagem indutiva, focando apenas no que é mensurável, ou seja, as variáveis de entrada e saída do modelo. Modelos empíricos são frequentemente baseados em técnicas de regressão entre as variáveis de entrada e saída e possuem limitações fundamentais quando comparados aos modelos mecanísticos (CHAPRA, 1997; VON SPERLING, 2007).

Os modelos determinísticos assumem o pressuposto de que existe o perfeito conhecimento do comportamento do sistema, ou seja, para determinado conjunto de dados de entrada, os dados de saída serão os mesmos. Entretanto, tal suposição é demasiadamente rigorosa para ser observada na prática, de modo que os modelos determinísticos ainda são, de certa forma, representações simplificadas da realidade (VON SPERLING, 2007). Os modelos estocásticos, por sua vez, baseiam-se em funções densidade de probabilidade onde as soluções não são únicas, podendo existir diferentes saídas para um mesmo conjunto de dados.

Os modelos de estado estacionário assumem que as propriedades hidráulicas do corpo hídrico, como a vazão, profundidade e largura do canal, são constantes ao longo do tempo e espaço, enquanto os modelos de estado dinâmico incorporam essas variações. A modelagem em estado dinâmico é consideravelmente mais complexa, e por esse motivo, frequentemente realizam-se simplificações de modo a tornar viável a sua aplicação. Desse modo, comumente utilizam-se modelos estacionários realizando a segmentação do corpo hídrico em diferentes trechos, onde cada um possui características constantes (CHAPRA, 1997).

Os modelos podem ainda ser classificados quanto a sua dimensionalidade. Podem ser unidimensionais, quando consideram apenas uma dimensão no espaço. Bidimensionais, onde as simulações desprezam uma das direções. Nesse contexto, a bidimensionalidade pode ser no plano (direção longitudinal e transversal), desprezando assim as variações na vertical, ou bidimensional no perfil (direções longitudinal e vertical), desprezando as variações na transversal. Por fim, os modelos podem ser ainda tridimensionais (SILVA, 2003).

Conforme Kauark-Leite e Nascimento (1993 *apud* Von Sperling, 2007), os modelos matemáticos apresentam ainda algumas propriedades requeridas para a sua aplicação, sendo elas:

- Ajuste aos dados experimentais: Refere-se a etapa de calibração do modelo, onde espera-se que os dados modelados se aproximem dos dados reais;

- Unicidade e identificabilidade: A unicidade refere-se a busca por um modelo único para um dado nível de representação, em vista de que modelos ambientais podem apresentar distintos conjuntos de coeficientes que levam a um ajuste semelhante em relação aos dados experimentais. A identificabilidade refere-se à obtenção de um conjunto único desses coeficientes;
- Minimalidade: A ideia da minimalidade é a busca pela redução prudente de redundância, partindo da premissa de que, se um modelo simples é suficiente para atender aos objetivos propostos, então, um modelo mais complexo não é necessário;
- Falsificabilidade: Refere-se à possibilidade de se invalidarem as hipóteses assumidas na construção do modelo;
- Poder de previsão: Relaciona-se a extensão do domínio de validade do modelo. Um modelo será mais justificado quanto maior for o seu campo de aplicabilidade.

6.1.2 Histórico dos modelos de qualidade da água

Considera-se que o início da modelagem da qualidade da água tenha ocorrido com a publicação do trabalho de H. W. Streeter e Earle B. Phelps sobre a poluição e purificação natural do Rio Ohio, nos Estados Unidos, em 1925. O modelo apresentado possuía caráter estacionário e abordava os dois principais mecanismos que governam o comportamento do oxigênio dissolvido em rios que recebem lançamento de esgoto: a decomposição da matéria orgânica e o processo de reaeração. Assim, era possível simular o comportamento dos parâmetros OD e DBO ao longo do corpo hídrico em estudo (STREETER e PHELPS, 1925).

No que tange à evolução histórica dos modelos de qualidade da água, Chapra (1997) realiza a divisão em quatro grandes fases, que se relacionam tanto às preocupações sociais quanto as capacidades computacionais disponíveis em suas respectivas épocas.

A primeira fase ocorreu entre 1925 e 1960, sendo marcada pelo foco nos despejos pontuais de esgoto urbano e na utilização do modelo de Streeter-Phelps e trabalhos subsequentes. Devido as limitações computacionais da época, as aplicações eram usualmente limitadas à cinética linear, geometrias simples dos rios e ao estado estacionário (CHAPRA, 1997).

Na segunda fase, datada de 1960 a 1970, o avanço dos computadores permitiu maior compreensão e aplicações práticas acerca dos problemas relacionados à qualidade da água. Diminuiu-se o foco nos problemas pontuais e surgiu a visão da bacia hidrográfica como um todo, adotando-se uma perspectiva holística. O foco dos estudos ainda eram, entretanto, os mecanismos envolvendo o oxigênio dissolvido (SILVA, 2003).

A terceira fase, entre 1970 e 1977, presenciou o nascimento de um movimento ecológico e a mudança das preocupações das fontes pontuais para o meio ambiente como um todo. O

principal problema desse período passou a ser o processo de eutrofização, tendo como consequência o aumento de estudos que visavam modelar os processos biológicos; pesquisas oceanográficas e modelos que abordavam nutrientes e a cadeia alimentar. Ainda, o avanço computacional da época permitia a modelagem de cinéticas não-lineares e do transporte tridimensional (CHAPRA, 1997).

A fase mais recente, que data de 1977 até os dias atuais, desenvolveu-se frente à crise de energia da década de 70. Teve como principal avanço o foco em problemas relacionados às substâncias tóxicas (como os metais) e ao material sólido, nos processos de sedimentação e ressuspensão de partículas. Observava-se ainda a preocupação com o acúmulo de substâncias tóxicas nos níveis tróficos dos ecossistemas (SILVA, 2003). O quadro abaixo apresenta um resumo das quatro fases apresentadas:

Quadro 6.1 - Fases da modelagem da qualidade da água.

Fase	Problema	Parâmetros analisados	Sistema	Cinética	Soluções
1925 – 1960 (Streeter-Phelps)	Efluentes primários e não tratados	DBO/OD	Córregos e estuários (unidimensional)	Linear	Analítica
1960 – 1970 (era computadorizada)	Efluentes primários e secundários	DBO/OD	Córregos e estuários (unidimensional e bidimensional)	Linear	Analítica e numérica
1970 – 1977 (biológica)	Eutrofização	Nutrientes	Córregos, estuários e lagos (unidimensional, bidimensional e tridimensional)	Não-linear	Numérica
1977 – presente	Poluentes tóxicos	Elementos orgânicos e metais	Interações sedimento-água e da cadeia alimentar (lagos, córregos e estuários)	Linear	Numérica e analítica

Fonte: Adaptado de Chapra (1997).

A escolha do modelo a ser utilizado depende de fatores como as características do sistema a ser simulado; o nível de precisão desejado; dos dados disponíveis e da disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados (OPPA, 2007). O quadro abaixo resume os principais modelos utilizados atualmente na modelagem da qualidade da água:

Quadro 6.2 - Modelos de qualidade da água usualmente utilizados.

Modelo	Responsável	Características
AQUASIM	EAWAG (1994), Suíça	Realiza simulações, análises de sensibilidade e estimativas de parâmetros a partir de dados reais. Permite a modelagem de sistemas de lodo ativado.
AQUATOX	EPA	É um modelo de simulação de poluentes em sistemas aquáticos, em especial, de nutrientes e substâncias químicas. Permite realizar análises de risco ecológico, considerando os efeitos dos poluentes em espécies de peixes, invertebrados e plantas aquáticas.
BASINS	USEPA (1996)	É um sistema de análise ambiental que permite múltiplos usos. Foi projetado para o uso das agências regionais, estatais, e estudos de qualidade da água. O modelo permite avaliar rapidamente uma grande quantidade de dados de fontes pontuais e difusas de poluição em um formato de fácil entendimento.
CE-QUAL-R1V1	US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station Environmental Laboratory (1990)	É um modelo unidimensional para a simulação da qualidade da água em rios onde a variação longitudinal é importante, mas as variações de profundidade e largura do canal podem ser desprezadas. Apresenta bons resultados para vazões não permanentes. Entre os parâmetros modelados, cita-se a temperatura, coliformes, nitrogênio, DBO, algas, fósforo, OD e metais.
CE-QUAL-W2	US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station Environmental Laboratory (1995)	É um modelo bidimensional que pode ser aplicado a rios, lagos, reservatórios e estuários. Tem a capacidade de modelar bacias inteiras, interligando os sistemas aquáticos supracitados. Permite a simulação de 22 parâmetros.
HEC-RAS	US Army Corps of Engineers	Permite a simulação de parâmetros de qualidade da água em uma dimensão no estado estacionário e em uma ou duas dimensões no estado dinâmico, além de simulações de transporte de sedimentos. Pode realizar a simulação dos parâmetros OD, DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, nitrito, algas, fósforo orgânico e fosfatos.

Quadro 6.2 - Modelos de qualidade da água usualmente utilizados (continuação).

Modelo	Responsável	Características
MIKE 11	Danish Hydraulic Institute	É um modelo unidimensional versátil e abrangente, sendo amplamente utilizado para a simulação da poluição e urbana e descargas intermitentes. Seus outros usos incluem ainda: análise de riscos de inundação; transporte de sedimentos; previsão de inundação de tempo real e avaliação da qualidade de água de rios, reservatórios e áreas alagadas. Permite a simulação de OD, DBO, coliformes, nitrogênio, fósforo, metais, fitoplâncton, zooplâncton e demanda bentônica
SWAT	USADA Agricultural Research Service	É um modelo desenvolvido para pequenas bacias e utilizado para simulações qualitativas e quantitativas em águas superficiais e subterrâneas. Também é utilizado para simulações de impactos ambientais derivados do uso do solo e mudanças climáticas. Tem ampla aplicação na prevenção e controle da erosão do solo e controle de fontes difusas de poluição.
WASP7	USEPA (2006)	É um modelo de sistemas aquáticos (coluna d'água e camada bentônica) que permite a modelagem em uma, duas ou três dimensões para vários poluentes. Considera os processos de advecção e difusão, além do aporte de cargas pontuais e difusas. Permite a modelagem de nitrogênio, fósforo, OD, DBO, algas, produtos químicos orgânicos, metais, mercúrio, agentes patogênicos e temperatura.
QUAL2E	EPA (Brown e Barnwell, 1987)	É um modelo abrangente e versátil, que permite a simulação de até 15 constituintes, sendo eles: OD, DBO, temperatura, algas, amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, três substâncias conservativas e uma arbitrária não conservativa. É um modelo unidimensional e que considera múltiplas fontes pontuais e difusas, tanto de contribuições como de abstrações (retiradas).

Fonte: Oppa (2007) e autor (2024).

6.2 O modelo QUAL2K

Originalmente desenvolvido por Steven C. Chapra, do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Tufts, o modelo QUAL2K (ou Q2K) foi idealizado para a simulação da qualidade da água em rios e córregos. O modelo apresenta-se como um versão modernizada do QUAL2E, desenvolvido pela EPA em 1987. Sua última versão (2.12) foi concebida em 2012.

O QUAL2K é um modelo unidimensional com canal bem misturado vertical e lateralmente, que apresenta fluxo constante e não uniforme. O corpo hídrico pode ser segmentado em diferentes trechos e elementos de características hidráulicas iguais, considerando o aporte de fontes pontuais e difusas de poluição. Permite ainda a inserção e segmentação de tributários conectados ao rio principal. O modelo é capaz de simular 20 parâmetros de qualidade da água, além de mais três constituintes especificados pelo usuário, conforme o quadro abaixo:

Quadro 6.3 - Parâmetros simulados pelo QUAL2K.

Variável	Símbolo	Unidade
Condutividade elétrica	s	µmhos
Sólidos suspensos inorgânicos	mi	mgD/L
Oxigênio dissolvido	o	mgO ₂ /L
DBOC reação lenta	cs	mgO ₂ /L
DBOC reação rápida	cf	mgO ₂ /L
Nitrogênio orgânico	no	µgN/L
Nitrogênio amoniacal	na	µgN/L
Nitrato	nn	µgN/L
Fósforo orgânico	po	µgN/L
Fósforo inorgânico	pi	µgN/L
Fitoplâncton	ap	µgN/L
Nitrogênio do fitoplâncton	IN _p	µgN/L
Fósforo do fitoplâncton	IP _p	µgN/L
Detritos	mo	mgD/L
Patógenos	x	UFC/100 ml
Alcalinidade	Alk	mgCaCO ₃ /L
Carbono inorgânico total	C _T	mole/L
Biomassa de algas de fundo	ab	mgA/m ²
Nitrogênio de algas de fundo	IN _b	mgN/m ³
Fósforo de algas de fundo	IP _b	mgP/m ⁴
Constituinte I		
Constituinte II		
Constituinte III		

Fonte: Chapra, Pelletier e Tao (2012).

As diferenças e novas funções do QUAL2K em relação ao QUAL2E e aos modelos anteriores são destacadas por Silvino (2008):

- Execução no ambiente Microsoft Windows utilizando o Excel como interface gráfica. As computações numéricas são programadas em Fortran 90 e as operações da interface na linguagem macro Visual Basic for Applications (VBA);

- Evolução em relação a segmentação do rio: Ao contrário do QUAL2E, o QUAL2K permite a divisão em trechos de diferentes tamanhos, além de um maior número total de trechos e elementos simulados. Essa limitação do QUAL2E prejudicava a sua precisão na modelagem de rios com grande extensão;

- A matéria orgânica passou a ser considerada de duas formas distintas por meio da DBO Carbonácea. A DBO de oxidação lenta (DBO_{lenta}) considera a presença da matéria orgânica estável, com baixas velocidades de decaimento. Já a DBO de oxidação rápida ($DBO_{rápida}$) considera a matéria orgânica biodegradável, comum em esgotos e outros tipos de efluentes;

- Inserção de situações de anoxia, onde as reações de oxidação são reduzidas a zero em baixos níveis de oxigênio. Nessas condições, as reações de desnitrificação são modeladas como uma reação de primeira ordem;

- Interações sedimento-água: Os fluxos de oxigênio dissolvido e nutrientes da relação sedimento-água são calculados internamente, sem necessidade de prescrevê-los manualmente. Desse modo, os fluxos citados são modelados em função da matéria orgânica particulada, das reações dentro dos sedimentos e das concentrações de formas solúveis nas águas sobrejacentes;

- Simulação de algas de fundo com estequiometria variável;
- Redução da luz disponível em função do fitoplâncton, detritos e sólidos inorgânicos presentes;

- Simulação do pH em função da alcalinidade e do carbono inorgânico total;
- Simulação de um patógeno genérico, com sua remoção ocorrendo em função da temperatura, luz e sedimentação;

- Especificação de parâmetros cinéticos para cada trecho, ao invés de considerá-los constantes para todo o rio;

- Possibilidade de modelar barragens e cachoeiras.

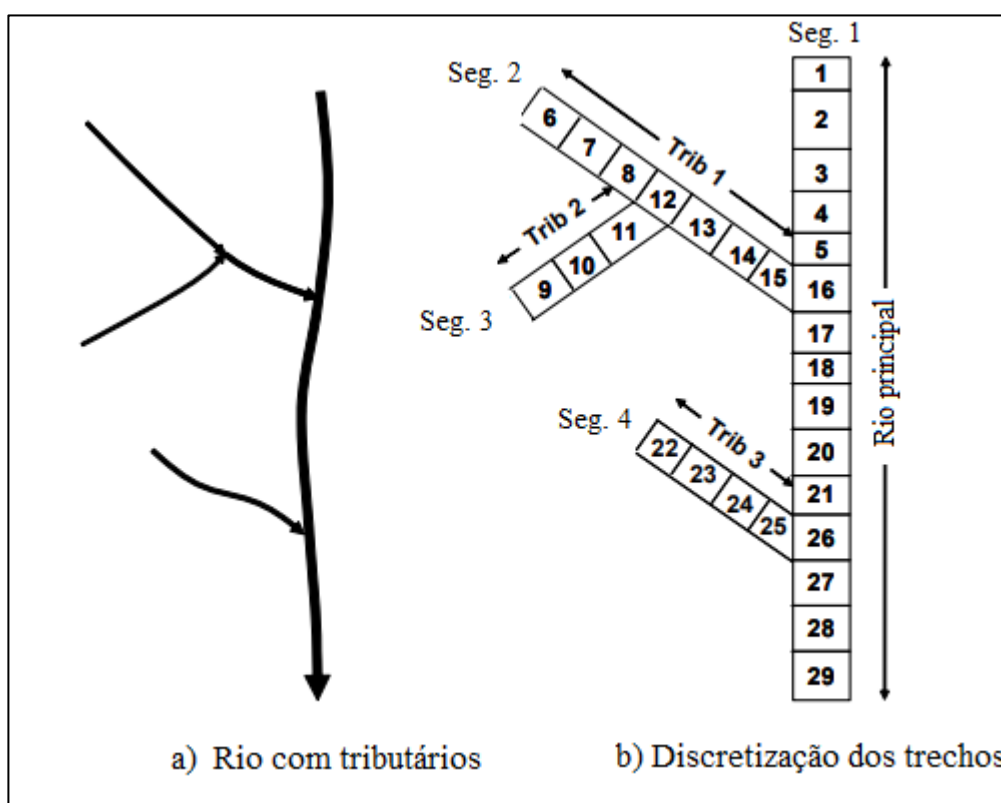
Nas seções seguintes, serão abordados os tópicos referentes a segmentação do modelo, ou seja, sua divisão em trechos; os balanços de vazão e de massa e os mecanismos que governam cada parâmetro simulado neste trabalho.

6.2.1 Segmentação Hidráulica

O QUAL2K representa o rio por uma série de trechos com características hidráulicas e coeficientes constantes. Os trechos, por sua vez, são subdivididos em elementos de tamanhos iguais. Conforme destacado na seção anterior, o QUAL2K permite que os elementos de trechos diferentes tenham tamanhos diferentes, não existindo obrigatoriedade de igual espaçamento entre os trechos ou elementos de trechos diferentes. Assim, um trecho pode, por exemplo, ser dividido em n_1 elementos de 1 km e outro ser dividido em n_2 elementos de 2 km.

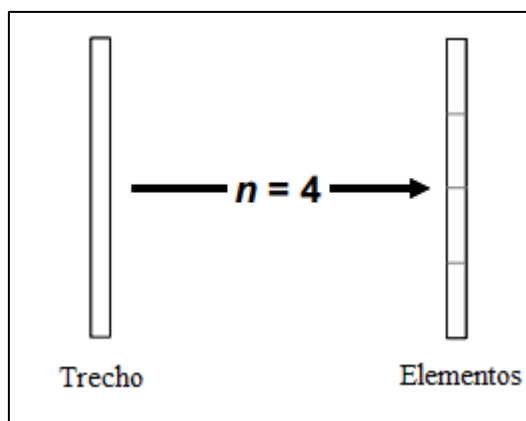
O modelo permite a inserção e simulação de tributários diretos e tributários de tributários, onde os trechos são numerados de forma crescente da nascente a foz do rio principal. O conjunto de trechos que representa um ramo principal do sistema (rio principal e afluentes) é denominado “segmento”. As figuras 6.1 e 6.2 elucidam a segmentação hidráulica realizada pelo modelo.

Figura 6.1 - Esquema da segmentação de um rio com tributários.



Fonte: Adaptado de Chapra, Pellletier e Tao (2012).

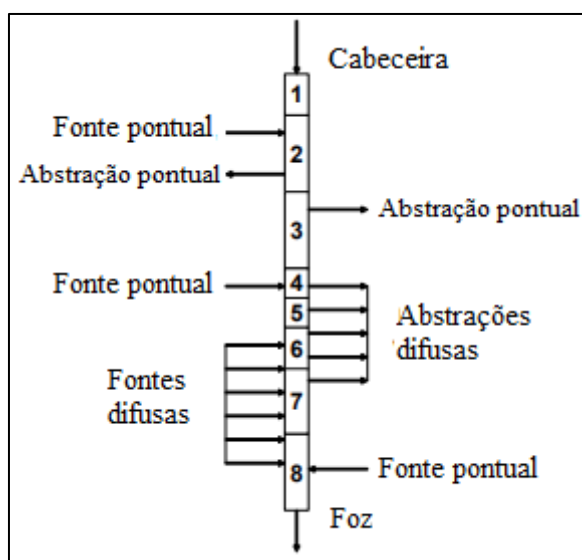
Figura 6.2 - Esquema da subdivisão de um trecho em elementos igualmente espaçados.



Fonte: Adaptado de Chapra, Pelletier e Tao (2012).

A inserção das fontes e retiradas (abstrações) pode ser posicionada em qualquer lugar ao longo do comprimento do canal. Assim, é possível simular os efeitos de aportes pontuais, como o lançamento de efluentes e captações superficiais, bem como o aporte de cargas difusas, como as do escoamento superficial. A figura 6.3 ilustra a distribuição das fontes ao longo de um rio ausente de tributários e com oito trechos:

Figura 6.3 - Esquema do computo das fontes e retiradas ao longo de um rio



Fonte: Adaptado de Chapra, Pelletier e Tao (2012).

6.2.2 Balanço de Fluxo

O balanço de vazão do modelo é implementado para cada elemento de cada trecho, considerando o estado estacionário, conforme a equação 6.1 (CHAPRA, PELLETIER, TAO, 2012):

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{in,i} - Q_{out,i} - Q_{evap,i} \quad (6.1)$$

Onde:

Q_i = vazão do elemento i ($m^3.d^{-1}$)

Q_{i-1} = vazão do elemento $i-1$ e que adentra o elemento i ($m^3.d^{-1}$)

$Q_{in,i}$ = vazão total de entrada no elemento i por fontes pontuais e difusas ($m^3.d^{-1}$)

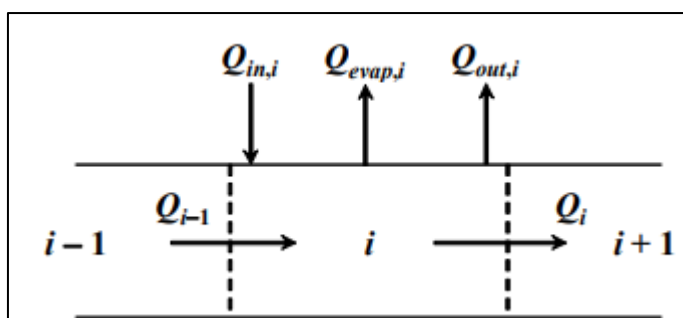
$Q_{out,i}$ = vazão total de saída do elemento i por fontes pontuais e difusas ($m^3.d^{-1}$)

$Q_{evap,i}$ = vazão total de saída do elemento i por efeito da evapotranspiração ($m^3.d^{-1}$)

Assim, a vazão em cada elemento é computada simplesmente como a vazão de entrada advinda do elemento anterior, acrescidas as vazões pontuais e difusas que adentram o elemento e subtraídas as retiradas pontuais e difusas e a perda por evaporação. As perdas por evaporação não são automaticamente implementadas, ficando o usuário responsável por decidir aplicá-las ou não. Em caso positivo, deve-se fornecer as taxas em $mm.d^{-1}$ para cada trecho, que serão convertidas para $m.d^{-1}$ e multiplicadas pela área superficial do elemento, gerando assim a vazão em $m^3.d^{-1}$.

Para o primeiro elemento do primeiro trecho de um segmento, denominado cabeceira, a vazão deve ser inserida manualmente, em vista de não existir o elemento $i-1$ para o cômputo do elemento i .

Figura 6.4 - Esquema do balanço de vazão.



Fonte: Adaptado de Chapra, Pelletier e Tao (2012).

As fontes e retiradas difusas são distribuídas linearmente ao longo de um comprimento que deve ser especificado pelo usuário, com início e fim relativos à distância da foz do rio principal. O cálculo das contribuições e retiradas pontuais e difusas são evidenciadas nas equações 6.2 e 6.3:

$$Q_{in,i} = \sum_{j=1}^{psi} Q_{ps,i,j} + \sum_{j=1}^{npsi} Q_{nps,i,j} \quad (6.2)$$

$$Q_{out,i} = \sum_{j=1}^{pai} Q_{pa,i,j} + \sum_{j=1}^{npai} Q_{npa,i,j} \quad (6.3)$$

Onde:

$Q_{ps,i,j}$ = j-ésima fonte pontual de vazão no elemento i ($m^3.d^{-1}$)

psi = total de fontes pontuais no elemento i

$Q_{nps,i,j}$ = j-ésima fonte difusa de vazão no elemento i ($m^3.d^{-1}$)

npsi = total de fontes difusas no elemento i

$Q_{pa,i,j}$ = j-ésima retirada pontual de vazão no elemento i ($m^3.d^{-1}$)

pai = total de retiradas pontuais no elemento i

$Q_{npa,i,j}$ = j-ésima retirada difusa de vazão no elemento i ($m^3.d^{-1}$)

npai = total de retiradas difusas no elemento i

6.2.3 Balanço de Massa

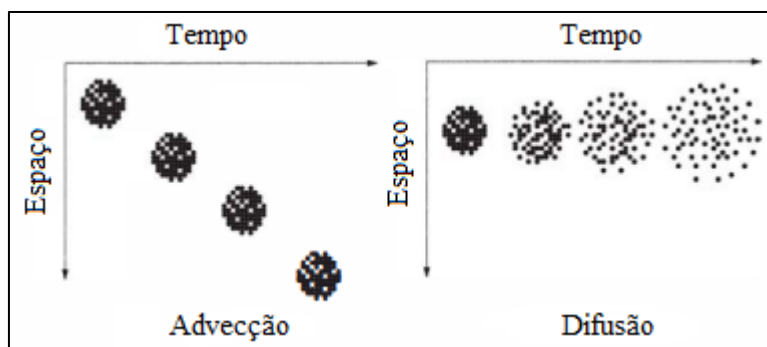
As mudanças nas concentrações de constituintes ao longo do percurso de um corpo hídrico devem-se à quatro fenômenos principais: Advecção, difusão, conversão e também das fontes externas (entradas e saídas). Em rios, a advecção é o principal mecanismo do transporte de poluentes (VON SPERLING, 2007).

O fenômeno da advecção é resultado do movimento unidirecional do fluido, sem alterar a identidade da substância transportada, transportando a matéria de uma posição no espaço para outra. No caso específico dos rios, o constituinte é movido da montante para a jusante como resultado do movimento do próprio líquido (VON SPERLING, 2007).

A difusão refere-se ao movimento de massa devido ao movimento aleatório da água ou a mistura. Tal tipo de transporte causa a diluição da substância ao longo do tempo, com um desprezível movimento em seu centro de massa. É um processo dividido em dois tipos, de acordo com a sua escala. Em escala microscópica, têm-se a difusão molecular resultante do movimento Browniano aleatório das moléculas de água. Em uma escala maior, têm-se difusão turbulenta,

também causada por movimentos aleatórios advindos de redemoinhos, turbilhões e outros fenômenos que podem estar associados à ação dos ventos. Em ambos os casos, há a tendência de minimização do gradiente por meio do movimento da massa de regiões mais concentradas para regiões menos concentradas (CHAPRA, 1997).

Figura 6.5 - Esquema representativo dos fenômenos de advecção e difusão.



Fonte: Adaptado de Chapra (1997).

Conforme Silvino (2008), muitas vezes os termos difusão e dispersão são usados sem nenhuma distinção. De modo geral, o transporte relacionado à ação molecular e turbulenta, devido ao movimento aleatório do constituinte no meio líquido no tempo, é denominado difusão. A dispersão, por outro lado, se relaciona ao transporte associado as variações de velocidade através da seção de fluxo, devido ao movimento diferencial da água no espaço. Pode-se citar como exemplo deste último caso, as diferenças de velocidade entre o centro e as margens de um rio.

As conversões citadas anteriormente referem-se ao decaimento ou transformações sofridas pelos constituintes ao longo do tempo. As fontes externas referem-se a fontes ou sumidouros de entrada e saída de vazão e poluentes. À luz dos principais fenômenos que governam a concentração de poluentes em rios, Palmieri (2004) apresenta a equação básica do transporte de massa unidimensional em rios:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial(A_x D_L \partial C / \partial x)}{A_x \partial x} - \frac{\partial(A_x \bar{u} C)}{A_x \partial x} + \frac{dC}{dt} + \frac{s}{V} \quad (6.4)$$

Onde:

$\frac{\partial C}{\partial t}$ = Gradiente de concentração local, ou taxa de acumulação de massa

$\frac{dC}{dt}$ = Fontes internas de geração e consumo de constituintes, como o decaimento

C = Concentração (ML^{-3})

t = Tempo (T)

A_x = Área da seção transversal (L^2)

D_L = Coeficiente de dispersão longitudinal (L^2T^{-1})

$\bar{U}$ = Velocidade média (LT^{-1})

s = Fontes externas (entradas ou saídas)

V = Volume de controle em determinado elemento (L^3)

A premissa da equação 6.4 consiste em sua aplicação inicial no elemento da cabeceira, sendo então repetida para todo o sistema até que as condições do regime estacionário sejam atendidas, ou seja, $\partial C / \partial t = 0$, que corresponde ao tempo necessário para uma partícula, no ponto mais distante, alcançar o final do sistema (LIMA, 1998).

Considerando que o incremento de volume é dado pelo produto entre a área da seção transversal e a variação espacial, têm-se que $V = A_x \cdot dx$. Desse modo, a equação 6.4 toma a mesma forma da equação apresentada por Chapra (1997):

$$V \frac{\partial C}{\partial t} = \underbrace{\frac{\partial(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} dx}_{\text{Dispersão}} - \underbrace{\frac{\partial(A_x \bar{u} C)}{\partial x} dx}_{\text{Advecção}} + \underbrace{V \frac{dC}{dt}}_{\text{Decaimento}} + \overbrace{s}^{\text{Fontes externas}} \quad (6.5)$$

As equações apresentadas acima regem o balanço de massa do QUAL2E. Para o QUAL2K, com exceção das algas de fundo, o balanço de massa para a concentração de determinado componente em um elemento i é dado então pela seguinte equação diferencial (KNAPIK *et al.*, 2011):

$$\frac{dci}{dt} = \frac{Qi-1}{Vi} Ci - 1 - \frac{Qi}{Vi} Ci - \frac{Qout,i}{Vi} Ci + \frac{Ei-1}{Vi} (Ci - 1 - Ci) + \frac{Ei}{Vi} (Ci + 1 - Ci) + \frac{Wi}{Vi} + Si \quad (6.6)$$

Onde:

ci = Concentração de saída de determinado constituinte do elemento i ($g.m^3$)

C_{i-1} = Concentração de saída de determinado constituinte do elemento $i-1$ e de entrada no elemento i (g/m^3)

C_{i+1} = Concentração de saída de determinado constituinte do elemento $i+1$ (g/m^3)

V_i = Volume do elemento i (m^3)

E_{i-1} = Coeficiente de dispersão longitudinal na saída do elemento $i-1$ e entrada do elemento i (m^2/d)

E_i = Coeficiente de dispersão longitudinal de saída do elemento i (m^2/d)

S_i = Fontes externas (aportes ou sumidouros) de constituintes devido aos mecanismos de transferência de massa e reações ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ ou $\text{mg}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$)

W_i = Carga externa introduzida no elemento i ($\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$ ou $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$)

Em que:

$$W_i = \sum_{j=1}^{psi} Q_{ps,i,j} C_{ps,i,j} + \sum_{j=1}^{npsi} Q_{nps,i,j} C_{nps,i,j} \quad (6.7)$$

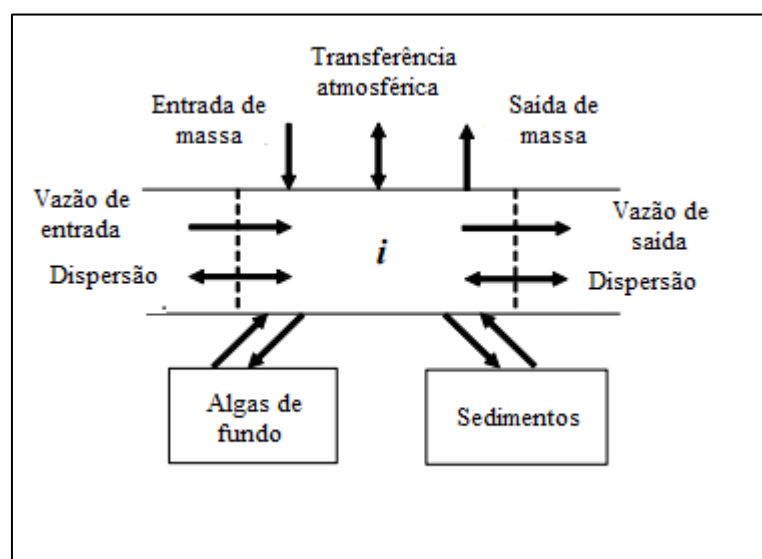
Onde:

$C_{ps,i,j}$ = j -ésima concentração pontual de determinado constituinte ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)

$C_{nps,i,j}$ = j -ésima concentração difusa de determinado constituinte ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)

A figura abaixo apresenta um esquema do balanço de massa realizado pelo modelo para cada elemento:

Figura 6.6 - Esquema do balanço de massa do QUAL2K.



Fonte: Adaptado de Chapra, Pelletier e Tao (2012).

6.2.4 Características Hidráulicas

Uma vez computada a vazão para cada elemento, a velocidade e a profundidade podem ser calculadas de três maneiras, a escolha do usuário: Represas, método da curva chave e equação de manning. Devido a disponibilidade de dados, o método escolhido para esse trabalho foi o da curva-chave. Ainda, Barnwell *et al.* (2004, *apud* BÁRBARA 2006) recomendam a preferência desse método em relação a equação de manning, devido a existência de elevada margem de erro no cálculo da estimativa do coeficiente de manning para a seção trapezoidal (adotada pelo QUAL2K), o que pode invalidar os resultados obtidos.

A relação da profundidade, velocidade e largura do canal em função da vazão foi primeiramente proposta por Leopold e Maddock (1953):

$$U = aQ^b \quad (6.8)$$

$$H = \alpha Q^\beta \quad (6.9)$$

$$B = cQ^f \quad (6.10)$$

Onde U, H e B representam a velocidade média, profundidade média e largura do canal, respectivamente. As variáveis a, b, α , β , c e f são coeficientes empíricos obtidos através da curva gerada entre a vazão e o parâmetro de interesse. A soma dos expoentes b, β e f e o produto dos coeficientes a, α e c devem, em ambos os casos, ser igual a unidade. Por fim, o produto dos valores da velocidade, profundidade e largura do canal para uma dada vazão deve ser igual a essa vazão (LEOPOLD e MADDOCK, 1953).

Valores típicos dos expoentes b, β e f podem ser observados na tabela abaixo:

Tabela 6.1 - Valores típicos dos expoentes das correlações hidrogeométricas.

Expoente	Faixa de variação	Valor típico
b	0,3 - 0,7	0,45
β	0,1 - 0,6	0,4
f	0,05 - 0,25	0,15

Fonte: Chapra (1997).

A seguir, são apresentados os mecanismos que regem os principais parâmetros de qualidade da água simulados.

6.2.5 Oxigênio Dissolvido

De acordo com Von Sperling (2007), a queda dos níveis de oxigênio dissolvido é a repercussão mais nociva da poluição de um corpo hídrico por matéria orgânica. Os fatores envolvidos no consumo do oxigênio correspondem a oxidação da matéria orgânica; demanda bentônica, nitrificação e respiração. Os fenômenos responsáveis pela produção de oxigênio são a reaeração atmosférica e a fotossíntese.

O QUAL2K considera todos esses fatores no balanço do oxigênio dissolvido, realizando a distinção entre fitoplâncton e algas de fundo para a respiração e a fotossíntese. Em relação ao fenômeno da reaeração, o modelo leva em consideração a concentração de saturação do oxigênio dissolvido. Se a concentração do meio for menor que a concentração de saturação, a reaeração aumenta os níveis de oxigênio. Em caso de supersaturação, a concentração diminui devido a reaeração.

O balanço geral do oxigênio dissolvido realizado pelo modelo é dado então pela equação 6.11, onde os três últimos termos são abordados em sequência (CHAPRA, PELLETIER, TAO, 2012):

$$S_0 = r_{oa}(\text{PhytoPhoto} - \text{PhytoResp}) + r_{oa}\left(\frac{\text{BotAlgPhoto}}{H} - \frac{\text{BotAlgResp}}{H}\right) - r_{oc}\text{FastCOxid} - r_{on}\text{NH}_4\text{Nitr} + \text{Oxreaer} \quad (6.11)$$

Onde:

S_0 = Concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)

r_{oa} = Razão entre o oxigênio produzido/consumido e a presença de fitoplâncton/algas ($\text{mgO}\cdot\text{mgA}^{-1}$)

PhytoPhoto = Produção de oxigênio pela fotossíntese do fitoplâncton ($\text{mgA}/\text{m}^3\cdot\text{d}$)

PhytoResp = Consumo de oxigênio devido a respiração do fitoplâncton ($\text{mgA}/\text{m}^3\cdot\text{d}$)

BotAlgPhoto = Produção de oxigênio pela fotossíntese das algas de fundo ($\text{mgA}/\text{m}^2\cdot\text{d}$)

BotAlgResp = Consumo de oxigênio devido a respiração das algas de fundo ($\text{mgA}/\text{m}^2\cdot\text{d}$)

H = Profundidade média do elemento (m)

r_{oc} = Oxigênio necessário para a oxidação do carbono (gO_2/gC)

FastCOxid = Consumo de oxigênio pela oxidação da DBOC_R ($\text{mgO}_2/\text{L}\cdot\text{d}$)

r_{on} = Oxigênio necessário para a nitrificação da amônia (gO_2/gN)

NH_4Nitr = Consumo de oxigênio pela nitrificação da amônia ($mgN/m^3.d$)

$Oxreaer$ = Aumento ou redução de oxigênio devido ao processo de reaeração ($mgO_2.L^{-1}$)

$$FastCOxid = F_{axc}.Kdc.c_f \quad (6.12)$$

Onde:

F_{axc} = Atenuação devido à baixa concentração de oxigênio

Kdc = Taxa de oxidação da $DBOC_R$, dependente da temperatura (d^{-1})

c_f = Concentração da $DBOC_R$ ($mgO_2.L^{-1}$)

$$NH_4Nitr = F_{oxna}.Kna.n_a \quad (6.13)$$

Onde:

F_{oxna} = Atenuação devido à baixa concentração de oxigênio

Kna = Taxa de nitrificação da amônia, dependente da temperatura (d^{-1})

n_a = Concentração de amônia no meio líquido (mgN/m^3)

$$Oxreaer = Ka(O_s - O) \quad (6.14)$$

Onde:

Ka = Taxa de reaeração, dependente da temperatura (d^{-1})

O_s = Concentração de oxigênio de saturação, dependente da temperatura e elevação ($mgO_2.L^{-1}$)

O = Concentração de oxigênio dissolvido ($mgO_2.L^{-1}$)

A equação 6.11 não apresenta explicitamente o consumo de oxigênio referente a demanda bentônica, estando essa associada aos processos da DBO. De forma similar, o consumo referente à morte e decomposição algal também foi incorporado a DBO.

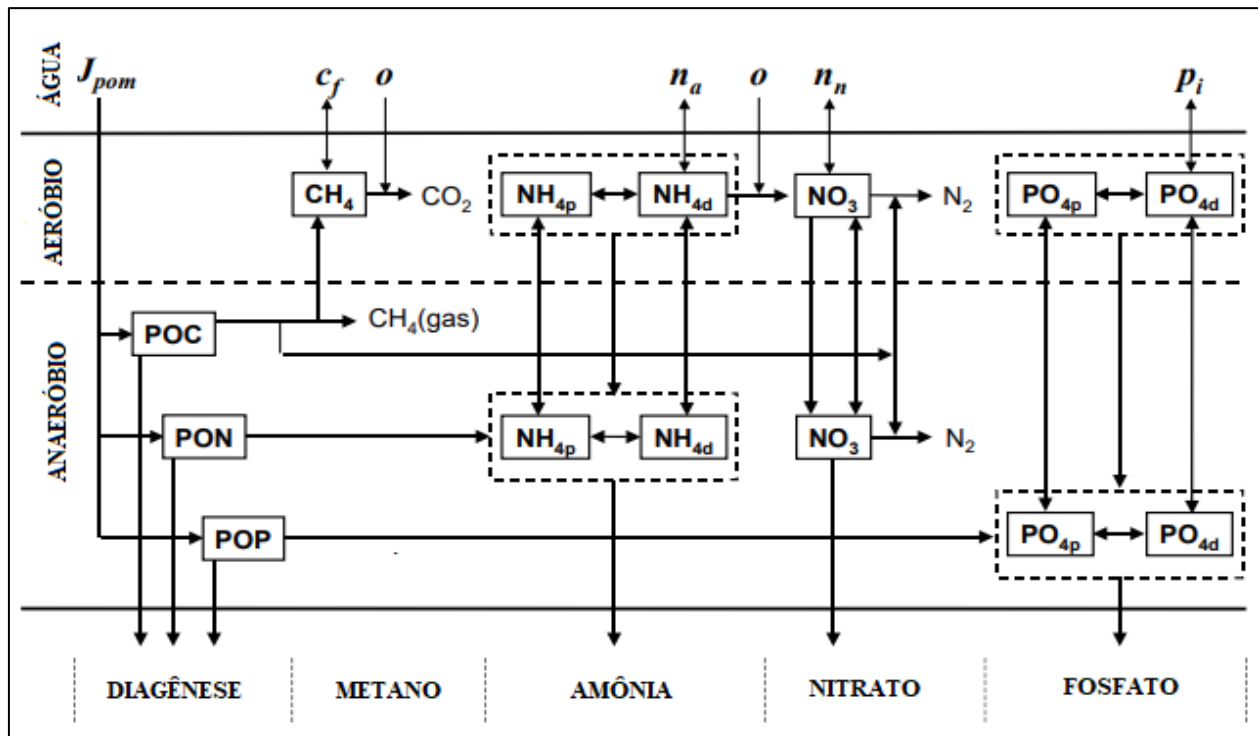
A demanda de oxigênio do sedimento (SOD) ou demanda bentônica, refere-se ao consumo de oxigênio proveniente da sedimentação da matéria orgânica em suspensão em determinado trecho do curso d'água. É expressa em relação à quantidade de oxigênio utilizado por unidade de área e tempo ($gO_2/m^2.d$). Os depósitos de lodo formados normalmente apresentam uma camada superficial aeróbia de pouca espessura, seguida por uma camada inferior anaeróbia mais grossa (VON SPERLING, 2007).

Os principais fatores que afetam a demanda bentônica são a temperatura, concentração de oxigênio na interface sedimento-água, comunidade biológica presente, características orgânicas e físicas do sedimento, velocidade sobre os sedimentos e as características químicas da água intersticial. Cada um desses fatores é ainda resultante da interação de outros processos que ocorrem no sistema aquático (BOWIE *et al.*, 1985).

Ao invés de coeficientes prescritos manualmente, que apresentam grande incerteza devido as dificuldades de sua determinação, o QUAL2K trabalha com uma metodologia interna de cálculo para a demanda bentônica e o fluxo de nutrientes nos sedimentos.

Os fluxos de oxigênio e nutrientes na interface sedimento-água são computados baseando-se no fluxo descendente da matéria orgânica particulada advinda das águas sobrenadantes. Os sedimentos são divididos em duas camadas, uma superficial aeróbia fina (aproximadamente 1 mm) seguida por uma camada anaeróbia grossa (10 cm). Partindo dessa premissa, as frações particuladas de carbono orgânico, fósforo e nitrogênio adentram a camada anaeróbia através da sedimentação da matéria orgânica (fitoplâncton e detritos) e são convertidas em metano, fósforo inorgânico e amônia, respectivamente. Esses constituintes são então transportados para a camada aeróbia, onde parte do metano e da amônia são oxidadas em CO_2 e nitrato, respectivamente. Parte do metano gerado é incluído na concentração da DBO, no termo cf da equação 6.12, enquanto que a sua oxidação resulta em consumo de oxigênio. De forma semelhante, parte da amônia gerada é incluída no termo n_a da equação 6.13, enquanto a sua oxidação em nitrato resulta em consumo do oxigênio. A soma dessas parcelas de consumo de oxigênio constitui a demanda bentônica. A figura 6.7 ilustra esse processo.

Figura 6.7 - Esquema do fluxo de nutrientes e demanda bentônica utilizado pelo QUAL2K.



Fonte: Adaptado de Chapra, Pelletier e Tao (2012).

Onde POC, PON e POP representam, respectivamente, o carbono orgânico particulado, nitrogênio orgânico particulado e fósforo orgânico particulado, enquanto J_{pom} é a representação do fluxo descendente da matéria orgânica particulada ($\text{g}/\text{m}^2.\text{d}$).

Comparando as equações que regem os balanços de OD e DBO entre os modelos QUAL2E e QUAL2K, Silvino (2008) apresentou uma equação mais detalhada acerca dos processos que envolvem a variação da concentração do OD no QUAL2K:

$$\frac{dO}{dt} = K_2(O_s - O) + (\alpha_3\mu - \alpha_4p)A - K_1L - \frac{K_5}{D} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 + \frac{\lambda_2 - \lambda_1}{D} \quad (6.15)$$

Onde:

O = Concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)

O_s = Concentração local de saturação do oxigênio ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)

K_1 = Taxa de desoxigenação (d^{-1})

K_2 = Coeficiente de reaeração (d^{-1})

K_5 = Taxa de demanda de oxigênio do sedimento ($\text{g}/\text{m}^2.\text{dia}$)

α_3 = Produção de oxigênio pela fotossíntese do fitoplâncton (mgO/mgA)

- α_4 = Consumo do oxigênio pela respiração do fitoplâncton (mgO/mgA)
 α_5 = Taxa de consumo de oxigênio pela oxidação do nitrogênio amoniacal (mgO/mgN)
 α_6 = Taxa de consumo de oxigênio pela oxidação do nitrito (mgO/mgN)
 β_1 = Coeficiente de nitrificação (d⁻¹)
 β_2 = Coeficiente de desnitrificação (d⁻¹)
 λ_1 = Consumo de oxigênio pela respiração das algas de fundo (gO₂/m².d)
 λ_2 = Produção de oxigênio pela fotossíntese das algas de fundo (gO₂/m².d)
 μ = Taxa de crescimento do fitoplâncton (d⁻¹)
 p = Taxa de respiração do fitoplâncton (d⁻¹)
 N_1 = Concentração de nitrogênio amoniacal (mg N.L⁻¹)
 N_2 = Concentração de nitrito (mg N.L⁻¹)
 A = Biomassa algal (mg.L⁻¹)
 L = DBO (mg.L⁻¹)
 D = Profundidade média do elemento (m)

6.2.5.1 Concentração de Saturação do Oxigênio Dissolvido (Os)

A concentração de saturação do oxigênio se baseia em três fatores principais: a temperatura, altitude e salinidade. O aumento da temperatura resulta em redução da solubilidade, de acordo com o princípio de Le Chatelier. O aumento da elevação, por sua vez, reduz a concentração de saturação devido à menor pressão atmosférica, que exerce menor pressão para que o gás se dissolva na água (PöPEL, 1979; VON SPERLING, 2007).

O QUAL2K representa a dependência da temperatura na concentração de saturação de acordo com a equação 6.13 (APHA, 1992 *apud* CHAPRA, PELLETIER e TAO, 2012):

$$\ln Os(T,0) = -139,34441 + \frac{1,575701 \cdot 10^5}{Ta} - \frac{6,642308 \cdot 10^7}{Ta^2} + \frac{1,2438 \cdot 10^{10}}{Ta^3} - \frac{8,621949 \cdot 10^{11}}{Ta^4} \quad (6.16)$$

Onde:

$Os(T,0)$ = Concentração de saturação em águas limpas a 1 atm e nível do mar (mg.L⁻¹)

Ta = Temperatura absoluta (K), em que $K = T(^{\circ}C) + 273,15$

O efeito da altitude é considerado como:

$$Os(T, elev) = e^{\ln Os(T,0)}(1 - 0,0001148 \text{elev}) \quad (6.17)$$

Onde elev = Elevação em relação ao nível do mar (m)

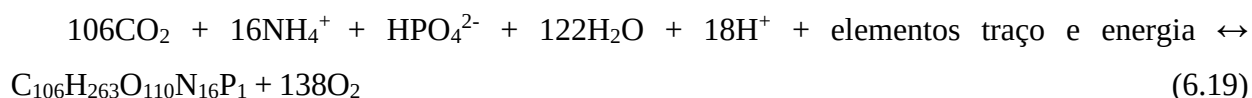
Pöpel (1979) propôs ainda um fator de correção γ para a salinidade, não considerado pelo modelo. Na prática, a salinidade exerce pouca influência sobre a concentração de saturação de águas interiores, sendo mais perceptível em águas marinhas:

$$\frac{1}{\gamma} = 1 - 9 \cdot 10^{-6} \cdot C_{\text{sal}} \quad (6.18)$$

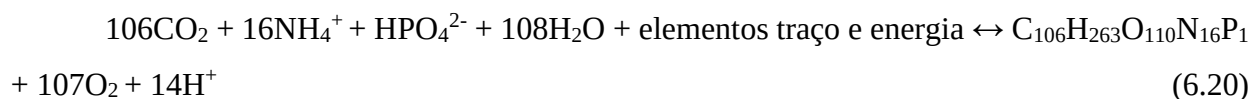
Onde C_{sal} representa a salinidade da água do mar, expressa em mg.L^{-1} de cloreto

6.2.5.2 Fotossíntese e Respiração

A fotossíntese e a respiração exercidas pelo fitoplâncton, algas e outras plantas aquáticas podem incorporar ou retirar quantidades significativas de oxigênio nas águas naturais. O processo de fotossíntese é atenuado pela limitação de nutrientes e energia solar (que por sua vez, é atenuada pela turbidez). De maneira simplificada, pode-se considerar um estado estacionário entre a produção fotossintética (P) e a respiração heterotrófica (R), que pode ser quimicamente caracterizado por uma única relação estequiométrica (STUMM e MORGAN, 1996):



O QUAL2K utiliza a equação acima para os processos de fotossíntese e respiração que utilizam nitrato como substrato. No caso de amônia ser utilizada como substrato, a equação toma a seguinte forma:



Para organismos que flutuam livremente, como o fitoplâncton, é conveniente a utilização de uma expressão volumétrica para caracterizar as taxas de consumo (R) e produção (P) de oxigênio, normalmente em $\text{gO}_2/\text{m}^3.\text{d}$. Para organismos fixos, como as algas, é comum a utilização de uma abordagem por área, expressa em $\text{gO}_2/\text{m}^2.\text{d}$. Esta última é obtida através do produto do primeiro termo pela profundidade média (H) (CHAPRA, 1997):

$$P' = P.H \quad (6.21)$$

$$R' = R.H \quad (6.22)$$

Onde:

P' = Coeficiente de produção de oxigênio por área ($\text{gO}_2/\text{m}^2.\text{d}$)

R' = Coeficiente de consumo de oxigênio devido a respiração, por área ($\text{gO}_2/\text{m}^2.\text{d}$)

Valores típicos dos coeficientes de fotossíntese são apresentados na tabela abaixo. Considera-se que os coeficientes da respiração sejam aproximadamente iguais aos da fotossíntese:

Tabela 6.2 - Valores típicos dos coeficientes de fotossíntese

Tipo de rio	P' ($\text{gO}_2/\text{m}^2.\text{d}$)
Moderadamente produtivos	0,3 - 3
Quantidades significativas de biomassa algal e plantas aquáticas	Até 10

Fonte: Thomann e Mueller (1985 *apud* VON SPERLING, 2007).

Conforme destacado por Von Sperling (2007), a fotossíntese pode ser representativa em águas límpidas, onde a turbidez não é um fator limitante de energia solar, e com suficiência de nutrientes. Entretanto, em cursos d'água com turbulência elevada, como na área de estudo, os efeitos da fotossíntese podem ser desprezados em função dos naturalmente elevados valores do coeficiente de reaeração (K_a). Ainda, é estimado que as taxas de fotossíntese e respiração sejam aproximadamente iguais, levando a um balanço entre as entradas e saídas de oxigênio devido a esses dois processos.

6.2.5.3 Coeficiente de Reaeração (K_a)

O processo de reaeração (ou reoxigenação) se baseia na transferência do oxigênio atmosférico para a massa líquida para substituir o oxigênio consumido na degradação da matéria orgânica, de modo a restabelecer o equilíbrio. Esse processo ocorre em uma taxa proporcional ao déficit de oxigênio, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação e a concentração presente em dado momento (LANGBEIN e DURUN, 1967).

De acordo com Von Sperling (2007), o coeficiente de reaeração K_a (também denominado K_2) pode ser obtido por meio de valores médios tabelados; por meio de equações em função das características hidráulicas do corpo d'água; valores relacionados com a vazão, ou ainda, por métodos mais complexos em campo, como a utilização de traçadores.

Valores típicos em função do tipo de curso d'água podem ser observados na tabela abaixo. Ressalta-se, entretanto, que esses valores foram obtidos em estudos específicos, com condições locais particulares, não refletindo a realidade de todos os corpos hídricos. Assim, tais valores devem ser usados apenas como uma referência.

Tabela 6.3 - Valores típicos de K_a a 20°C.

Corpo d'água	K _a (d ⁻¹)	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos e grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	> 1,15	> 1,61

Fonte: Fair *et al.* (1973), Arceivala (1981) *apud* Von Sperling (2007).

O coeficiente de reaeração varia principalmente em função da profundidade e velocidade do corpo hídrico. O aumento da profundidade reduz o coeficiente devido a maior dificuldade de mistura ao longo do canal. De forma oposta, o aumento de velocidade promove maior turbulência da água, aumentando assim o coeficiente. Conforme o rio avança da montante para a jusante, é comum o aumento tanto da profundidade como da velocidade. Entretanto, a primeira aumenta em uma escala até quatro vezes maior que a segunda em relação ao aumento de vazão, fazendo que exista uma tendência de queda do coeficiente de reaeração ao longo do percurso natural do corpo hídrico (LANGBEIN e DURUM, 1967).

O QUAL2K permite o cálculo do coeficiente de reaeração por meio de diferentes equações, além de permitir que o usuário insira manualmente o valor do coeficiente para cada trecho. O quadro abaixo apresenta algumas das equações usualmente utilizadas:

Quadro 6.4 - Equações utilizadas no cálculo do coeficiente de reaeração

Autor	Fórmula	Faixa de aplicação	Características
O'Connor e Dobbins (1958)	$\frac{3,93U^{0,5}}{H^{1,5}}$	$0,3 \leq H \leq 9,14$ $0,15 \leq U \leq 0,49$	Metodologia baseada na análise de canais moderadamente profundos e profundos
Churchill <i>et al.</i> (1962)	$\frac{5,026U^{0,969}}{H^{1,673}}$	$0,61 \leq H \leq 3,35$ $0,55 \leq U \leq 1,52$	Metodologia baseada na observação de taxas de reaeração à jusante de barragens, onde água com baixa concentração de oxigênio era liberada
Owens <i>et al.</i> (1964)	$\frac{5,32U^{0,67}}{H^{1,85}}$	$0,12 \leq H \leq 0,73$ $0,03 \leq U \leq 1,52$	Metodologia baseada no monitoramento da recuperação do oxigênio em seis cursos d'água, seguido de desoxigenação com sulfito de sódio
Langbein e Durum (1967)	$\frac{2,316U}{H^{1,33}}$	NE	Equação baseada nos trabalhos anteriores de O'Connor-Dobbins (1958), Churchill <i>et al.</i> (1952), Krenkel e Orlob (1963) e Streeter <i>et al.</i> (1936)
Parkhurst e Pomeroy (1972)	$\frac{48,4(1 + 0,17F^2)SU^{\frac{3}{8}}}{H}$	NE	Desenvolvida a partir de dados coletados de efluente bruto em 12 localizações e em rios naturais
Thackston e Krenkel (1976)	$7,589(1 + F^{0,5})\frac{u_*}{H}$	$0,015 \leq H \leq 0,0762$	Metodologia baseada em medidas em canais de aproximadamente 0,6 m de largura, com águas que apresentavam baixa concentração de oxigênio
Tsivoglou e Neal (1976)	$0,11(\frac{\Delta H}{t})$	$0,0283 \leq Q \leq 0,283$	Metodologia baseada em dados coletados em 24 cursos d'água utilizando o método de traçadores radioativos
	$0,054(\frac{\Delta H}{t})$	$0,708 \leq Q \leq 84,95$	
Long (1984)	$\frac{1,923U^{0,273}}{H^{0,894}}$	NE	Metodologia baseada em dados coletados em rios no Texas

Fonte: Adaptado de Bowie *et al.* (1985).

Onde:

U = Velocidade média (m.s^{-1})

H = Profundidade média (m)

F = Número de Froude

u^* = Velocidade de atrito (m.s^{-1})

ΔH = Variação de profundidade na seção medida (pés)

t = Tempo (h)

S = Declividade (m.m^{-1})

Q = Vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)

NE: Não especificado

Em estudo comparativo sobre as fórmulas utilizadas no cálculo de K_a , Bennett e Rathbun (1972) concluíram que a equação de Churchill *et al.* (1962) era a que melhor se adequava a cursos d'água naturais, enquanto a equação de O'Connor-Dobbins (1958) foi a que obteve os melhores resultados quando utilizada para dados que cobriam toda a faixa de aplicação. Os autores concluíram ainda, por meio de análise de sensibilidade, que as principais fontes de erro no cálculo do coeficiente de reaeração correspondiam a erros relativos à determinação do déficit de OD à jusante; produção fotossintética, déficit de OD à montante e ao tempo de percurso.

A influência da temperatura no coeficiente de reaeração é dada pela equação 6.17 (VON SPERLING, 2007):

$$K_{aT} = K_{a20} \cdot \Theta^{(T-20)} \quad (6.23)$$

Onde:

K_{aT} = K_a a uma temperatura qualquer T (d^{-1})

K_{a20} = K_a a temperatura padrão de 20°C

T = Temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$)

Θ = Coeficiente de correção de temperatura (usualmente 1,024)

6.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Conforme destacado no início da seção 6.2, o QUAL2K considera dois tipos distintos de DBO Carbonácea, a DBO Clenta (DBO_{CL}) e a DBO Crápida (DBO_{CR}). O balanço geral da DBOC realizado pelo modelo considera a hidrólise da DBO_{CL} e a decomposição de detritos como aportes, e os processos de desnitrificação e desoxigenação como abstrações. A seguir, será inicialmente abordado o processo de desoxigenação e o coeficiente de desoxigenação K_{dc}. Posteriormente, serão abordadas as equações do balanço geral da DBOC.

6.2.6.1 Cinética de Desoxigenação

O conceito da DBO pode ser entendido sob dois ângulos distintos, podendo representar tanto a matéria orgânica quanto o consumo de oxigênio para a oxidação da mesma. Nesse contexto, pode-se formular os conceitos de DBO remanescente e DBO exercida. A primeira refere-se à concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em determinado instante. A segunda refere-se à quantidade de oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até tal instante. Naturalmente, conforme o tempo passa, a constante degradação da matéria orgânica resulta em aumento da DBO exercida e redução da DBO remanescente, gerando duas curvas simétricas (VON SPERLING, 2007).

A cinética de desoxigenação obedece a uma reação de primeira ordem, conforme a equação 6.24 (BOWIE *et al.*, 1985):

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 \cdot L \quad (6.24)$$

Onde:

K₁ = Coeficiente de desoxigenação (d⁻¹)

L = DBO remanescente (mg.L⁻¹)

Integrando a equação 6.24:

$$\int_{L_0}^L \frac{dL}{L} = \int_0^t -K_1 dt \quad (6.25)$$

$$L = L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad (6.26)$$

Onde:

L = DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg.L^{-1})

L_0 = DBO remanescente na condição inicial $t = 0$ (mg.L^{-1})

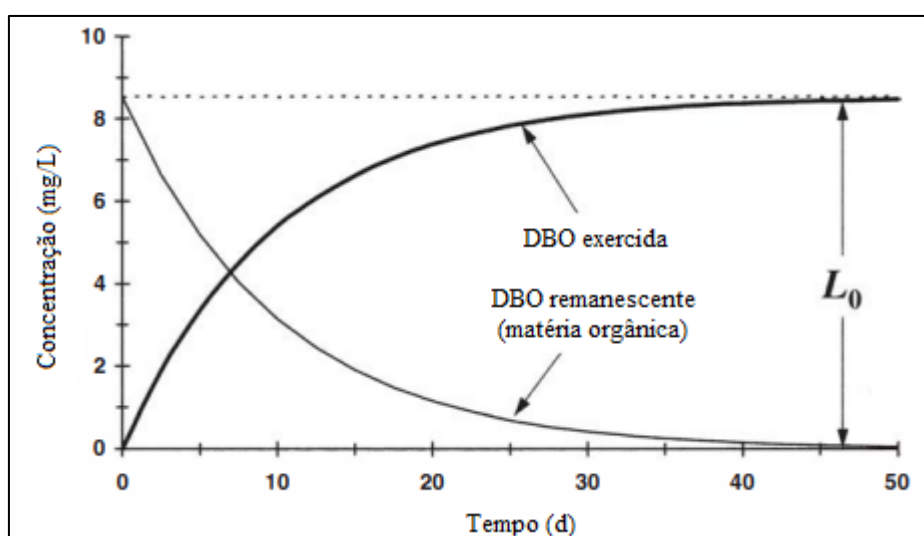
Se a DBO remanescente em $t = 0$ (L_0) representa a concentração inicial total de matéria orgânica no sistema e L representa a matéria orgânica remanescente após um tempo t , então, o oxigênio consumido y nesse tempo t (DBO exercida) é expresso por $y = L_0 - L$. Substituindo na equação 6.26, têm-se que:

$$y = L_0 \cdot (1 - e^{-K_1 \cdot t}) \quad (6.27)$$

Onde:

L_0 = DBO remanescente em $t = 0$ ou DBO exercida em $t \rightarrow \infty$

Figura 6.7 - Representação da DBO exercida e remanescente.



Fonte: Adaptado de Chapra (1997).

A DBO exercida em $t \rightarrow \infty$ é também denominada DBO última, em função de representar o consumo total de oxigênio necessário para estabilizar toda a matéria orgânica. Os valores da DBOu podem ser obtidos em laboratório ou por meio da equação 6.28. Valores típicos de K_1 podem ser aplicados de acordo com o tipo de tratamento do efluente (CHAPRA, 1997).

$$DBOu = \frac{DBO_5}{1 - e^{-k_1(5)}} \quad (6.28)$$

Onde DBOu representa a DBO última (mg.L^{-1}); DBO_5 representa a DBO de 5 dias a 20°C e K_1 é o coeficiente de desoxigenação (d^{-1}).

Tabela 6.4 - Coeficientes típicos de K₁ utilizados na conversão a DBO_u.

Tratamento	K ₁ (20°C)	DBO ₅ / DBO _u
Não tratado	0,35 (0,2 - 0,5)	0,83
Primário	0,2 (0,1 - 0,3)	0,63
Lodo ativado	0,075 (0,05 - 0,1)	0,31

Fonte: Chapra (1997).

O coeficiente de desoxigenação K₁ depende das características da matéria orgânica, bem como da temperatura e presença de substâncias inibidoras. Quanto maior o seu valor, mais rápido o oxigênio é consumido e mais rápido se atingem valores próximos a demanda última. Sua obtenção em condições de laboratório é realizada por meio de processos matemáticos e estatísticos. Entretanto, os valores observados em cursos d'água são geralmente maiores que os determinados em laboratório. Tal situação decorre da decomposição da matéria orgânica pela biomassa suspensa na massa líquida, bem como pela biomassa no lodo fundo, que são mais efetivas na decomposição da matéria orgânica do que a biomassa dispersa na massa líquida. Assim, o coeficiente de desoxigenação específico para os corpos hídricos é denominado K_{dc} ou K_d (VON SPERLING, 2007). A tabela 6.5 expressa valores típicos de K₁ e K_{dc} em função do tipo de curso d'água

Tabela 6.5 - Valores típicos do coeficiente de desoxigenação para condições naturais e de laboratório (20°C).

Tipo de curso d'água	K ₁ (laboratório)	K _{dc} (rio)	
		Rasos	Profundos
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35 - 0,45	0,50 - 1,00	0,35 - 0,50
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30 - 0,40	0,40 - 0,80	0,30 - 0,45
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30 - 0,40	0,40 - 0,80	0,30 - 0,45
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12 - 0,24	0,12 - 0,24	0,12 - 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 - 0,20	0,08 - 0,20	0,08 - 0,20

Fonte: Von Sperling (2007).

Os valores de K₁ e K_{dc} também são influenciados pela temperatura, onde o decaimento da DBO aumenta com a temperatura até o ponto onde começa a desnaturação das proteínas (BOWIE *et al.*, 1985). O efeito da temperatura pode ser computado como:

$$K_T = K_{20} \cdot \Theta^{(T-20)} \quad (6.29)$$

Onde K_T é o valor do coeficiente a uma temperatura qualquer (d^{-1}); K_{20} é o valor do coeficiente a $20^\circ C$ (d^{-1}); T é a temperatura do líquido ($^\circ C$) e Θ é o coeficiente de correção de temperatura, usualmente 1,047. Conforme Schroeffer *et al.* (1968 *apud* BOWIE *et al.*, 1985), o valor de 1,047 é válido para temperaturas entre $20^\circ C$ e $30^\circ C$, onde valores menores são empregados para faixas de temperatura inferiores a $20^\circ C$.

6.2.6.2 Balanço Geral da DBOC

O balanço geral da $DBOC_R$ realizado pelo QUAL2K é dado pela equação abaixo (CHAPRA; PELLETIER; TAO, 2012):

$$S_{cf} = F_f r_{od} \text{DetrDiss} + \text{SlowCHydr} - \text{FastCOxid} - r_{ondn} \text{Denitr} \quad (6.30)$$

Onde:

S_{cf} = Concentração de DBO Carbonácea rápida ($mgO_2.L^{-1}$)

F_f = Fração dissolvida de detritos que é incorporada a $DBOC_R$

r_{od} = Razão do consumo de oxigênio pela presença de detritos (gO_2/gD)

DetrDiss = Dissolução de detritos ($mgD/L.d$)

SlowCHydr = Taxa de hidrólise da $DBOC_L$ em $DBOC_R$ ($mg/L.d$)

FastCOxid = Taxa de oxidação da $DBOC_R$ ($mg/L.d$)

r_{ondn} = Razão do consumo de oxigênio para conversão do nitrato em N gasoso (gO_2/gN)

Denitr = Taxa de desnitrificação ($mgN/m^3.d$)

Os detritos ou matéria orgânica particulada (MOP) aumentam devido a morte do fitoplâncton e das algas. Sua redução ocorre devido a dissolução e sedimentação. A equação 6.30 considera a dissolução dos detritos como um aporte de $DBOC_R$, dado por:

$$\text{DetrDiss} = K_{dt}.m_o \quad (6.31)$$

Onde:

K_{dt} = Taxa de dissolução de detritos, dependente da temperatura (d^{-1})

m_o = Concentração de detritos ($mgD.L^{-1}$)

O segundo aporte de DBOC_R considerado pelo modelo corresponde a hidrólise da DBOC_L :

$$\text{SlowCHydr} = K_{hc} \cdot C_s \quad (6.32)$$

Onde:

K_{hc} = Taxa de hidrólise da DBOC_L , dependente da temperatura (d^{-1})

C_s = Concentração de DBOC_L ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$)

A primeira abstração de DBOC_R corresponde ao processo de desoxigenação, dado pelo termo FastCOxid , cujo cálculo foi abordado na equação 6.12. A segunda fonte de abstração corresponde ao processo de desnitrificação:

$$\text{Denitr} = (1 - F_{\text{oxdn}}) K_{dn} \cdot n_n \quad (6.33)$$

Onde:

F_{oxdn} = Atenuação da desnitrificação devido à baixa concentração de oxigênio

K_{dn} = Taxa de desnitrificação, dependente da temperatura (d^{-1})

n_n = Concentração de nitrato ($\text{mgN} \cdot \text{m}^{-3}$)

6.2.7 Nitrogênio

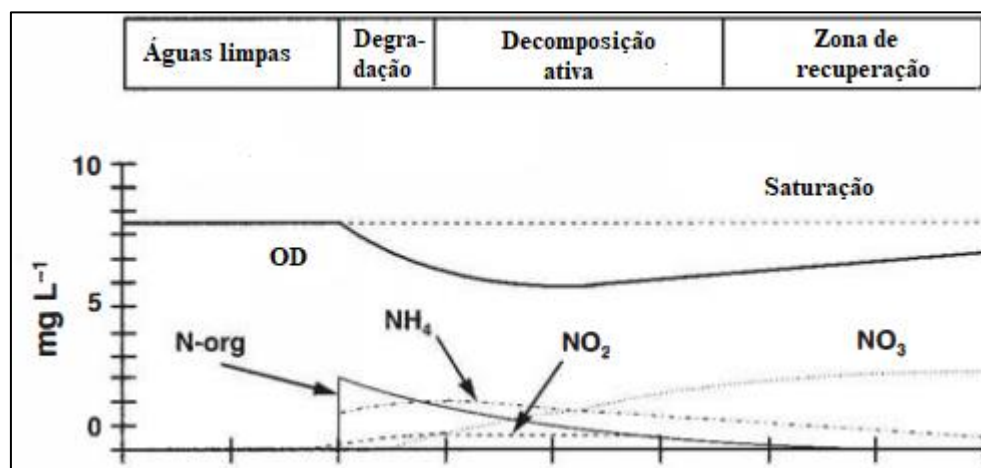
O nitrogênio é importante para a modelagem da qualidade da água por razões que transcendem seu papel como nutriente. Além de ser um elemento essencial para o metabolismo, as reações que regem o ciclo do nitrogênio se conectam com outros parâmetros. A oxidação da amônia a nitrito, e posteriormente a nitrato, por exemplo, resulta em consumo de oxigênio. A presença de altas concentrações de amônia não ionizada, que ocorrem em elevadas faixas de pH, podem ser tóxicas para os peixes e outros organismos aquáticos (BOWIE *et al.*, 1985).

Esteves (2011) realiza a classificação do nitrogênio nos ecossistemas aquáticos em formas orgânicas, inorgânicas, dissolvidas e particuladas. O N orgânico particulado ocorre sob a forma de organismos (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton, peixes, etc.) ou detritos, enquanto o N orgânico dissolvido ocorre devido a compostos lixiviados (aminoácidos, peptídeos e outras substâncias polares solúveis em água). Por fim, o N inorgânico dissolvido é encontrado nas formas de nitrogênio molecular (N_2), amônia livre (NH_3), íon amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e óxido nitroso (N_2O).

Os problemas relacionados ao excesso de nitrogênio nos corpos hídricos são divididos por Chapra (1997) em duas categorias. A primeira, referente aos processos de nitrificação/desnitrificação e eutrofização, tem o nitrogênio como a causa do problema e não como o problema em si. De forma oposta, a poluição por nitrato e a toxicidade da amônia tem essas espécies como os responsáveis diretos pelos danos ocasionados. Entretanto, o autor ressalta que, ainda que possa ser realizada tal divisão, todos os problemas estão conectados e devem ser avaliados sob uma ótica conjunta.

Conforme ressaltado na seção 3.3.2.4, a forma predominante de nitrogênio em determinado ponto de um corpo hídrico fornece informações sobre o estágio da poluição ocasionada por lançamentos à montante. Von Sperling (2007) destaca que as formas de nitrogênio predominantes no esgoto bruto são o N orgânico e a amônia (cuja soma é denominada Nitrogênio Total Kjeldahl), sendo estas frações predominantes em águas que receberam lançamentos recentes. Em locais cuja fonte de lançamento encontra-se distante, predomina a presença de nitrato. A figura 6.8 ilustra o comportamento das diferentes frações do nitrogênio em um corpo hídrico após o lançamento de esgoto:

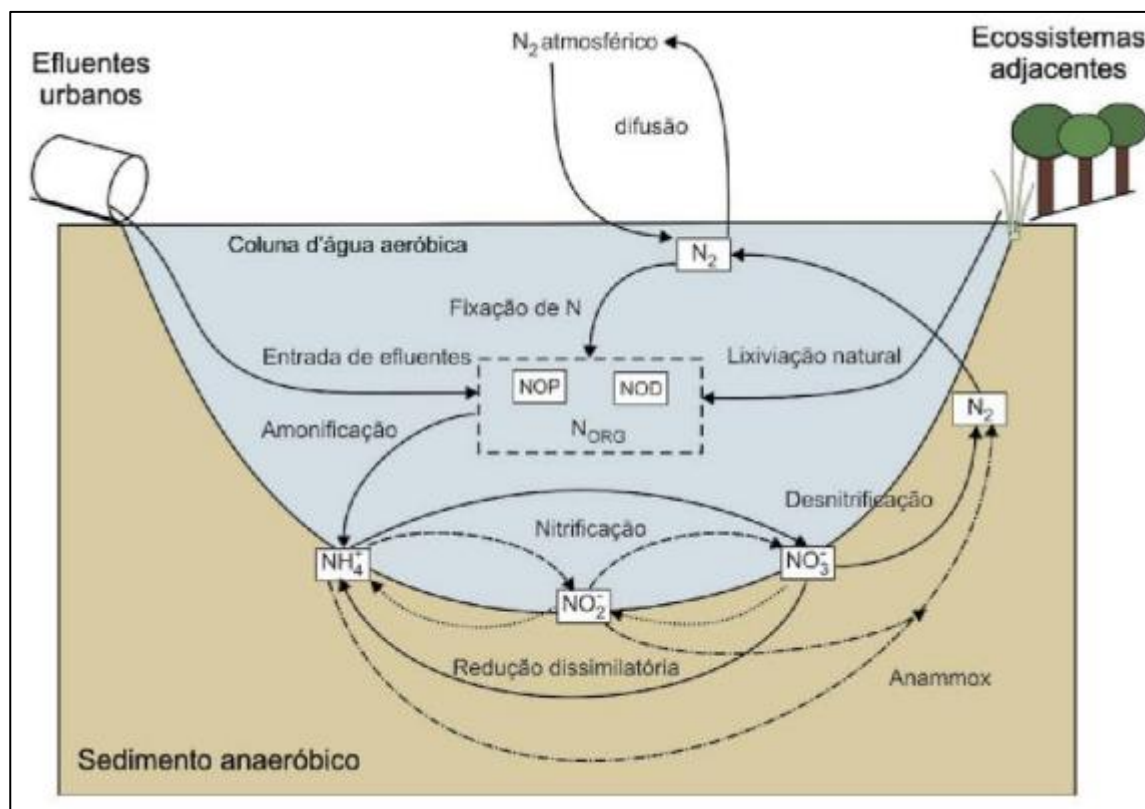
Figura 6.8 - Representação das diferentes formas de nitrogênio ao longo de um rio após um despejo.



Fonte: Adaptado de Chapra (1997).

A figura abaixo ilustra as reações envolvendo o nitrogênio que ocorrem no ambiente aquático. Em sequência, cada processo é abordado de forma mais detalhada.

Figura 6.9 - Representação do ciclo do nitrogênio nas águas naturais.



Fonte: Esteves (2011).

6.2.7.1 Fixação do nitrogênio

Em ecossistemas aquáticos continentais, a fixação do nitrogênio molecular (N_2) é realizada principalmente pelas cianobactérias, que atuam na coluna d'água e associadas ao perifíton em macrófitas aquáticas. Entre os principais grupos, destacam-se o *Nostoc*, *Anabaena* e *Aphanizomenon*. A fixação é um processo redutor catalisado por um sistema de enzimas chamadas nitrogenase, que requer grande quantidade de energia para quebrar a ligação tripla entre os dois átomos de nitrogênio, conforme a equação 6.34 (ESTEVES, 2011):



6.2.7.2 Amonificação

O processo de amonificação consiste na mineralização do nitrogênio orgânico, gerando a amônia. O principal sítio desse processo é o sedimento e uma das principais reações corresponde

a hidrólise da ureia ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), realizada por enzimas denominadas urease, conforme a equação 6.35 (ESTEVEES, 2011):



A amônia em solução existe na forma de íon amônio (NH_4^+) e na forma livre (NH_3), estando essas formas relacionadas ao pH e a temperatura. Para $\text{pH} < 8$, praticamente toda a amônia encontra-se na forma de íon amônio. Para $\text{pH} > 11$, praticamente toda a amônia está na forma livre. Maiores temperaturas beneficiam a concentração de amônia livre, onde estima-se que sua proporção em relação à amônia total em uma temperatura de 25°C seja o dobro em relação à temperatura de 15°C (VON SPERLING, 2007). O equilíbrio dinâmico entre as duas formas obedece a seguinte relação:



6.2.7.3 Nitrificação

A nitrificação consiste na oxidação da amônia a nitritos, e posteriormente a nitratos. O processo é realizado por microrganismos quimioautotróficos que utilizam compostos orgânicos reduzidos como doadores de hidrogênio (substrato), como o íon amônio. A conversão da amônia a nitrito é mediada por bactérias do gênero *Nitrosomonas*, enquanto a conversão do nitrito a nitrato é realizada pelo gênero *Nitrobacter* (STUMM e MORGAN, 1996; ESTEVEES, 2011). As equações desses processos são apresentadas abaixo:

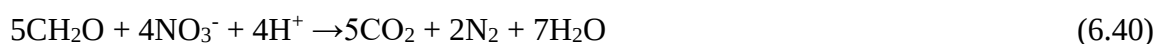


A análise das equações evidencia o caráter aeróbico do processo de nitrificação, resultando em consumo do oxigênio disponível. Esse consumo é comumente denominado demanda nitrogenada e está incluído na formulação geral do balanço de OD do QUAL2K (equação 6.11) como uma abstração de oxigênio, sob o termo “ NH_4nitr ”.

A estequiometria da equação 6.37 demonstra a necessidade de 1,5 mol de O₂ para oxidar 1 mol de nitrogênio, na reação de conversão da amônia ao nitrito. Considerando o peso molecular do N como 14g/mol e do oxigênio como 16 g/mol, têm-se um consumo de 3,43 g de O₂ para oxidar 1 g de N. De forma semelhante, a oxidação do nitrito a nitrato implica no consumo de 1,14 g O₂ para 1 g de N. Assim, o consumo total de oxigênio no processo completo de nitrificação é da ordem de 4,57gO₂/gN. Esse valor é o padrão adotado pelo QUAL2K para a variável “r_{on}”, utilizada na equação do balanço de OD (6.11)

6.2.7.4 Desnitrificação

O processo de desnitrificação consiste na redução do nitrato para o oxigênio molecular gasoso (N₂) em condições anaeróbias, realizada por microrganismos heterotróficos. A reação é destacada na equação 6.40 (STUMM e MORGAN, 1996):



Por ser um processo que ocorre em condições anóxicas, a desnitrificação não implica em consumo de oxigênio. Por outro lado, ocorre o consumo de carbono, resultando em uma redução da DBOC. Essa situação está incluída no balanço geral da DBOC_R do QUAL2K (equação 6.30), sob o termo “Denitr”. Destaca-se ainda o consumo de íons H⁺, o que resulta em possível aumento do pH do meio.

6.2.7.5 Simulação do nitrogênio no QUAL2K

As simulações de nitrogênio no QUAL2K contemplam o nitrogênio orgânico; nitrogênio amoniacal, a amônia não ionizada (livre); transferência da amônia gasosa e o nitrato. As equações de cada processo serão apresentadas a seguir (CHAPRA, PELLETIER, TAO, 2012).

6.2.7.5.1 Nitrogênio Orgânico

O QUAL2K considera a morte do fitoplâncton e das algas como aporte de nitrogênio orgânico e os processos de hidrólise e sedimentação como abstrações, conforme a equação abaixo:

$$S_{\text{no}} = f_{\text{onp}} \cdot q_{\text{Np}} \cdot \text{PhytoDeath} + f_{\text{onb}} q_{\text{Nb}} \cdot \frac{\text{BotAlgDeath}}{H} - \text{ONHydr} - \text{ONSettl} \quad (6.41)$$

Onde:

S_{no} = Concentração de nitrogênio orgânico (mgN/m³)

q_{Np} = Limite de nitrogênio de uma célula de fitoplâncton (mgN/mgA)

f_{onp} = Fração orgânica do nitrogênio interno do fitoplâncton

f_{onb} = Fração orgânica do nitrogênio interno das algas de fundo

q_{Nb} = Limite de nitrogênio de uma célula das algas de fundo (mgN/mgA)

H = Profundidade média (m)

PhytoDeath = Taxa de morte do fitoplâncton (mgA/m³.d)

BotAlgDeath = Taxa de morte das algas de fundo (mgA/m².d)

ONHydr = Redução do nitrogênio orgânico devido a hidrólise (mgN/m³.d)

ONSettl = Redução do nitrogênio orgânico devido a sedimentação (mgN/m³.d)

$$ONHydr = K_{hn}.n_o \quad (6.42)$$

Onde:

K_{hn} = Taxa de hidrólise no nitrogênio orgânico, dependente da temperatura (d⁻¹)

n_o = Concentração de nitrogênio orgânico (mgN/m³)

$$ONSettl = \frac{V_{on}}{H}.n_o \quad (6.42)$$

Onde:

V_{on} = Velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico (m.d⁻¹)

6.2.7.5.2 Nitrogênio Amoniacal

O nitrogênio amoniacal aumenta devido a hidrólise do nitrogênio orgânico e a morte e excreção do fitoplâncton e das algas de fundo, além dos aportes externos. Sua redução ocorre devido a nitrificação, transferência gasosa e absorção por parte do fitoplâncton e das algas de fundo.

$$S_{na} = ONHydr + (1 - f_{onp})q_{Np}.PhytoDeath + (1 - f_{onb})q_{Nb}.\frac{BotAlgDeath}{H} + PhytoExN + \frac{BotAlgExN}{H} - Nitrif - P_{ap}.PhytoUpN - P_{ab}.\frac{BotAlgUpN}{H} - NH_3GasLoss \quad (6.43)$$

Onde:

S_{na} = Concentração de íon amônio (mgN.m³)

PhytoExN = Aumento do nitrogênio amoniacal devido a excreção do fitoplâncton ($\mu\text{gN/L.d}$)

BotAlgExn = Aumento do nitrogênio amoniacal devido a excreção do fitoplâncton ($\text{mgN/m}^2.\text{d}$)

PhytoUpN = Taxa de absorção de nitrogênio pelo fitoplâncton ($\mu\text{gN/L.d}$)

BotAlgUpN = Taxa de absorção de nitrogênio pelas algas de fundo ($\mu\text{gN/L.d}$)

Nitrif = Perda de nitrogênio amoniacal devido a nitrificação ($\text{mgN/m}^3.\text{d}$)

P_{ap} = Fator de preferência do fitoplâncton pela amônia

P_{ab} = Fator de preferência das algas de fundo pela amônia

NH3GasLoss = Perda de amônia devido a transferência gasosa ($\mu\text{gN/L.d}$)

$$\text{Nitrif} = F_{\text{oxna}} \cdot K_{\text{na}} \cdot n_a \quad (6.42)$$

Onde:

F_{oxna} = Atenuação devido a baixa concentração de oxigênio

K_{na} = Taxa de nitrificação da amônia, dependente da temperatura (d^{-1})

n_a = Concentração de amônia no meio líquido (mgN/m^3)

6.2.7.5.3 Amônia Não-Ionizada

O QUAL2K realiza a simulação da amônia total, que se encontra em sua quase totalidade na forma de íon amônio (NH_4^+) em pH inferior a oito, situação predominante no presente estudo. Para valores elevados de pH, a fração não ionizada é computada a partir da amônia total, conforme a equação abaixo:

$$n_{\text{au}} = F_u n_a \quad (6.43)$$

Onde n_{au} representa a concentração de amônia não ionizada (mgN/m^3); n_a é a concentração do íon amônio presente (mgN/m^3) e F_u é a fração de íon amônio em relação a amônia total, cujo cálculo se dá conforme a equação abaixo:

$$F_u = \frac{K_a}{10^{-\text{pH}} + K_a} \quad (6.44)$$

Onde K_a é o coeficiente de equilíbrio da dissociação da amônia, que se relaciona com a temperatura conforme a equação abaixo:

$$pK_a = 0,09018 \frac{2729,92}{T_a} \quad (6.45)$$

Onde $pK_a = -\log_{10}K_a$ e T_a representa a temperatura absoluta (K)

6.2.7.5.4 Transferência da Amônia Gasosa

A perda de amônia por transferência gasosa é computada conforme a equação abaixo:

$$NH_3GassLoss = \frac{V_{nh3}}{H} (n_{aus} - n_{au}) \quad (6.46)$$

Onde:

V_{nh3} = Coeficiente de transferência da amônia gasosa, dependente da temperatura (m/d)

n_{aus} = Concentração de saturação da amônia ($\mu\text{gN.L}^{-1}$)

6.2.7.5.5 Nitrato

A concentração de nitrato aumenta devido a nitrificação da amônia. Suas fontes de abstração correspondem ao processo de desnitrificação e a absorção pelas algas de fundo.

$$S_{ni} = \text{Nitrif} - \text{Denitr} - (1 - P_{ab}) \cdot \frac{BotAlgUpN}{H} \quad (6.47)$$

Alguns valores típicos de coeficientes apresentados nas equações de modelagem do nitrogênio são apresentados na tabela abaixo:

Tabela 6.6 - Valores usuais de coeficientes abordados na modelagem do nitrogênio.

Coeficiente	Símbolo	Unidade	Faixa usual
Taxa de hidrólise do N orgânico em N amoniacal	Kh _n	d ⁻¹	0,2 - 0,25
Velocidade de sedimentação do N orgânico	V _{on}	m.d ⁻¹	0,05 - 0,25
Taxa de nitrificação	K _{na}	d ⁻¹	0,1 - 1
Taxa de desnitrificação	K _{dn}	d ⁻¹	0,05 - 1

Fonte: Adaptado de Chapra (1997) e Von Sperling (2007).

6.2.8 Fósforo

O fósforo é um dos macronutrientes mais importantes para os seres vivos. Tal importância se deve à sua participação em processos fundamentais, tais como: armazenamento de energia (ATP); estruturação da membrana celular; transferência da informação genética e sua atuação no metabolismo celular, onde é componente de várias enzimas e vitaminas (ESTEVES, 2011).

A classificação das diferentes frações do fósforo em ambientes aquáticos é realizada por Esteves (2011) baseando-se em cinco categorias, incluindo uma forma gasosa:

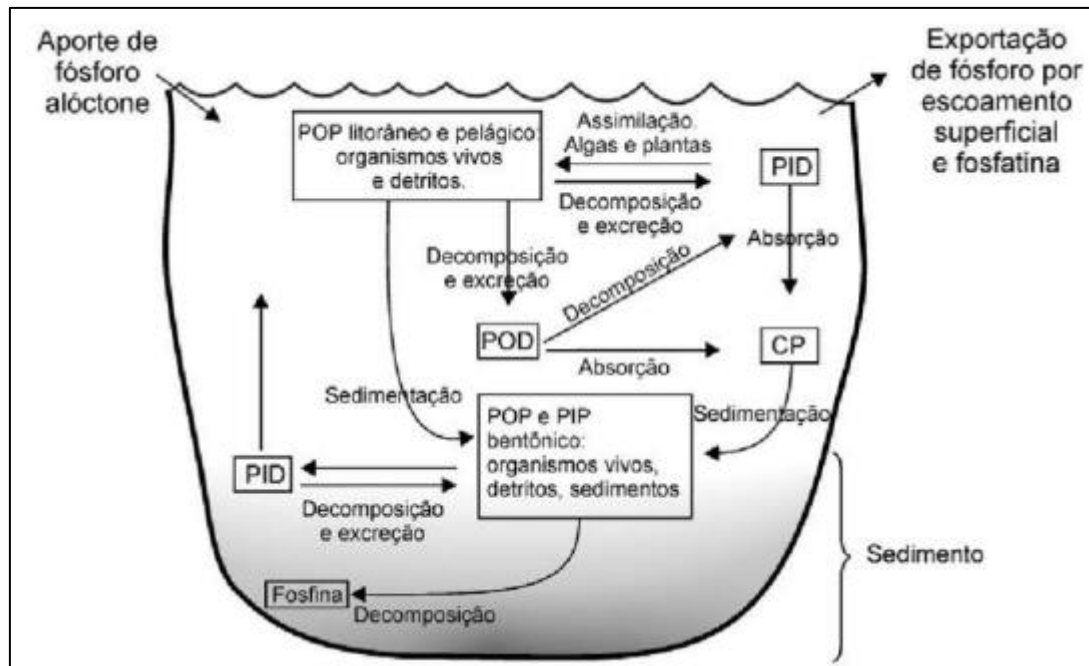
- Fosfina (PH_3): Constituinte volátil do ciclo do fósforo encontrado em sedimentos anóxicos, mas não na coluna d'água. A formação do gás fosfina ocorre por meio da redução enzimática do fosfato em condições anaeróbias;
- Fósforo particulado orgânico: Inclui o fósforo presente nas estruturas celulares de organismos vivos (excretas) ou mortos, ou em partes de organismos e fezes;
- Fósforo particulado inorgânico: Inclui o fosfato adsorvido a partículas, como a argila;
- Fósforo dissolvido orgânico: Produzido por organismos vivos ou em decomposição, inclui compostos como nucleotídeos, coloides orgânicos e ésteres de fosfato de baixo peso molecular;
- Fósforo dissolvido inorgânico: Corresponde principalmente ao ortofosfato (PO_4^{3-}) e outros fosfatos (HPO_4^{2-} e H_2PO_4^-).

Ainda, o fósforo total (P-total) corresponde a soma de todas as frações de fósforo em uma amostra d'água, sendo o parâmetro mais utilizado para a estimativa do grau de eutrofização de um corpo hídrico. O ortofosfato, por sua vez, é a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos, microalgas e bactérias.

Em relação aos aportes de fósforo em ambientes aquáticos, Von Sperling (2005) chama a atenção principalmente para os esgotos domésticos, seguido pela drenagem pluvial de áreas urbanas e agrícolas (onde destaca-se o uso de fertilizantes e outros insumos).

Um resumo do ciclo do fósforo em ambientes aquáticos é apresentado na figura 6.10:

Figura 6.10 - Representação do ciclo do fósforo em ecossistemas aquáticos.



Fonte: Esteves (2011).

6.2.8.1 Modelagem do fósforo no QUAL2K

O QUAL2K simula as frações orgânica e inorgânica totais do fósforo, cujas equações são apresentadas abaixo (CHAPRA, PELLETIER, TAO, 2012):

6.2.8.1.1 Fósforo orgânico

O QUAL2K considera a morte e excreção do fitoplâncton e das algas de fundo como aportes de fósforo orgânico, além das fontes externas. As abstrações correspondem a hidrólise (conversão a fósforo inorgânico) e a sedimentação.

$$S_{po} = f_{opp} \cdot q_{pp} \cdot \frac{PhytoDeath}{H} + f_{opb} \cdot q_{pb} \cdot \frac{BotAlgDeath}{H} - OPHydr - OPSettl \quad (6.48)$$

Onde:

S_{po} = Concentração de fósforo orgânico ($\mu\text{gP.L}^{-1}$)

f_{opp} = Fração do fósforo interno do fitoplâncton que está na forma orgânica

q_{pp} = Limite de fósforo em uma célula de fitoplâncton (mgP/mgA)

f_{opb} = Fração do fósforo interno das algas de fundo que está na forma orgânica

q_{pb} = Limite de fósforo em uma célula algal (mgP/mgA)

OPHydr = Taxa de hidrólise do fósforo orgânico ($\mu\text{gP/L.d}$)

OPSettl = Taxa de sedimentação do fósforo orgânico ($\mu\text{gP/L.d}$)

$$\text{OPHydr} = K_{hp} \cdot p_o \quad (6.49)$$

Onde K_{hp} é a taxa de hidrólise dependente da temperatura e p_o é a concentração de fósforo orgânico

$$\text{OPSettl} = \frac{V_{op}}{H} \cdot p_o \quad (6.50)$$

Onde V_{op} é a velocidade de sedimentação do fósforo orgânico (m.s^{-1})

6.2.8.1.2 Fósforo inorgânico

O QUAL2K considera a hidrólise do fósforo orgânico e a excreção vegetal como aportes de fósforo inorgânico, além de fontes externas. Como abstrações, o modelo considera a absorção por parte das plantas e a sedimentação.

$$S_{pi} = \text{OPHydr} + (1 - f_{opp}) \cdot q_{pp} \cdot \text{PhytoDeath} + (1 - f_{opb}) \cdot q_{pb} \cdot \frac{\text{BotAlgDeath}}{H} + \text{PhytoExp} + \frac{\text{BotAlgExp}}{H} - \text{PhytoUpP} - \frac{\text{BotAlgUpP}}{H} = \text{IPSettl} \quad (6.51)$$

Onde:

S_{pi} = Concentração de fósforo inorgânico ($\mu\text{gP.L}^{-1}$)

PhytoExp = Taxa de excreção de fósforo pelo fitoplâncton ($\mu\text{gP/L.d}$)

BotAlgExp = Taxa de excreção de fósforo das algas de fundo ($\mu\text{gP/L.d}$)

PhytoUpP = Taxa de absorção de fósforo pelo fitoplâncton ($\mu\text{gP/L.d}$)

BotAlgUpP = Taxa de absorção de fósforo pelas algas de fundo ($\mu\text{gP/L.d}$)

IPSettl = Taxa de sedimentação do fósforo inorgânico ($\mu\text{gP/L.d}$)

$$\text{IPSettl} = \frac{V_{ip}}{H} \cdot p_i \quad (6.52)$$

Onde V_{ip} é o coeficiente de transferência de massa do fósforo inorgânico (m.d^{-1}) e p_i é a concentração de fósforo inorgânico ($\mu\text{gP.L}^{-1}$).

6.2.9 Patógenos

A presença de microrganismos nos esgotos e em cursos d'água é de suma importância, em vista de suas funções relacionadas à degradação da matéria orgânica. Os microrganismos encontrados no esgoto, por exemplo, podem ser saprófitas, comensais, simbiontes ou parasitas. Esse último grupo, em especial, tem origem predominantemente humana e é responsável pela transmissão de inúmeras doenças. Os principais grupos de patógenos são as bactérias, vírus, protozoários e helmintos. Sua presença em determinada localidade reflete as condições regionais, como a situação socioeconômica da população, as condições de saneamento, a tipologia industrial da região e o tipo de tratamento ao qual o esgoto é submetido (VON SPERLING, 2005).

Devido à dificuldade e/ou custo para realizar uma medição direta da presença de patógenos, têm-se o foco direcionado na determinação do nível de organismos indicadores. Tais organismos constituem grupos convenientes de medir e que são abundantes em dejetos humanos e animais. Assim, a presença desses organismos indica a possibilidade de que patógenos também estejam presentes (CHAPRA, 1997). Os principais grupos de bactérias indicadoras de contaminação fecal são:

- Coliformes Totais (CT): Constituem um grande grupo de bactérias gram-negativas anaeróbicas e que não formam esporos. Existem tanto em solos poluídos como não poluídos e estão presentes em fezes de animais de sangue quente (CHAPRA, 1997). Von Sperling (2007) ressalta, entretanto, que devido à ausência de uma relação quantificável entre CT e organismos patogênicos, os coliformes totais não devem ser utilizados como indicadores de contaminação fecal em águas superficiais.

- Coliforme Fecais (CF): Representam um subgrupo dos coliformes totais, predominantemente derivados do intestino de animais de sangue quente. Ainda, por não considerar organismos presentes no solo, sua utilização é preferível em relação aos CT. Estima-se que os CF representem cerca de 20% do total dos CT. Por serem bactérias de elevada resistência à temperatura dos testes de determinação, o grupo é também denominado coliformes termotolerantes. A principal bactéria desse grupo é a *Escherichia coli*, com sua presença sendo garantia de contaminação fecal, embora não necessariamente humana (CHAPRA, 1997; VON SPERLING, 2007).

6.2.9.1 Cinética do Decaimento Bacteriano

Tradicionalmente, a modelagem de coliformes considerava apenas o seu decaimento, dado por uma reação de primeira ordem, conforme a equação abaixo (BOWIE *et al*, 1985):

$$\frac{dC}{dt} = -K_{dx}C \quad (6.53)$$

Integrando a equação 6.53:

$$\int_{C_0}^C \frac{dC}{C} = \int_0^t -K_{dx} dt \quad (6.54)$$

$$C = C_0 \cdot e^{-K_{dx} \cdot t} \quad (6.55)$$

Onde:

C = Concentração de coliformes (NMP ou org./100mL)

Kdx = Coeficiente de decaimento bacteriano (d⁻¹ ou h⁻¹)

t = Tempo (d ou h)

De acordo com Von Sperling (2007), valores típicos do coeficiente Kdx a 20°C variam entre 0,5 e 1,5, destacando ainda a ausência de diferenças significativas entre as taxas de decaimento entre os coliformes totais e fecais. O valor do coeficiente pode ser corrigido para outras temperaturas seguindo a mesma equação apresentada para o OD (6.23) e DBO (6.29), com o valor típico de Θ da ordem de 1,07.

O QUAL2K realiza a simulação de um patógeno genérico, ou seja, utilizando as mesmas equações para qualquer organismo que se deseje simular, ficando o usuário a cargo de qualquer alteração desejada nos parâmetros do modelo. Além do coeficiente de decaimento, a morte dos patógenos é influenciada também pela presença ou ausência de luz solar. Considera-se ainda a sedimentação como uma abstração de patógenos, conforme as equações abaixo:

$$S_X = -\text{PathDeath} - \text{PathSettl} \quad (6.56)$$

Onde:

S_X = Concentração de patógenos (UFC/100mL.d)

PathDeath = Número de organismos mortos (UFC.100mL⁻¹)

PathSettl = Número de organismos perdidos por sedimentação (UFC.100mL⁻¹)

$$\text{PathDeath} = K_{dx} \cdot X + a_{\text{path}} + \frac{I_0/24}{K_e H} \cdot (1 - e^{-K_e H}) X \quad (6.57)$$

Onde:

K_{dx} = Taxa de morte dos patógenos, dependente da temperatura (d⁻¹)

X = Concentração inicial de patógenos no elemento (UFC.100mL⁻¹)

a_{path} = Fator de eficiência solar

I_0 = Radiação extraterrestre (cal/cm².d)

K_e = Coeficiente de extinção solar (m⁻¹)

H = Profundidade média do elemento (m)

$$\text{PathSettl} = \frac{V_x}{H} \cdot X \quad (6.58)$$

Onde V_x é a velocidade de sedimentação dos patógenos (m.d⁻¹)

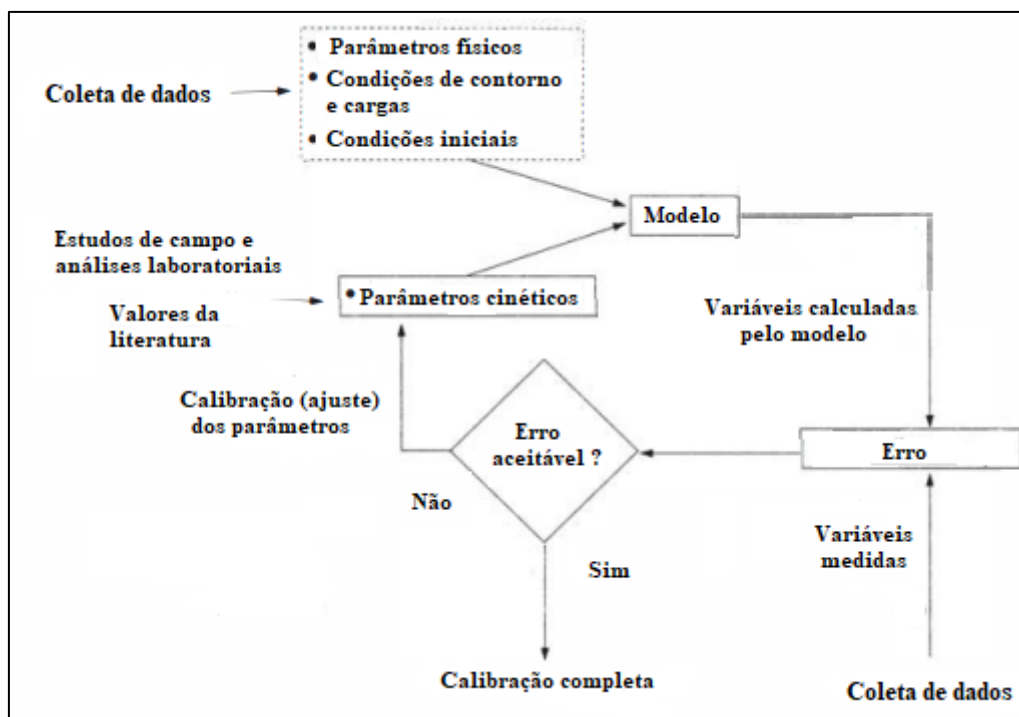
6.3 Calibração de Modelos

A etapa de calibração consiste em variar os parâmetros do modelo de modo a se obter um bom ajuste entre os dados observados (medidos em campo) e os dados simulados pelo modelo. Os dados utilizados na calibração devem ser similares às condições do problema que está sendo estudado (CHAPRA, 1997).

A calibração pode ser realizada manualmente, em um processo de tentativa e erro, onde se varia os valores dos coeficientes até que se obtenha um ajuste considerado satisfatório pelo analista. Também pode ser realizada de forma automatizada, utilizando algum algoritmo que conduza a um conjunto de valores que representem a menor soma dos quadrados dos resíduos. Outro ponto de destaque refere-se ao número de parâmetros simulados e o número de dados reais observados. Em uma amostra pequena, caso o número de parâmetros se aproxime do número de dados observados, podem-se obter bons ajustes, sem que estes, necessariamente, resultem de uma boa calibração, resultando em uma estimativa pouco confiável dos parâmetros simulados (VON SPERLING, 2007).

O fluxograma abaixo ilustra o processo de básico de calibração de um modelo:

Figura 6.11 - Fluxograma geral do processo de calibração.



Fonte: Adaptado de Chapra (1997).

6.3.1 Avaliação de Ajuste do Modelo

A avaliação da eficiência da calibração de um modelo pode ser feita de duas formas principais: de maneira subjetiva ou objetiva. A primeira baseia-se na comparação visual entre os valores reais e os simulados, que pode, por exemplo, ser realizada por meio da análise de gráficos. Já a segunda, baseia-se em uma quantificação da qualidade do ajuste, normalmente por avaliações de erro, onde o objetivo consiste em atingir um valor mínimo para esse erro (MENDES, 2010).

Conforme Von Sperling (2007), a inferência sobre a qualidade global do ajuste é sempre difícil, não existindo um critério único para a sua avaliação. A seguir, são apresentadas algumas abordagens possíveis:

- **Visualização de gráficos:** Constitui-se uma maneira simples e independente de qualquer análise estatística, que pode revelar trechos do rio onde a simulação foi mal sucedida e eventuais anomalias na simulação.

- **Coeficiente de determinação (CD):** Representa uma relação entre a soma dos quadrados dos resíduos e a variância total dos dados observados. É um dos indicadores estatísticos mais úteis, cujo cálculo se dá conforme a equação abaixo:

$$CD = 1 - \frac{\sum(Y_{obs} - Y_{est})^2}{\sum(Y_{obs} - Y_{obsméd})^2} \quad (6.59)$$

Onde:

Y_{obs} = Valor observado (real) de determinado parâmetro

Y_{est} = Valor estimado pelo modelo

$Y_{obsméd}$ = Média dos valores observados

Devido à grande influência por parte da variabilidade dos dados, julgamentos baseados puramente no CD podem levar a interpretações pouco conclusivas. Quando os dados apresentam pouca variabilidade, têm-se uma redução no denominador do termo a direita da equação 6.59, o que resulta em menores valores de CD. Tal resultado não significa, necessariamente, que o ajuste é ruim, evidenciando assim a necessidade de não se basear em apenas um tipo de análise estatística.

- Raiz média dos erros ao quadrado (RMEQ): A RMEQ apresenta bom comportamento estatístico e proporciona uma medição direta do erro do modelo. Se dividida pela média da variável observada, ela dá uma indicação da magnitude relativa do erro (THOMANN, 1982 *apud* VON SPERLING, 2007). Seu cálculo se dá conforme a expressão abaixo:

$$RMEQ = \sqrt{\frac{\sum(Y_{obs} - Y_{est})^2}{n}} \quad (6.60)$$

Onde n representa o número de observações

- Erro relativo (ER): É uma estatística fácil de interpretar e que pode ser usada na comparação entre modelos. Entretanto, apresenta um fraco comportamento quando a média dos valores observados é baixa, e não reconhece a variabilidade dos dados.

$$ER (\%) = 100 \cdot \frac{|(Y_{obsméd} - Y_{estméd})|}{Y_{obsméd}} \quad (6.61)$$

- Análise de regressão: Um dos métodos mais utilizados para avaliação de ajuste dos modelos, que baseia-se no pressuposto de que, quanto mais próximo o coeficiente R^2 estiver de 1, melhor o ajuste. Entretanto, Von Sperling (2007) ressalta que deve-se tomar muito cuidado

com a interpretação desse coeficiente, existindo situações onde mesmo um ajuste completamente inadequado pode resultar em um coeficiente perfeito ($R^2 = 1$).

6.3.2 Verificação do Modelo

A etapa de verificação do modelo consiste em uma análise dos resíduos (diferenças entre os valores reais e os valores estimados). Sua importância se dá frente a possibilidade de existirem tendências e comportamentos cíclicos que impõem limitações para a utilização de testes estatísticos convencionais. Entretanto, a ocorrência de tais fenômenos é menos provável nos resíduos, tornando preferível a sua utilização (RECKHOW *et al.*, 1990, *apud* MENDES, 2010).

Nascimento *et al.* (1996 *apud* VON SPERLING, 2007) apresentam algumas condições que devem ser satisfeitas em relação aos resíduos:

- A distribuição de probabilidade dos erros deve ser normal;
- A variância deve ser constante ao longo do eixo x;
- Os erros associados a duas observações distintas devem ser independentes;
- Os erros não devem ser autocorrelacionados.

6.3.3 Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade consiste em uma forma de compreender o comportamento geral do modelo, determinando a magnitude da influência dos dados de entrada nas variáveis de saída do modelo (CHAPRA, 1997). Caso determinada variável de entrada apresente uma grande influência nas variáveis de saída, maiores esforços devem ser empregados para uma determinação precisa dessa variável. De forma oposta, não há justificativas para maiores empreendimentos em variáveis que apresentam pouca influência nos dados de saída (VON SPERLING, 2007).

Entre os métodos mais utilizados, estão a perturbação de parâmetros, análise de primeira ordem e simulações de Monte Carlo. Em função de sua praticidade, o primeiro método foi o escolhido para este trabalho.

A perturbação de parâmetros consiste em variar determinado parâmetro do modelo (normalmente em % fixa de aumento ou redução) mantendo as demais variáveis constantes. Desse modo é possível avaliar quantitativamente a sua influência individual nos parâmetros de saída (CHAPRA, 1997). Como exemplo prático, pode-se aumentar o valor do coeficiente de reaeração em 20% e avaliar a porcentagem média de variação que ocorre nos valores de oxigênio dissolvido, conforme a equação abaixo:

$$\text{Variação média (\%)} = \frac{\sum_{i=1}^N \left(\frac{Y_{ip} - Y_i}{Y_i} \cdot 100 \right)}{N} \quad (6.62)$$

Onde:

Y_{ip} = Valor do parâmetro após a perturbação no elemento i

Y_i = Valor do parâmetro sem perturbação no elemento i

N = Total de elementos

6.4 Metodologia

6.4.1 Área de estudo

Maiores detalhes sobre a Bacia do Rio Corumbataí foram apresentados no capítulo 4. Desse modo, essa seção tem por objetivo elucidar a segmentação hidráulica da área de estudo, apresentando as características de cada trecho e suas considerações.

A divisão do Rio Corumbataí em trechos foi realizada considerando a disponibilidade de dados hidrológicos (estações fluviométricas e pontos de monitoramento) e a busca por certa homogeneidade das características físicas de cada trecho, principalmente no tocante a declividade. Foram utilizadas quatro estações fluviométricas operadas pelo DAEE e um ponto de monitoramento da CETESB, cujas informações estão dispostas abaixo:

Tabela 6.7 - Estações fluviométricas utilizadas para a segmentação dos trechos.

Descrição	Município	Código	Latitude	Longitude
Régua Analândia	Analândia	4D -023	22°07'46"	47°40'06"
Régua Novo Batovi	Rio Claro	4D-042	22°25'49"	47°35'29"
Ponto CETESB	Rio Claro	CRUM-02200	22°30'54"	47°37'26"
Régua Recreio	Piracicaba	4D-021	22°34'54"	47°41'02"
Régua Santa Terezinha	Piracicaba	4D-003	22°40'38"	47°40'29"

Fonte: CETESB (2023); DAEE (2024).

A área da Bacia do Rio Corumbataí foi então dividida em cinco trechos relativos ao rio principal e mais dois trechos relativos aos dois principais afluentes: o Rio Passa Cinco e o Ribeirão Claro. A divisão dos trechos foi realizada no software ArcMap 10.8 e suas características podem ser observadas abaixo:

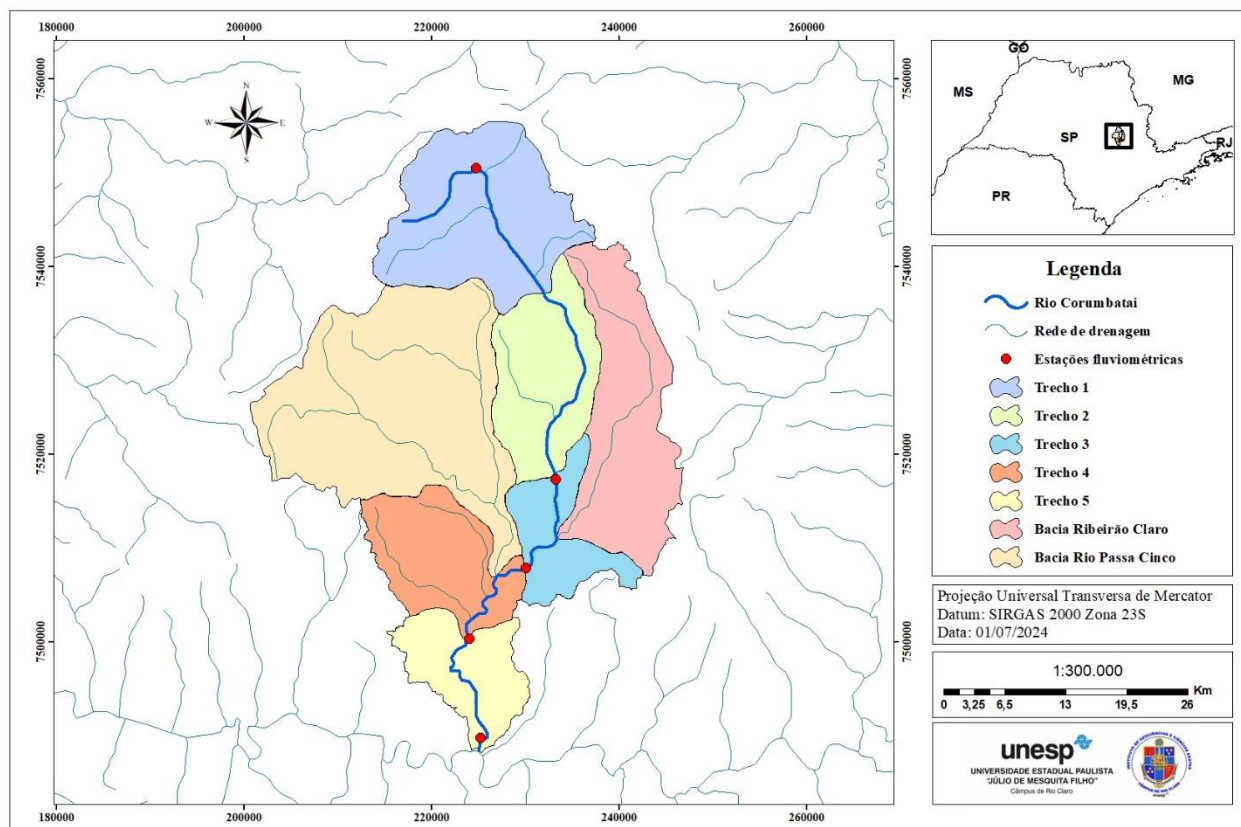
Tabela 6.8 - Características dos trechos considerados na modelagem do Rio Corumbataí.

Trecho	Comprimento do rio no trecho (km)	Cota (m)		Declividade (m/m)
		Montante	Jusante	
1	32,75	801	570	0,007053435
2	31,55	570	539	0,000982567
3	20,1	539	503	0,001791045
4	18,2	503	492	0,000604396
5	22,9	492	470	0,000960699

Fonte: Autor (2024).

O mapa abaixo ilustra a segmentação realizada, considerando também os dois trechos relativos aos principais afluentes:

Figura 6.12 - Representação dos trechos simulados do Rio Corumbataí.



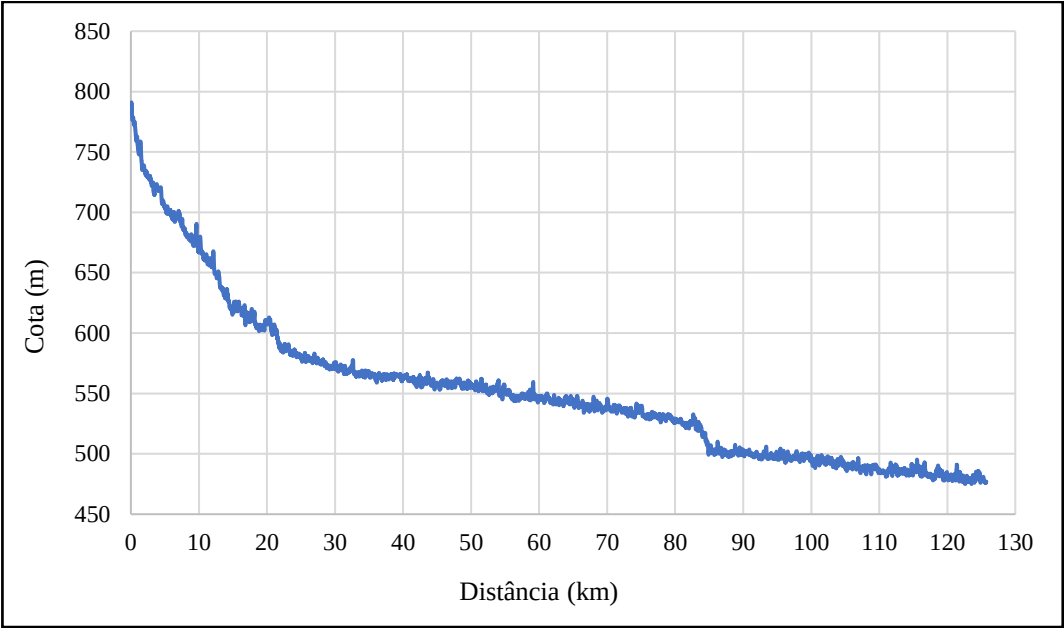
Fonte: Autor (2024).

Os afluentes do Rio Corumbataí foram considerados como cargas pontuais no modelo, localizadas nos respectivos pontos de confluência. Considerando ainda que as cargas de poluentes geradas nas áreas de contribuição das bacias do Ribeirão Claro e Passa Cinco chegam primeiro a esses rios, e posteriormente ao Rio Corumbataí na área de confluência, esses trechos foram considerados apenas para o cálculo de tais cargas (que será abordado posteriormente), não sendo realizada a sua modelagem de forma detalhada.

Devido a grande diferença espacial entre as duas primeiras estações fluviométricas, os dados hidrológicos obtidos na estação de Analândia foram generalizados para todo o trecho 1. Para as estações seguintes, as mesmas estão posicionadas da divisa entre os trechos, onde seus dados foram utilizados para o trecho anterior.

A partir do mesmo modelo digital de elevação utilizado no capítulo 4, foi elaborado o perfil longitudinal do Rio Corumbataí, que pode ser observado na figura 6.13:

Figura 6.13 - Perfil longitudinal do Rio Corumbataí.



Fonte: Autor (2024).

Pela análise do perfil, observa-se uma declividade mais acentuada nos primeiros 20 km, relativos ao trecho 1, que resulta em maior turbulência da água e oxigenação. Após o trecho inicial, a declividade sofre poucas variações até o final do trecho 3, no município de Rio Claro, onde ocorre novamente um aumento devido a diferença de altitude. Nos trechos finais, a declividade volta a diminuir, atingindo a cota de 470 m na foz.

A tabela abaixo apresenta as áreas relativas a cada trecho, bem como as áreas totais de cada município da Bacia do Rio Corumbataí e as áreas municipais inseridas em cada trecho:

Tabela 6.9 - Área de cada município inserida em cada trecho.

Município	Área (km²) - Trecho							
	Total	1	2	3	4	5	RB	PC
Analândia	325,953	169,16						
Corumbataí	278,622	99,996	44,106				27,583	59,218
Itirapina	564,603	29,159			1,059			241,302
Rio Claro	498,422		150,034	85,383	8,887		161,061	70,401
Santa Gertrudes	102,841			21,541			81,3	
Ipeúna	190,01				49,968			140,072
Charqueada	175,846				95,462	28,983		
Piracicaba	1378,07				16,12	97,775		
Total		298,315	194,14	106,924	171,496	126,758	269,944	510,993

Fonte: Autor (2024). * RB = Ribeirão Claro; PC = Passa Cinco.

6.4.2 Obtenção dos dados de qualidade de água

Os dados de qualidade da água do Rio Corumbataí utilizados para a calibração do modelo foram retirados dos Relatórios de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, publicados anualmente pela CETESB. Utilizou-se todos os sete pontos de monitoramento disponíveis, contemplando desde a região da nascente até a foz do rio. Ressalta-se que os primeiros quatro pontos foram os mesmos utilizados na avaliação espaço-temporal da seção 5.

Quadro 6.1 - Pontos de monitoramento utilizados para a obtenção dos dados de calibração do modelo.

Ponto	Código Cetesb	Região	Latitude (S)	Longitude (W)
1	CRUM 02050	Nascente	22°07'45"	47°40'05"
2	CRUM 02080	Médio curso	22°19'29"	47°33'32"
3	CRUM 02100	Médio curso	22°20'49"	47°34'12"
4	CRUM 02200	Médio curso	22°30'54"	47°37'26"
5	CRUM 02300	Baixo curso	22°34'53"	47°41'01"
6	CRUM 02500	Baixo curso	22°38'01"	47°40'58"
7	CRUM 02850	Foz	22°40'45"	47°40'31"

Fonte: CETESB (2023).

Para a realização da calibração, utilizou-se as médias geométricas dos dados referentes ao ano de 2019. O ano de 2019 foi escolhido em função de ser o último ano a apresentar coletas bimestrais da CETESB, dispondo assim de um maior número de dados em menor espaço de tempo. Ainda, os dados levantados acerca do lançamento de efluentes das ETE's no Rio Corumbataí datam de 2019, conforme o relatório da Agência das Bacia PCJ. A escolha da média geométrica se baseia em sua menor influência em relação a valores extremos, sendo uma melhor indicação de tendência central em dados relativos à qualidade da água (VON SPERLING, 2007; EPA, 2012).

Em relação ao fósforo, a CETESB monitora apenas os valores referentes ao fósforo total e ao ortofosfato, enquanto o QUAL2K solicita como dados de entrada informações relativas as frações orgânica e inorgânica. Desse modo, foi necessário considerar que o ortofosfato corresponde a todo o fósforo inorgânico presente. Partindo dessa premissa, a fração de fósforo orgânico foi obtida subtraindo a concentração de ortofosfato do fósforo total.

Ressalta-se que a penúltima coleta (referente ao mês de setembro) foi desconsiderada para o ponto 7, em função de apresentar valores de DBO e OD muito distantes das outras coletas, indicando a presença de algum fenômeno atípico na área, como algum tipo de despejo temporário.

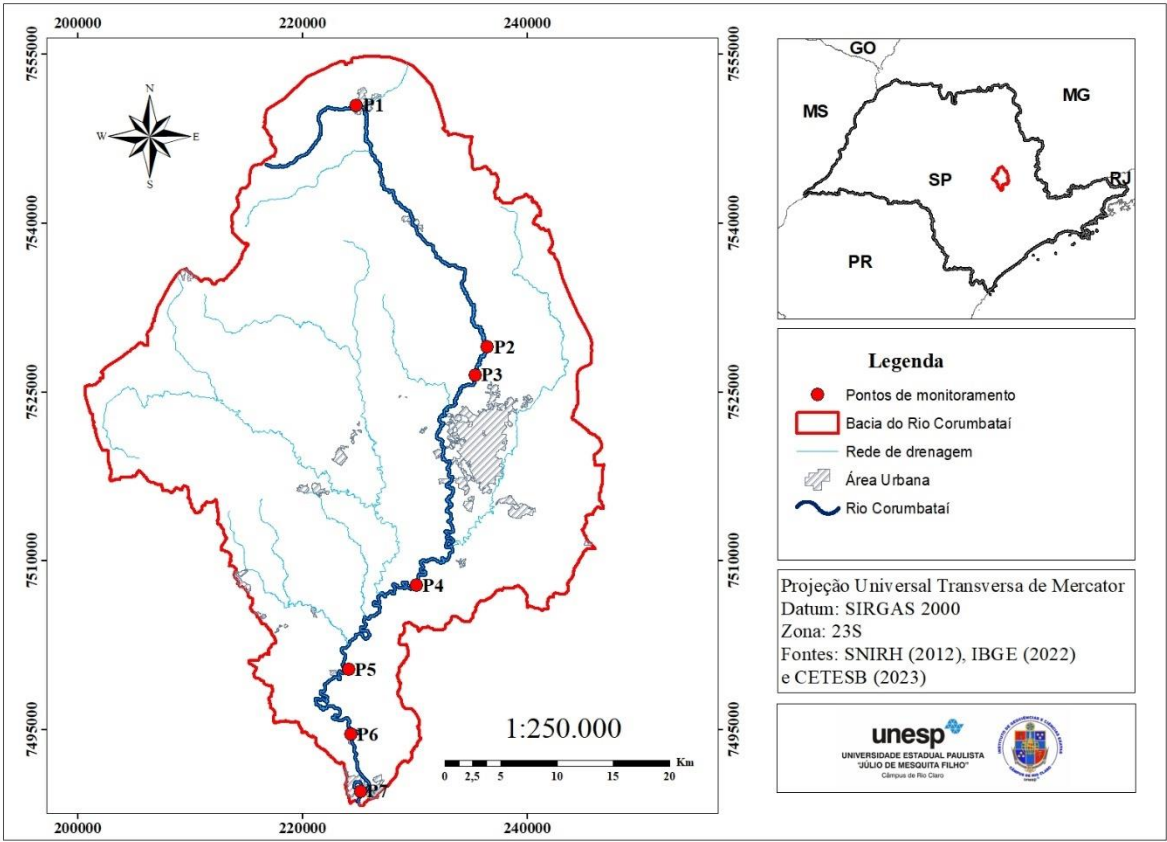
A tabela abaixo apresenta os valores finais dos parâmetros utilizados na calibração do modelo.

Tabela 6.10 - Parâmetros de qualidade da água utilizados na calibração do modelo.

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	Ponto						
	1	2	3	4	5	6	7
T (°C)	19,99	20,26	20,45	20,79	22,17	23,10	22,32
pH	6,62	6,70	6,78	6,95	6,73	6,90	7,04
OD	8,84	7,23	7,83	7,71	7,52	7,20	6,59
DBO	2,11	2,50	2,70	5,31	4,59	3,85	3,78
N amoniacal	0,30	0,26	0,26	0,66	0,51	0,49	0,43
Nitrato	0,57	0,76	0,69	0,97	0,92	1,08	1,04
Nítrito	0,02	0,02	0,02	0,10	0,08	0,10	0,10
N Kjeldahl	0,59	0,58	0,68	1,58	0,93	0,99	1,07
P Orgânico	0,02	0,18	0,18	0,32	0,33	0,29	0,26
P Inorgânico	0,02	0,02	0,02	0,04	0,03	0,03	0,02
E. coli (UFC/100mL)	516	2632	2803	10009	5395	1512	6054

Fonte: Adaptado de CETESB (2023).

Figura 6.14 - Localização dos pontos de monitoramento utilizados na calibração do modelo.



Fonte: Autor (2024).

6.4.3 Obtenção dos dados hidrológicos

Conforme mencionado anteriormente, os dados hidrológicos foram levantados a partir de quatro estações fluviométricas operadas pelo DAEE e um ponto de monitoramento da CETESB.

De acordo com Von Sperling (2007), a vazão de referência a ser utilizada no modelo depende dos objetivos da simulação. Para a calibração do modelo, onde é feito o ajuste dos dados simulados em relação aos dados reais, utiliza-se a vazão observada em determinado período. Desse modo, utilizou-se a vazão média diária de cada estação durante o ano de 2019 para cada trecho. De forma análoga, adotou-se as profundidades e velocidades médias medidas ao longo do ano, cujas valores encontram-se dispostos abaixo:

Tabela 6.11 - Parâmetros hidrológicos utilizados para cada trecho.

Parâmetro	Trecho				
	1	2	3	4	5
Vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	0,80	5,99	11,32	19,38	23,73
Profundidade (m)	0,34	0,45	1,36	1,65	1,81
Velocidade ($\text{m}.\text{s}^{-1}$)	0,39	0,43	0,49	0,53	1,06

Fonte: CETESB (2023); DAEE (2024).

As vazões incrementais, ou seja, as diferenças entre as vazões estimadas entre dois trechos sequenciais, foram computadas como aportes difusos ao longo do trecho anterior, de modo a simular o acréscimo de vazão decorrente do escoamento superficial.

De posse dos dados hidrológicos, foram calculados os coeficientes de descarga para a profundidade e velocidade de cada trecho, conforme equações 6.8 e 6.9. Foram utilizados os valores típicos para os expoentes de cada equação, conforme tabela 6.1. Os resultados são sintetizados na tabela abaixo:

Tabela 6.12 - Coeficientes das equações da velocidade e profundidade calculados para cada trecho.

Trecho	Coeficientes de descarga			
	Velocidade (U)		Profundidade (H)	
	a	b	α	β
1	0,434	0,45	0,372	0,4
2	0,190	0,45	0,220	0,4
3	0,164	0,45	0,515	0,4
4	0,140	0,45	0,504	0,4
5	0,255	0,45	0,510	0,4

Fonte: Autor (2024).

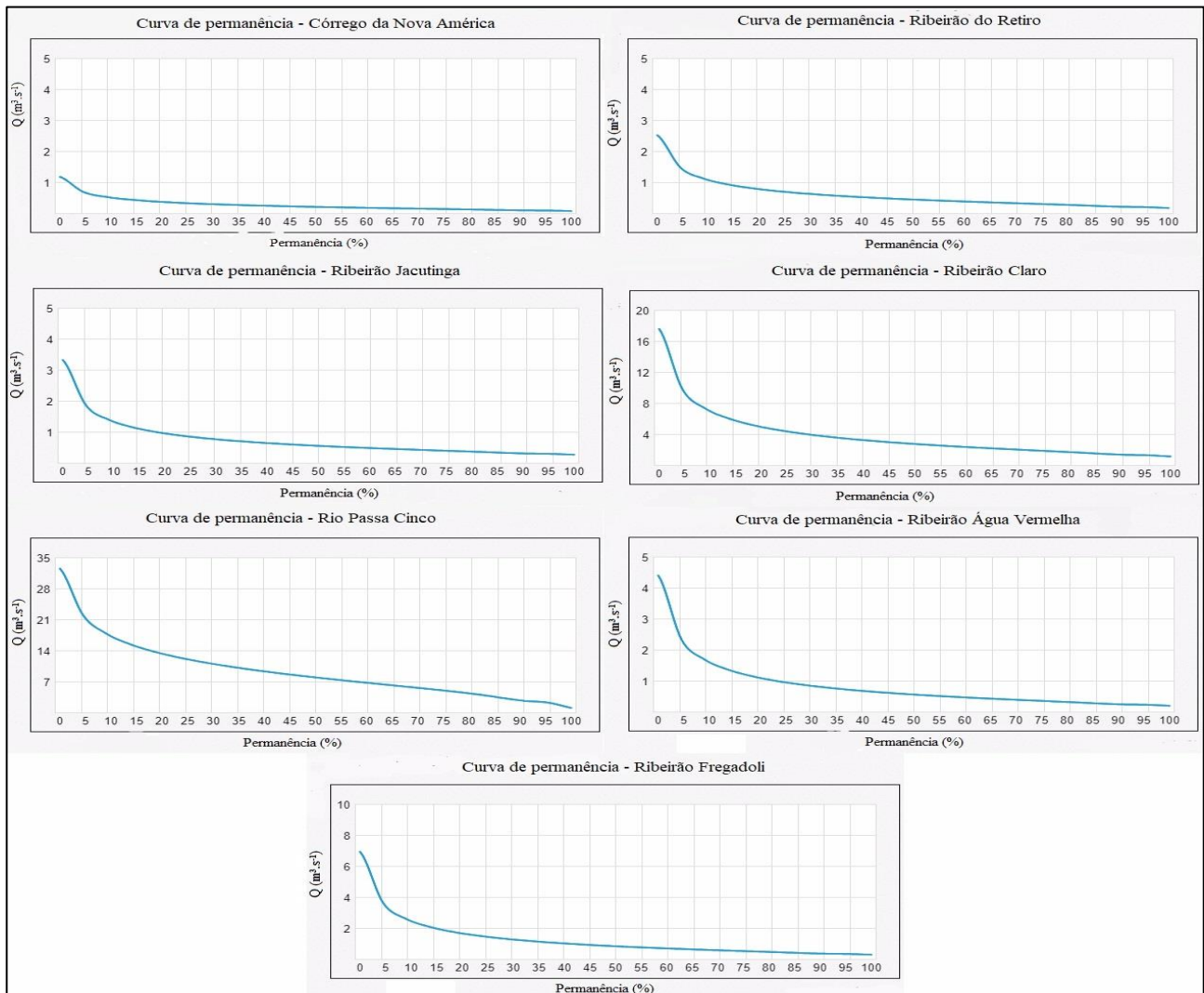
Devido a limitação de informações, os tributários foram inseridos no modelo como fontes pontuais de vazão, onde foram consideradas as vazões Q_{90} , obtidas por regionalização hidrológica, conforme modelo elaborado por Wolff (2013).

Tabela 6.13 - Vazão dos principais afluentes do Rio Corumbataí considerados na simulação.

Corpo hídrico	Área de drenagem (km ²)	Vazão Q_{90} (m ³ .s ⁻¹)	Latitude	Longitude	Distância da foz (km)
Córrego da Nova América	19,76	0,1284	22°7'53"	47°39'45,4"	113,78
Ribeirão do Retiro	41,68	0,2716	22°10'7"	47°39'22,38"	107,3
Ribeirão Jacutinga	53,53	0,363	22°22'18"	47°35'33"	70,45
Ribeirão Claro	269,94	1,6735	22°29'2,13"	47°35'34,02"	49
Rio Passa Cinco	510,99	4,1527	22°31'15,06"	47°39'17,49"	35
Ribeirão Água Vermelha	56,53	0,3118	22°32'21,26"	47°40'7,54"	30,8
Ribeirão Fregadoli	84,81	0,4664	22°33'43,28"	47°41'1,6"	25,8

Fonte: Autor (2024) com base em Wolff (2013).

Figura 6.15 - Curvas de permanência dos tributários do Rio Corumbataí.



Fonte: Autor (2024).

6.4.4 Obtenção dos dados climáticos

O QUAL2K solicita dados horários referentes a temperatura do ar (°C), ponto de orvalho (°C), velocidade do vento (m.s^{-1}) e cobertura de nuvens (%). Estes dados foram obtidos no site *visualcrossing* a partir de duas estações. Para os trechos 1-3, que compreendem da nascente em Analândia até a parte baixa de Rio Claro, foram utilizados os dados referentes a estação de São Carlos, mais próxima a área dos respectivos trechos. Para os trechos 4 e 5, foram utilizados dados da estação de Piracicaba, próxima a região da foz.

Assim como no caso dos parâmetros de qualidade da água, foi adotada a média horária dos parâmetros climáticos nos dias das campanhas de coleta em 2019 (14/01, 11/03, 06/05, 10/07, 02/09 e 25/11).

Tabela 6.14 - Dados climáticos utilizados nos trechos 1-3.

Horário	Parâmetro			
	Temperatura do ar (°C)	Ponto de orvalho (°C)	Velocidade do vento (m.s^{-1})	Cobertura de nuvens (%)
12:00 AM	18,63	15,05	2,79	42,17
1:00 AM	18,28	15,10	2,29	41,78
2:00 AM	17,93	15,18	1,95	40,97
3:00 AM	18,07	15,20	1,29	47,05
4:00 AM	17,50	15,15	1,87	55,85
5:00 AM	17,58	15,15	1,55	49,13
6:00 AM	15,90	14,65	1,50	53,28
7:00 AM	16,20	14,62	1,50	32,10
8:00 AM	18,15	15,78	1,25	33,62
9:00 AM	20,45	16,47	1,64	49,00
10:00 AM	22,57	16,23	2,10	46,12
11:00 AM	24,05	16,12	2,42	36,68
12:00 PM	25,10	15,78	2,51	49,67
1:00 PM	26,30	15,20	2,27	56,82
2:00 PM	26,78	14,85	2,19	45,60
3:00 PM	27,35	14,20	2,19	54,10
4:00 PM	26,83	14,87	2,58	40,45
5:00 PM	26,40	14,40	2,30	37,82
6:00 PM	24,68	15,85	2,27	26,03
7:00 PM	22,87	15,63	1,95	29,63
8:00 PM	21,52	16,18	1,85	31,80
9:00 PM	20,32	16,28	2,18	42,17
10:00 PM	19,83	16,13	2,21	18,82
11:00 PM	18,65	16,23	2,25	24,60

Fonte: Adaptado de *Visualcrossing* (2024).

Tabela 6.15 - Dados climáticos utilizados nos trechos 4 e 5.

Horário	Parâmetro			
	Temperatura do ar (°C)	Ponto de orvalho (°C)	Velocidade do vento (m.s ⁻¹)	Cobertura de nuvens (%)
12:00 AM	18,63	15,30	2,96	44,58
1:00 AM	18,25	15,48	2,32	42,22
2:00 AM	17,97	15,55	2,18	39,78
3:00 AM	18,13	15,73	1,31	46,73
4:00 AM	17,45	15,48	1,86	53,85
5:00 AM	17,42	15,45	1,43	49,12
6:00 AM	17,27	15,47	1,50	60,50
7:00 AM	17,70	15,42	1,14	34,25
8:00 AM	19,23	15,90	0,94	39,45
9:00 AM	21,00	16,47	1,32	55,57
10:00 AM	22,93	16,13	1,60	51,73
11:00 AM	24,10	15,42	2,03	52,17
12:00 PM	25,23	14,67	2,13	51,08
1:00 PM	26,48	14,03	1,98	54,25
2:00 PM	26,90	13,32	1,64	49,42
3:00 PM	27,38	13,05	1,83	61,17
4:00 PM	27,05	13,27	2,62	46,08
5:00 PM	26,42	13,50	2,29	42,60
6:00 PM	24,53	14,72	2,72	34,50
7:00 PM	23,63	14,73	2,11	35,72
8:00 PM	22,42	15,47	1,73	44,30
9:00 PM	20,90	16,08	2,97	37,85
10:00 PM	20,22	15,75	2,81	24,07
11:00 PM	19,25	16,03	2,18	23,90

Fonte: Adaptado de Visualcrossing (2024).

Tabela 6.16 - Estações utilizadas para obtenção dos dados climáticos.

Município	Id	Latitude	Longitude
São Carlos	86845099999	21°59'	47°53'
Piracicaba	86868099999	22°42'	47°27'

Fonte: Visualcrossing (2024).

6.4.5 Determinação dos aportes e abstrações pontuais e difusos

Os aportes pontuais de poluentes considerados nas simulações correspondem ao lançamento de efluentes das estações de tratamento que tem o Rio Corumbataí como receptor e dos dois principais tributários, o Ribeirão Claro e o Rio Passa Cinco. Como aportes de vazão, têm-se os tributários diretos do Rio Corumbataí, conforme a tabela 6.13. As retiradas de vazão consideradas correspondem as captações superficiais, tanto para abastecimento público quanto para outros fins.

As cargas difusas correspondem a vazão de esgoto não tratada de cada município, bem como as cargas geradas de acordo com o uso e ocupação do solo de cada trecho. A seguir, são detalhadas as metodologias utilizadas para a determinação de cada uma dessas fontes.

6.4.5.1 Contribuição pontual de lançamentos de efluentes domésticos

A determinação das contribuições relativas ao lançamento de efluentes foi efetuada em função das informações referentes a coleta e tratamento de esgoto de cada município integrante da Bacia do Rio Corumbataí, extraídas do “Estudo do Uso dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí”, realizado pela FAB-PCJ em 2020.

Inicialmente, levantou-se informações referentes as vazões de cada município com estações que utilizam diretamente o Rio Corumbataí como corpo hídrico receptor, dos sistemas de tratamento adotados e suas respectivas eficiências de remoção. Como o estudo supracitado fornecia informações apenas acerca da remoção de matéria orgânica, as eficiências de remoção de nutrientes e patógenos foram retiradas da literatura, de acordo com o sistema adotado.

Considerando que o estudo fornecia apenas as vazões de projeto de cada ETE, foi necessário calcular as vazões reais para cada estação, de modo a não considerar um cenário simplista onde as estações operariam sempre com a capacidade máxima. O cálculo foi realizado conforme a equação abaixo:

$$Q_{\text{méd}} = \frac{\text{Pop.CPC.R}}{86400} \quad (6.63)$$

Onde $Q_{\text{méd}}$ é a vazão média de esgoto (L.s^{-1}); Pop é a população total do município/atendida pela ETE (hab.); CPC é o consumo per capita de água (L/d.hab.) e R é coeficiente de retorno (0,8).

Tabela 6.17 - Vazão de esgoto em cada município que tem lançamento direto no Rio Corumbataí.

Município	Vazão com coleta e tratamento (L/s)	Vazão com coleta e sem tratamento (L/s)	Vazão - solução individual (L/s)	Vazão sem coleta e sem tratamento (L/s)	Vazão total (L/s)	População total atendida (hab.)
Analândia	3,5	0	0,1	0,2	3,8	3416
Corumbataí	4,5	0	0	0,1	4,6	2460
Rio Claro	501	44	2,5	0	547,5	193205
Charqueada	13,9	0,6	0,9	3,1	18,5	12649
Piracicaba	1197,35	0	0	0	1197,35	501695

Fonte: Adaptado de FAB-PCJ (2020).

Tabela 6.18 - Estações de tratamento e eficiência de remoção

Município	ETE	População atendida (hab.)	Responsável	Sistema adotado	Eficiência de remoção (%)				
					DBO	Amônia*	N - total*	P - total*	Coliformes*
Analândia	José Batista Marinho	3416	Prefeitura municipal	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	75	50	60	35	99,9
Charqueada	Recreio	2696	SABESP	Lagoa facultativa	85	50	60	35	99
Corumbataí	Corumbataí	2460	Prefeitura municipal	Lodos ativados de aeração prolongada	85	80	60	35	90
Piracicaba	Vila Belém	800	Águas do Mirante	Tanque séptico + filtro anaeróbio	65	45	60	35	90
Rio Claro	Ajapi	2252	BRK Ambiental	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	90	60	60	50	99,99
Rio Claro	Assistência	1019	BRK Ambiental	Fossa séptica + filtro aeróbio submerso + desinfecção	91	65	60	35	90

Tabela 6.18 - Estações de tratamento e eficiência de remoção (continuação).

Município	ETE	População atendida (hab.)	Responsável	Sistema adotado	Eficiência de remoção (%)				
					DBO	Amônia*	N - total*	P - total*	Coliformes*
Rio Claro	Batovi	382	BRK Ambiental	Fossa séptica + reator anaeróbico UASB + filtro aeróbico submerso + Desinfecção UV	97	65	60	35	90
Rio Claro	Ferraz	358	BRK Ambiental	Fossa séptica + reator anaeróbico + vala de filtração	96	65	65	50	99
Rio Claro	Flores	41403	BRK Ambiental	Reator anaeróbico (UASB) + lodos ativados	96	65	60	35	99
Rio Claro	Palmeiras	18323	BRK Ambiental	Reator anaeróbico + lagoa aerada + lagoa de maturação	90	55	55	50	99,99
Rio Claro	Jardim Novo	76475	BRK Ambiental	Sistema Nereda**	94	70	65	50	99,9

Fonte: FAB-PCJ (2020), *Von Sperling (2007). Obs: **Adotado.

Tabela 6.19 - Concentrações típicas dos parâmetros físico-químicos do esgoto bruto (mg.L⁻¹).

	DBO ₅	Nitrogênio orgânico	Nitrogênio amoniacal	Nitrito	Nitrato	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	E. coli*	pH
Faixa	250 - 400	15 - 30	20 - 40	0	0 - 2	1 - 6	3 - 9	10 ⁶ - 10 ⁹	6,7 - 7,5
Adotado	300	20	30	0	0	3	4	10 ⁷	7

Fonte: Von Sperling (2007). *Org.100mL⁻¹

Considerou-se todos os lançamentos de efluentes (tratados ou não) com concentração de OD de $0,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e temperatura de 20°C . Ainda, a DBO_5 foi convertida para DBO_U , conforme a relação $\text{DBO}_5/\text{DBO}_U$ de 0,63 (CHAPRA, 1997).

De posse da vazão coletada e da população atendida de cada município (tabela 6.17), calculou-se o consumo per capita de água para cada município, conforme equação 6.63. Os municípios de Analândia e Corumbataí, por possuírem apenas uma estação, não foram incluídos nesse cálculo em vista de que toda a vazão coletada é distribuída para essa única estação. Nesse dois casos, adotou-se as vazões de projeto nas simulações.

Tabela 6.20 - Cálculo do consumo de água per capita.

Município	Vazão coletada (L.s^{-1})	População atendida	R	Consumo (L/hab.dia)
Charqueada	14,5	12649	0,8	123,8
Piracicaba	1197,35	501695	0,8	257,8
Rio Claro	545	193205	0,8	304,7

Fonte: Autor (2024).

A partir dos valores do consumo per capita da tabela 6.20 e da população atendida por cada ETE (tabela 6.18), foi possível calcular as vazões de lançamento de cada estação. As concentrações de cada parâmetro encontram-se na tabela 6.19, onde posteriormente foram aplicadas as taxas de remoção referentes a cada estação de tratamento.

6.4.5.2 Retiradas pontuais de vazão

O Rio Corumbataí conta com duas captações para abastecimento público, a primeira em Rio Claro e a segunda em Piracicaba, próxima a foz. Ainda, há a presença de captações superficiais com outras finalidades, as quais foram obtidas por meio de consulta ao sistema de outorgas do DAEE.

Tabela 6.21 - Captações para abastecimento público no Rio Corumbataí.

Município	Responsável	Coordenadas		Vazão captada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	Distância da foz (km)
		Latitude	Longitude		
Rio Claro	DAAE	22°19'30,07	47°33'32,14"	0,382	80,9
Piracicaba	SEMAE	22°37'57,68"	47°40'38,39"	1,791	8,6

Fonte: FAB-PCJ (2020).

Tabela 6.22 - Captações superficiais no Rio Corumbataí.

Município	Finalidade	Vazão (m ³ .s ⁻¹)	Latitude	Longitude	Distância da foz (km)
Rio Claro	Irrigação	0,01194	22°18'39"	47°33'53"	83,65
Rio Claro	Outros	0,00086	22°21'10"	47°34'14"	75,5
Rio Claro	Industrial	0,019097	22°25'0,11"	47°35'34,47"	61,9
Rio Claro	Mineração	0,0017	22°28'37"	47°35'50"	51,48
Rio Claro	Industrial	0,04638	22°29'13"	47°35'32"	48,8
Rio Claro	Irrigação	0,002361	22°30'51"	47°38'38,55"	37,4
Piracicaba	Industrial	0,25	22°38'4"	47°40'58,57"	7,97
Piracicaba	Industrial	0,0277	22°40'7,8"	47°40'20"	3,96
Piracicaba	Industrial	0,00138	22°40'31"	47°40'51"	1

Fonte: DAEE (2024).

6.4.5.3 Contribuição difusa de lançamentos de esgoto doméstico

As parcelas de esgoto correspondentes as vazões “com coleta e sem tratamento”, “sem coleta e sem tratamento” e “solução individual” dos municípios que fazem lançamentos diretos no Rio Corumbataí, foram consideradas aportes difusos distribuídos linearmente ao longo do perímetro do rio nos respectivos municípios. A exceção ocorreu com o município de Rio Claro, que apresentou a maior vazão de efluente não tratado. Nesse caso, optou-se por realizar a distribuição ao longo do comprimento do rio inserido próximo a área urbana do município, de modo a tornar a simulação mais representativa da realidade.

Tabela 6.23 - Contribuições difusas de esgoto não tratado.

Município	Vazão (L.s ⁻¹)	Distância da foz (km)	
		Início	Fim
Analândia	0,3	125,4	106,6
Charqueada	4,6	30,69	15,55
Corumbataí	0,1	106,6	97,7
Rio Claro	46,5	72	55,7

Fonte: Autor (2024) com base em FAB-PCJ (2020).

6.4.5.4 Cargas difusas referentes ao uso do solo

Conforme Larentis (2004), a forma mais simples de se estimar as contribuições da poluição difusa se dá através da utilização de valores médios de concentração de determinado poluente em eventos de escoamento superficial ou de coeficientes que se baseiam na carga de poluente gerado por unidade de área, ambos levando em consideração o tipo de uso do solo.

O segundo método foi adotado neste trabalho, onde as contribuições difusas relativas ao uso do solo se basearam em quatro tipologias: Agricultura, área urbana, floresta e pecuária. Em relação a pecuária, adotou-se uma metodologia de cálculo mais detalhada, abordada por Silva (1998), considerando as cargas geradas pelos rebanhos de animais presentes em cada trecho, ao invés de simples relações de áreas.

Para a agricultura, área urbana e floresta, foram determinadas as áreas de cada tipologia presentes em cada trecho, através da elaboração de mapas de uso e ocupação do solo para cada trecho individualmente. As áreas obtidas foram então multiplicadas por valores de relações carga/área obtidas na literatura. As metodologias utilizadas são detalhadas a seguir.

6.4.5.4.1 Cálculo de cargas referentes ao uso do solo (agricultura, área urbana e floresta)

A determinação das áreas relativas ao uso do solo em cada trecho foi realizada através do software ArcMap 10.8. Posteriormente as áreas foram relacionadas aos coeficientes da tabela 6.24, de modo a determinar as cargas de cada trecho.

Tabela 6.24 - Cargas relativas as tipologias de uso do solo.

Tipologia de uso do solo	Carga gerada (kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)			
	DBO	N	F	Coliformes*
Agricultura	18	5	1,05	2,51E+11
Área urbana	70	8,5	2	1,50E+12
Floresta	2	2,7	0,4	-
Pastagem	10	6	0,5	2,63E+14

Fonte: Adaptado de Novotny (2003 *apud* LARENTIS, 2004). *NMP.ha⁻¹.ano⁻¹.

O cálculo das cargas para cada trecho se deu então conforme a equação abaixo:

$$Cus = \sum_{i=1}^n Ausi.Cusi \quad (6.64)$$

Onde:

Cus = Carga total resultante do uso e ocupação do solo em determinado trecho (kg.ano⁻¹)

$Ausi$ = Área relativa ao uso do solo da i-ésima tipologia no trecho (ha)

$Cusi$ = Coeficiente de carga do uso do solo da i-ésima tipologia (kg.ha⁻¹.ano⁻¹)

n = Total de tipologias consideradas

As cargas em kg.ano^{-1} foram então convertidas para g.s^{-1} e divididas pela vazão incremental de cada trecho em $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$, de modo a se obter as concentrações em mg.L^{-1} , necessárias como dados de entrada do modelo.

6.4.5.4.2 Cálculo das cargas referentes a pecuária

A quantificação das cargas relativas à pecuária se deu em função dos rebanhos presentes em cada município inserido em cada trecho. A tabela 6.25 apresenta as cargas médias diárias geradas por cabeça de cada tipo de rebanho.

Tabela 6.25 - Cargas médias geradas por tipo de rebanho

Rebanho	DBO	Nitrogênio total	Fósforo total	Coliformes
	(Kg/cabeça.dia)	(Kg/cabeça.dia)	(Kg/cabeça.dia)	(10^6 .cabeça.dia)
Bovino*	0,73	0,178	0,0425	5400
Equino	0,77	0,136	0,032	5700
Suíno	0,46	0,236	0,082	8900
Ovino	0,16	0,19	0,039	18000
Galináceos**	0,02	0,0011	0,0003	240

Fonte: Silva (1998). *Média entre gado de corte e leiteiro. **Galinhas de 10 a 12 semanas.

As informações acerca dos rebanhos presentes em cada município foram obtidas a partir do Censo Agropecuário do IBGE, cuja publicação mais recente data de 2017. A matriz da bacia é composta principalmente por bovinos, onde destacam-se os municípios de Piracicaba, Rio Claro, Itirapina e Corumbataí.

Tabela 6.26 - Número de animais por município integrante da Bacia do Rio Corumbataí.

Município	Rebanho (cabeças por município)				
	Bovinos	Equinos	Galináceos	Ovinos	Suínos
Analândia	7628	411	313	464	NI
Charqueada	3276	76	85	123	137
Corumbataí	14671	498	1087	343	373
Ipeúna	7652	298	161	313	742
Itirapina	15507	217	1270	162	258
Piracicaba	44584	680	900	797	1727
Rio Claro	15227	926	1201	673	1452
Santa Gertrudes	312	82	1	60	103

Fonte: IBGE (2017). *NI = Não informado.

Para a determinação dos rebanhos presentes em cada trecho, considerou-se que estes são distribuídos homogeneamente ao longo dos municípios, de modo a permitir o cálculo dos

rebanhos a partir das relações entre as áreas de cada município inseridas em cada trecho (tabela 6.9), conforme a equação abaixo:

$$N_c = \sum_{i=1}^n N_{cmi} \cdot \frac{A_{mi}}{A_t} \quad (6.65)$$

Onde:

N_c = Número de cabeças de determinado rebanho em determinado trecho

N_{cmi} = Número de cabeças de determinado rebanho no município i

A_{mi} = Área do município i inserida no trecho (ha)

A_t = Área total do município (ha)

n = Total de municípios inseridos no trecho

De posse do número de cabeças de cada rebanho em cada trecho, procedeu-se para o cálculo das cargas geradas pela pecuária em cada trecho:

$$C_p = \sum_{i=1}^n N_{ci} \cdot C_{ci} \quad (6.66)$$

Onde

C_p = Carga gerada pela pecuária em determinado trecho ($\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$)

N_{ci} = Número de cabeças do i -ésimo rebanho em determinado trecho

C_{ci} = Coeficiente de carga do i -ésimo rebanho ($\text{kg}/\text{cabeça} \cdot \text{dia}$)

n = Número total de rebanhos

Assim como para as cargas resultantes do uso do solo, as cargas da pecuária foram divididas pelas vazões incrementais de cada trecho, de modo a se obter as concentrações de entrada para o modelo.

Ressalta-se ainda que as cargas difusas geradas nas bacias do Ribeirão Claro e do Rio Passa Cinco foram inseridas como aportes pontuais nos pontos de confluência destes com o Rio Corumbataí, de modo a simular o aporte de poluição advindos destes dois rios, que correspondem aos dois principais tributários.

Como a literatura dispõe apenas de dados referentes as parcelas totais de nitrogênio e fósforo para as cargas difusas, e o QUAL2K solicita informações das frações desses nutrientes, foi necessária a determinação dessas parcelas de modo arbitrário. Para tal, observou-se as relações

entre essas frações presentes nos pontos de monitoramento, a partir do relatórios da CETESB. Ainda, levou-se em consideração as reações que ocorrem nos ciclos do nitrogênio e do fósforo, destacadas na seção 6.3.

Observando os dados de campo, verifica-se uma baixa presença de ortofosfato (aqui considerado como todo o fósforo inorgânico) em relação ao fósforo total, apresentando aumentos apenas nas áreas próximas a centros urbanos, indicando a provável presença de lançamentos pontuais de esgoto. Assim, considerou-se que os aportes difusos de fósforo constituem-se predominantemente da forma orgânica.

Em relação ao nitrogênio, percebe-se que o nitrato é a fração predominante nos pontos distantes da área urbana, seguida pela amônia e nitrogênio orgânico. Nos locais próximos aos centros urbanos, têm-se a amônia como parcela predominante, indicando novamente a presença de lançamentos de esgoto. Considerando ainda que as cargas podem ser geradas em locais distantes do rio principal, assim havendo tempo para que ocorram os processos de hidrólise do N orgânico e a oxidação da amônia, considerou-se uma maior parcela de nitrato presente na matriz do nitrogênio. A tabela 6.27 apresenta os valores utilizados para as composição dos aportes difusos de nitrogênio e fósforo:

Tabela 6.27 - Composição das cargas difusas de nitrogênio e fósforo relativas os uso do solo e pecuária.

Parâmetro	%
Nitrogênio Orgânico	30
Nitrogênio Amoniacal	20
Nitrato	40
Nitrito	10
Fósforo Orgânico	90
Fósforo Inorgânico	10

Fonte: Autor (2024).

6.4.6 Índices de remoção

As cargas difusas geradas na área de drenagem de determinada bacia hidrográfica não adentram o rio principal em sua totalidade, ficando uma parcela considerável retida no solo, além da degradação natural que os poluentes sofrem ao longo dos tributários, antes de atingir o canal principal. A consideração da totalidade das cargas pode superestimar os valores modelados, resultando em cenários bem distintos da realidade, conforme exposto em Silva (1998).

Braga *et al.* (2005) ressaltam o desmatamento e a urbanização como dois processos que contribuem para o aumento do aporte de cargas poluidoras que atingem os corpos hídricos. O

primeiro, por meio da redução da capacidade de infiltração do solo, e o segundo, por meio da impermeabilização, resultando em ambos os casos, no aumento do escoamento superficial.

Uma forma comum de considerar as atenuações das cargas difusas consiste na aplicação de índices de remoção, que expressam as perdas de um poluente conforme o mesmo é transportado sobre o solo para a água. Tais índices dependem das condições do solo e da água e dos processos químicos, físicos e biológicos que neles ocorrem (HOANG *et al.*, 2019).

Desse modo, foram aplicados índices de remoção (%) às cargas difusas geradas pelo uso do solo e pecuária. Os índices foram aplicados por trecho, sobre as cargas finais calculadas pelos métodos abordados anteriormente, levando em consideração a matriz de uso do solo para cada trecho, de modo a prover um cenário mais representativo da realidade. Assim, para trechos com maior porcentagem de área coberta por florestas, foram aplicados maiores índices de remoção. De forma oposta, trechos com maior incidência de área urbana e solo exposto receberam menores índices de remoção, representando o maior escoamento superficial resultante da impermeabilização do solo.

6.4.7 Calibração e análise de sensibilidade

A calibração foi realizada manualmente, por meio de alterações nos coeficientes cinéticos do modelo e nos índices de remoção, de modo a tornar os valores simulados o mais próximo possível dos valores reais. Buscou-se, sempre que possível, manter os coeficientes dentro das faixas especificadas na literatura, além da manutenção de índices de remoção condizentes com a realidade do uso e ocupação de cada trecho.

Devido à ausência de dados, as algas de fundo e a dinâmica da DBO lenta foram desconsideradas nas simulações. Os coeficientes estequiométricos e os relativos à simulação de patógenos (luz solar e sedimentação) foram adotados como o padrão do modelo.

A avaliação do ajuste do modelo foi realizada através do cálculo do coeficiente de determinação, erro relativo, raiz média dos erros ao quadrado e por análise de regressão. A análise de sensibilidade foi realizada pelo método da perturbação, variando cada coeficiente individualmente nas ordens de 20%, 50%, 100% e 200% e avaliando a variação média dos parâmetros de saída frente a cada coeficiente.

6.4.8 Simulação de cenários

Com o objetivo de avaliar a variação da qualidade da água em diferentes horizontes temporais frente a expansão das atividades antrópicas e o crescimento populacional, foram elaborados três cenários distintos. Considerando que a simulação realizada na calibração do

modelo (cenário atual) utilizou dados de 2019, foram avaliados três horizontes temporais de 10 anos, referente às condições de 2029, 2039 e 2049.

As novas simulações se basearam nas variações de vazões de lançamentos de efluentes e das cargas geradas pelo uso do solo e pecuária, ocasionadas pelo aumento populacional e mudanças na ocupação da região.

Para cada município que possui estações que lançam seus efluentes diretamente no Rio Corumbataí, foram realizadas projeções populacionais para os anos citados pelos métodos aritmético e geométrico, sendo utilizado aquele que apresentou melhor ajuste (R^2). Para efeito de simplificação, considerou-se que o aumento populacional em determinado município resulta em um aumento das populações atendidas pelas ETE's na mesma proporção. Os cálculos de deram conforme as equações abaixo, para os crescimentos aritmético e geométrico, respectivamente:

$$\frac{dP}{dt} = K_a \quad (6.67)$$

Cuja integração resulta em:

$$P(t) = P_0 + K_a(t-t_0) \quad (6.68)$$

Onde:

$P(t)$ = População no ano t

P_0 = População no ano t_0

K_a = Taxa de crescimento aritmético, dada por:

$$K_a = \frac{P_2 - P_0}{t_2 - t_0} \quad (6.69)$$

Onde:

P_2 = População no ano P_2 , comumente o último censo, no ano t_2

$$\frac{dP}{dt} = K_g \cdot P \quad (6.70)$$

Cuja integração resulta em:

$$P(t) = P_0 \cdot e^{K_g(t-t_0)} \quad (6.71)$$

Onde Kg é a taxa de crescimento geométrico, dada por:

$$\frac{\ln(P2) - \ln(Po)}{t2 - to} \quad (6.72)$$

De posse do crescimento populacional em cada horizonte, calculou-se as novas vazões de lançamento com base nos valores atuais (tabela 6.28), considerando que o consumo de água per capita e o coeficiente de retorno permaneceram constantes. Da mesma forma, os lançamentos de esgoto não tratado, considerados como fontes difusas, foram recalculados com base na taxa de crescimento de cada horizonte. Considerou-se que os sistemas de tratamento adotados pelas estações (eficiência) e os índices de tratamento de efluentes dos municípios permaneceram constantes ao longo do tempo.

Em relação as cargas difusas geradas pelo uso do solo, as mesmas foram recalculadas a partir das variações nas tipologias de uso. O mapa elaborado para o ano de 2019 (figura 4.11) foi confrontado com um novo mapa correspondente ao ano de 2009. Assim, calculou-se as variações em relação a área urbana, agricultura, floresta e áreas de pastagens. As variações entre os anos de 2009 e 2019 foram então utilizadas para determinar as cargas e as concentrações de entrada para cada novo horizonte.

Em relação à pecuária, as variações nas áreas de pastagem foram aplicadas aos rebanhos de cada município, permitindo o cálculo do novo número de cabeças para cada trecho.

6.5 Resultados

6.5.1 Quantificação das cargas e concentrações

6.5.1.1 Concentração das descargas pontuais de efluentes domésticos

Conforme abordado na seção 6.4.5.1, as concentrações de esgoto foram obtidas a partir de dados do esgoto bruto retirados da literatura, aplicando as taxas de remoção conforme o sistema de tratamento adotado em cada estação. As vazões de cada estação foram obtidas conforme a equação 6.63, através dos dados da população atendida e do coeficiente de consumo per capita de água para cada município, calculados anteriormente. A tabela 6.28 apresenta os resultados obtidos:

Tabela 6.28 - Concentrações de esgoto lançadas por cada estação de tratamento (mg.L^{-1}).

Município	ETE	Vazão estimada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	DBO _U	Nitrogênio Amoniacal	Nitrogênio Orgânico	Fósforo Orgânico	Fósforo Inorgânico	E. coli*
Analândia	José Batista Marinho	0,026	119,05	15	8	1,95	2,6	1,E+04
Charqueada	Recreio	0,003090521	71,43	15	8	1,95	2,6	1,E+05
Corumbataí	Corumbataí	0,0045	71,43	6	8	1,95	2,6	1,E+06
Piracicaba	Vila Belém	0,001909288	166,67	16,5	8	1,95	2,6	1,E+06
Rio Claro	Ajapi	0,006352527	47,62	12	8	1,5	2	1,E+03
Rio Claro	Assistência	0,002874434	42,86	10,5	8	1,95	2,6	1,E+06
Rio Claro	Batovi	0,00107756	14,29	10,5	8	1,95	2,6	1,E+06
Rio Claro	Ferraz	0,00100986	19,05	10,5	7	1,5	2	1,E+05
Rio Claro	Flores	0,116791154	19,05	10,5	8	1,95	2,6	1,E+05
Rio Claro	Palmeiras	0,051686214	47,62	13,5	9	1,5	2	1,E+03
Rio Claro	Jardim Novo	0,215723584	28,57	9	7	1,5	2	1,E+04

Fonte: Autor (2024). *Org.100mL⁻¹.

6.5.1.2 Quantificação de cargas geradas pelo uso do solo.

As tipologias de uso do solo presentes em cada trecho estão dispostas na tabela abaixo:

Tabela 6.29 - Composição do uso do solo em cada trecho (km²).

Tipologia de uso do solo	Trecho						
	1	2	3	4	5	RC	PC
Área urbana	4,86	14,06	14,87	3,5	7,5	22,58	2,27
Café	0,61	-	-	0,15	-	-	2,44
Cana-de-açúcar	48,20	22,72	42,64	79,19	49,46	89,82	70,94
Citricos	0,39	0,04	-	-	-	-	0,63
Culturas perenes	0,66	0,08	-	0,01	0,01	2,99	0,24
Culturas temporárias	0,34	0,23	0,14	0,06	0,1	0,84	0,72
Gramineas	1,32	0,05	-	0,03	0,01	-	1,14
Mineração	-	-	5,73	-	-	0,29	
Mosaico de usos	74,94	64,06	25,54	43,22	46,23	75,83	125,16
Pastagem	65,6	69,13	5,67	19,56	7,68	19,17	141,76
Reflorestamento	24,47	1,89	0,09	1,81	0,4	8,51	44,73
Rios e lagos	0,44	0,23	0,61	0,24	0,95	1,57	0,64
Savana	4,2	-	-	0,02	-	-	3,13
Soja	4,54	0,39	0,14	0,37	0,07	4,84	0,67
Solo exposto	1,70	2,25	3,75	0,67	0,76	3,97	2,15
Vegetação arbórea	65,53	18,95	8,16	22,2	13,38	39,45	112
Wetlands	0,36	0,02	-	0,51	0,02	0,01	2,1
Total	298,17	194,11	107,33	171,53	126,56	269,87	510,74

Fonte: Autor (2024) com base em MapBiomias (2024). *RB = Ribeirão Claro; PC = Passa Cinco

Para se adequar aos dados da tabela 6.24, referente as cargas geradas, realizou-se um agrupamento das tipologias presentes na tabela 6;29:

- As tipologias “Área urbana”, “Mineração” e “Solo exposto” foram classificadas como “Área Urbana”
- As tipologias “Cana-de-açúcar”, “Café”, “Cítricos”, “Culturas perenes”, “Culturas temporárias” e “Soja” foram classificadas como “Agricultura”
- As tipologias “Gramíneas” e “Pastagem” foram classificadas como “Pastagem”
- As tipologias “Reflorestamento”, “Savana”, “Vegetação arbórea” e “Wetlands” foram classificadas como “Floresta”

• A tipologia “Mosaico de usos” corresponde a uma mescla composta basicamente de agricultura e áreas de pastagem. Desse modo, sua área foi dividida igualmente entre essas duas classes.

A tabela 6.30 apresenta então a composição final do uso do solo para cada trecho, com as áreas já convertidas para hectares:

Tabela 6.30 - Composição final do uso do solo (ha).

Tipologia de uso do solo	Trecho						
	1	2	3	4	5	RC	PC
Floresta	9456,4	2086,1	824,7	2453,3	1379,5	4797,1	16196,2
Pastagem	10438,4	10121,5	1843,4	4120,0	3080,5	5708,2	20548,0
Agricultura	9222,4	5549,0	5568,9	10138,5	7275,2	13640,7	13822,9
Área urbana	485,9	1406,2	2059,6	349,8	749,9	2287,4	227,2

Fonte: Autor (2024).

As tabelas abaixo apresentam s cargas geradas para cada tipologia de uso do solo em cada trecho. Ressalta-se que estas correspondem as cargas totais geradas nas respectivas áreas de drenagem, anteriores a aplicação dos índices de remoção, não representando assim as cargas que realmente chegam ao rio principal. Ainda, conforme mencionado anteriormente, a tipologia referente a pecuária foi tratada de forma diferente, fazendo-se o uso do número de rebanhos.

Tabela 6.31 - Cargas totais geradas pela área urbana.

Trecho	Carga (kg/ano)			
	DBO	N Total	F Total	E. coli*
1	34015,8	4130,5	971,9	7,3E+14
2	98431,4	11952,4	2812,3	2,1E+15
3	144170,3	17506,4	4119,2	3,1E+15
4	24484,5	2973,1	699,6	5,2E+14
5	52492,7	6374,1	1499,8	1,1E+15
Ribeirão Claro	160116,2	19442,7	4574,7	3,4E+15
Passa Cinco	15903,2	1931,1	454,4	3,4E+14

Fonte: Autor (2024). *Org/ano.

Tabela 6.33 - Cargas totais geradas pela agricultura.

Trecho	Carga (kg/ano)			
	DBO	N Total	F Total	E. coli*
1	166002,7	46111,9	9683,5	2,3E+15
2	99882,2	27745,1	5826,5	1,4E+15
3	100240,9	27844,7	5847,4	1,4E+15
4	182492,6	50692,4	10645,4	2,5E+15
5	130954,5	36376,2	7639,0	1,8E+15
Ribeirão Claro	245532,0	68203,3	14322,7	3,4E+15
Passa Cinco	248812,6	69114,6	14514,1	3,5E+15

Fonte: Autor (2024). *Org/ano.

Tabela 6.34 - Cargas totais geradas por áreas de floresta.

Trecho	Carga (kg/ano)			
	DBO	N Total	F Total	E. coli
1	18912,7	25532,2	3782,5	-
2	4172,1	5632,4	834,4	-
3	1649,4	2226,7	329,9	-
4	4906,7	6624,0	981,3	-
5	2758,9	3724,6	551,8	-
Ribeirão Claro	9594,2	12952,2	1918,8	-
Passa Cinco	32392,5	43729,8	6478,5	-

Fonte: Autor (2024).

6.5.1.3 Quantificação das cargas geradas pela pecuária

As tabelas abaixo apresentam o número de cabeças de cada rebanho calculadas para cada trecho e as cargas totais geradas.

Tabela 6.35 - Rebanhos presentes em cada trecho.

Trecho	Rebanho (cabeças por trecho)				
	Bovinos	Equinos	Galináceos	Ovinos	Suínos
1	10025	403	437	372	147
2	6906	358	534	257	496
3	2677	177	206	128	271
4	4613	144	123	171	316
5	3703	61	78	77	145
RC	6631	416	497	301	591
PC	17537	549	1062	468	942

Fonte: Autor (2024).

Tabela 6.36 - Cargas totais geradas pela pecuária.

Trecho	Carga (kg/dia)			
	DBO	N Total	F Total	E. coli*
1	7764,7	1945,2	465,7	6,45E+13
2	5596,7	1444,4	355,8	4,85E+13
3	2239,6	589,2	146,7	2,02E+13
4	3653,8	947,9	233,3	3,16E+13
5	2830,7	716,4	174,2	2,30E+13
RC	5491,3	1434,2	355,5	4,90E+13
PC	13754,3	3508,6	858,7	1,15E+14

, Fonte: Autor (2024). *Org./dia

6.5.2 Ajuste do modelo

6.5.2.1 Índices de remoção

Os índices de remoção, em conjunto com os coeficientes do modelo, representaram os dois conjuntos de variáveis modificadas durante a etapa de calibração. Os índices foram aplicados individualmente em cada trecho, de modo a controlar as concentrações de entrada de cada poluente, fazendo com que as curvas calibradas se aproximassem dos dados de campo. A variação nos índices ocorria quando já não era possível obter bons resultados na calibração alterando apenas os coeficientes do modelo sem se afastar muito dos valores da literatura, de modo a não criar cenários muito divergentes da realidade. Ainda, a aplicação dos índices se deu de acordo com o uso do solo de cada trecho, conforme explicado na seção 6.4.6.

Tabela 6.37 - Percentual de cada tipologia de uso do solo em cada trecho.

Tipologia de uso do solo	Trecho						
	1	2	3	4	5	RC	PC
Floresta	31,70	10,75	7,67	14,30	10,88	17,77	31,70
Pastagem	34,99	52,13	17,15	24,02	24,30	21,15	40,21
Agricultura	30,91	28,58	51,81	59,10	57,39	50,53	27,05
Área urbana	1,63	7,24	19,16	2,04	5,92	8,47	0,44

Fonte: Autor (2024).

Pela análise da tabela 6.37, percebe-se que o trecho 3, referente a parte baixa do município de Rio Claro, é o trecho que apresenta maior proporção de área urbana e menor proporção de florestas. Desse modo, houve a tendência da atribuição de menores índices de atenuação para o trecho, de modo a representar a maior ação do escoamento superficial sobre os solos

impermeabilizados e descobertos de vegetação. O trecho da sub-bacia do Ribeirão claro apresentou a segunda maior proporção de área urbana. Apesar da parcela relativamente alta de florestas, estas encontram-se concentradas principalmente na área da FEENA (Horto Florestal, em Rio Claro), diferentemente dos outros trechos, que tem suas áreas de florestas distribuídas ao longo das áreas de drenagem.

O trecho da sub-bacia do Passa Cinco e o trecho 1, por sua vez, apresentaram as menores proporções de área urbana e as maiores proporções de florestas, recebendo assim, os maiores índices de remoção. A tabela abaixo apresenta os índices de remoção finais utilizados, considerando a aplicação para o uso do solo de modo geral e para a pecuária:

Tabela 6.38 - Índices de remoção utilizados (%).

Trecho	DBO		N Total		P Total		E. coli	
	Uso do solo	Pecuária	Uso do solo	Pecuária	Uso do solo	Pecuária	Uso do solo	Pecuária
1	70	97	35	91	60	95	72	93
2	50	94	25	89	35	82	25	30
3	34	72	23	50	30	65	15	10
4	10	90	20	80	9	82	42	49
5	20	89	10	70	20	86	34	40
RC	50	68	25	70	32	69	20	15
PC	60	91	30	85	30	88	52	60

Fonte: Autor (2024).

De posse das cargas totais geradas e dos índices de remoção, estimou-se as cargas que efetivamente chegam ao Rio Corumbataí, considerando a divisão do nitrogênio e do fósforo em suas respectivas frações (tabela 6.27);

Tabela 6.39 - Cargas totais advindas do uso do solo que adentram o Rio Corumbataí.

Trecho	Carga Total - uso do solo (mg/s)							
	DBO	N orgânico	N amoniacal	Nitrato	Nitrito	F orgânico	F inorgânico	E. coli*
1	2082,7	468,5	312,4	624,7	156,2	164,8	18,3	2,7E+07
2	3210,4	323,4	215,6	431,2	107,8	175,7	19,5	8,3E+07
3	5149,7	348,5	232,3	464,7	116,2	205,7	22,9	1,2E+08
4	6046,9	458,8	305,9	611,8	152,9	320,1	35,6	5,6E+07
5	4723,6	397,9	265,3	530,5	132,6	221,2	24,6	6,2E+07
RB	6583,6	717,7	478,5	957,0	239,2	404,0	44,9	1,7E+08
PC	3768,5	764,3	509,5	1019,1	254,8	428,4	47,6	5,8E+07

Fonte: Autor (2024). *Org./s.

Tabela 6.40 - Cargas totais advindas da pecuária que adentram o Rio Corumbataí.

Trecho	Carga Total - pecuária (mg/s)							
	DBO	N orgânico	N amoniacal	Nitrato	Nitrito	F orgânico	F inorgânico	E. coli
1	2696,1	607,9	405,3	810,5	202,6	242,5	26,9	5,2E+07
2	3886,6	551,7	367,8	735,6	183,9	667,1	74,1	3,9E+08
3	7257,8	1022,8	681,9	1363,8	340,9	535,0	59,4	2,1E+08
4	4228,9	658,3	438,8	877,7	219,4	437,4	48,6	1,9E+08
5	3604,0	746,2	497,5	995,0	248,7	254,1	28,2	1,6E+08
RB	20338,1	1494,0	996,0	1992,0	498,0	1148,0	127,6	4,8E+08
PC	14327,4	1827,4	1218,3	2436,5	609,1	1073,4	119,3	5,3E+08

Fonte: Autor (2024). *Org./s.

As cargas difusas foram divididas pelas vazões incrementais de cada trecho e convertidas para mg.L^{-1} , sendo então inseridas linearmente ao longo do comprimento do rio nos seus respectivos trechos.

6.5.2.2 Coeficientes do modelo

A variação nos coeficientes físicos do modelo foi realizada individualmente para cada trecho, de modo a se obter o melhor ajuste das curvas modeladas com os dados de campo. O ajuste foi baseado nos principais coeficientes que governam os balanços de OD, DBO, nutrientes e coliformes.

Tabela 6.41 - Coeficientes do OD e DBO utilizados na calibração do modelo.

Trecho	Oxigênio dissolvido	DBO
	Coefficiente de reaeração (K_a)	Coefficiente de desoxigenação (K_{dc})
1	4	0,15
2	2,5	0,22
3	3	1
4	2,3	0,25
5	1,7	0,59

Fonte: Autor (2024).

O trecho 1, por ser o mais turbulento (fator auxiliado pela maior declividade do trecho e presença de cachoeiras), recebeu o maior valor de K_a . Nos trechos seguintes, além do decréscimo da declividade, houve um aumento mais acentuado da profundidade em relação a velocidade, fator que contribui para a redução do coeficiente de reaeração, conforme exposto na literatura.

Desse modo optou-se pela atribuição de valores decrescentes ao longo do rio. A exceção foi em relação ao trecho 3, que devido a sua maior declividade, foi adotado um valor maior.

Em relação ao coeficiente de desoxigenação (K_{dc}), atribuiu-se o menor valor na região da nascente (trecho 1), em função da melhor qualidade da água e baixa influência antrópica. O trecho 3, que recebe a poluição advinda da área urbana de Rio Claro, além da confluência com o Ribeirão Claro, apresentou o maior valor, da ordem de $1.d^{-1}$, seguido pelo trecho 5, que adentra a área urbana de Piracicaba.

Tabela 6.42 - Coeficientes do nitrogênio utilizados na calibração do modelo.

Trecho	N Orgânico		N Amoniacal	Nitrato
	Taxa de hidrólise (K_{hn})	Vel. de sedimentação (V_{on})	Taxa de nitrificação (K_{na})	Taxa de desnitrificação (K_{dn})
1	0,02	0,02	0,3	0,05
2	0,12	0,05	1	0,08
3	0,6	0,1	0,9	0,1
4	0,16	0,15	0,4	0,12
5	0,4	0,1	0,9	0,2

Fonte: Autor (2024).

Tabela 6.43 - Coeficientes do fósforo e patógenos utilizados na calibração do modelo.

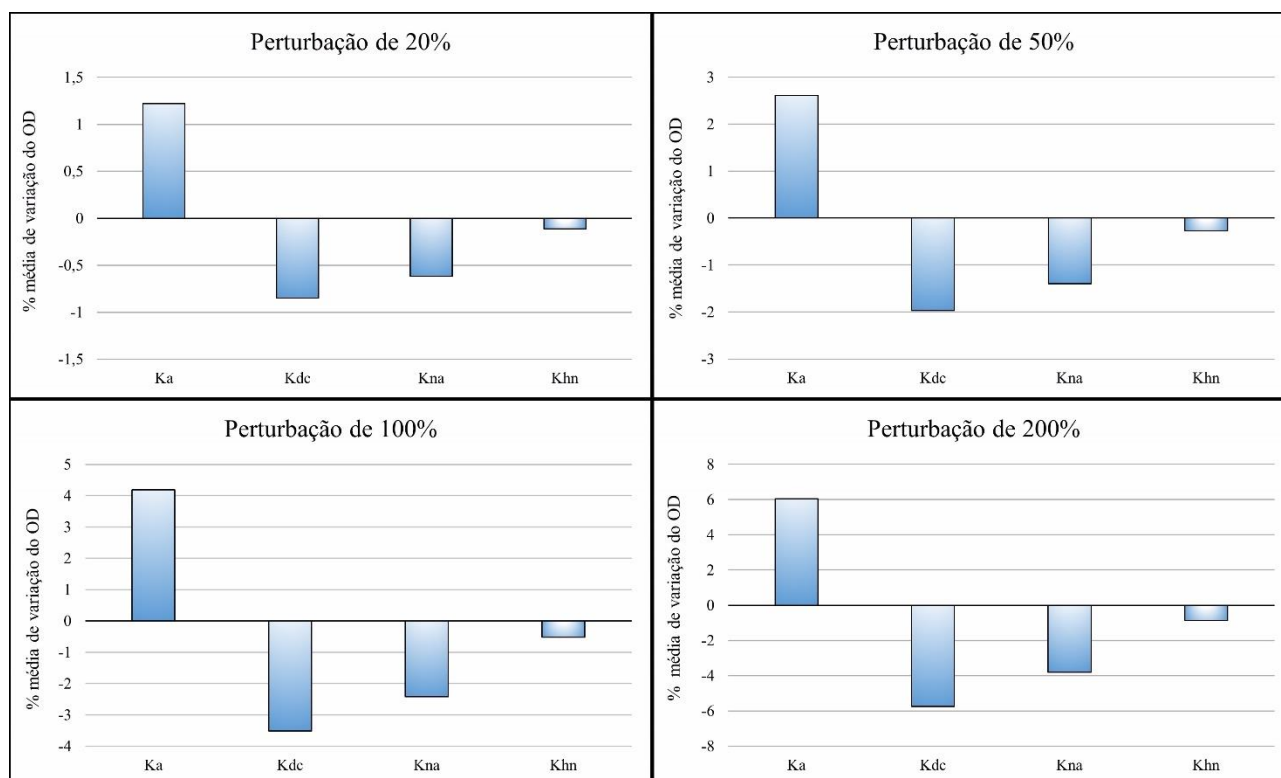
Trecho	F Orgânico		F Inorgânico	Patógenos
	Taxa de hidrólise (K_{hp})	Vel. de sedimentação (V_{op})	Vel. de sedimentação (V_{ip})	Taxa de decaimento (K_{dx})
1	0,2	0,2	0,8	
2	0,25	0,2	0,85	
3	0,45	0,4	1,2	0,65
4	0,1	0,25	0,9	
5	0,2	0,35	1,05	

Fonte: Autor (2024).

6.5.2.3 Análise de sensibilidade

Conforme abordado anteriormente, a análise de sensibilidade foi realizada pelo método da perturbação, variando cada coeficiente individualmente em valores fixos de 20%, 50%, 100% e 200%. Então, foi realizada a média das porcentagens de variação entre os 126 elementos para cada parâmetro de saída, conforme a equação 6.62. Ressalta-se ainda que, apesar de parâmetros como a temperatura e vazão também influenciarem nos outros parâmetros de saída, estes não foram considerados na análise de sensibilidade em vista de que seus valores são obtidos diretamente em campo, não havendo variações na etapa de calibração.

Figura 6.16 - Análise de sensibilidade para o oxigênio dissolvido.



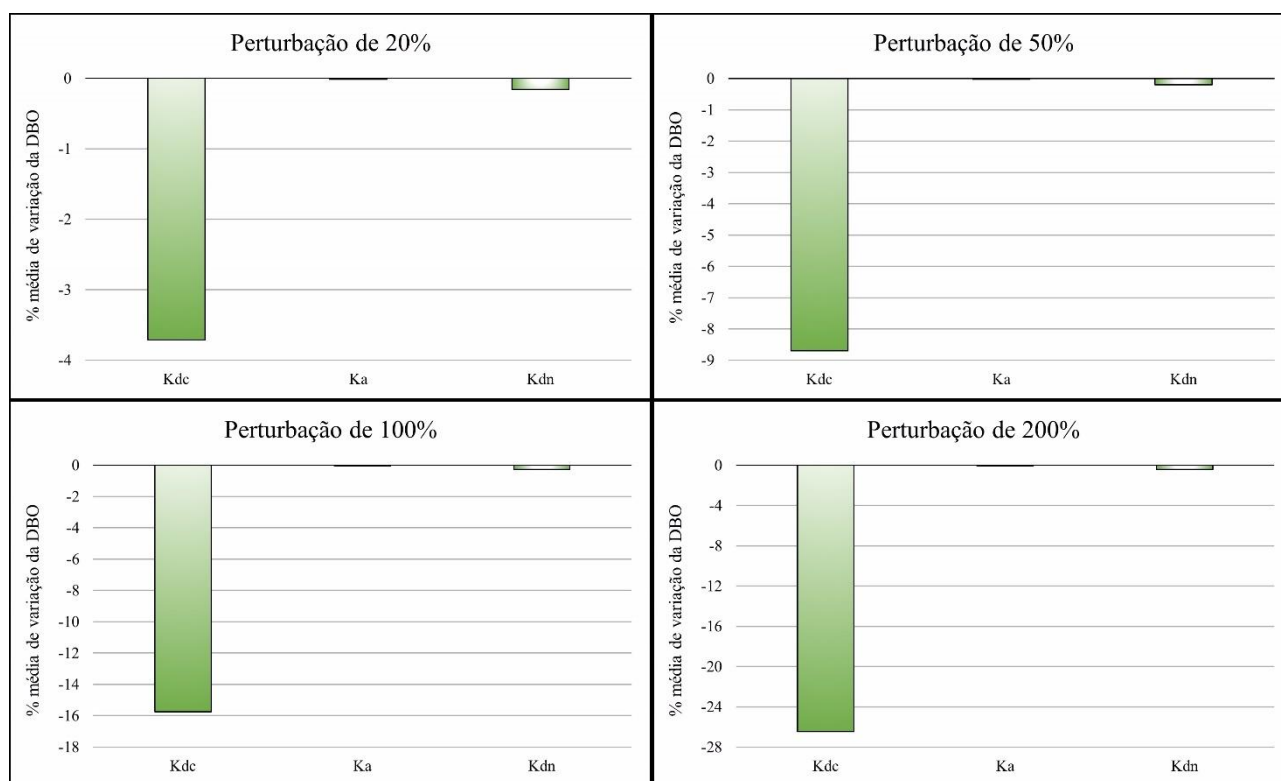
Fonte: Autor (2024).

O oxigênio dissolvido aumenta com o acréscimo do coeficiente de reaeração K_a (quando abaixo da concentração de saturação), sendo este o coeficiente que mais influencia em sua concentração. O coeficiente de desoxigenação (K_{dc}) é o que mais influencia em sua redução no meio líquido, devido ao consumo de oxigênio necessário para a degradação da matéria orgânica. O aumento do coeficiente de nitrificação (K_{na}) resulta em consumo de oxigênio devido a necessidade deste para a oxidação da amônia a nitrito e nitrato, ainda que em menor escala quando comparada a oxidação da matéria orgânica.

Em menor escala, o aumento da taxa de hidrólise do nitrogênio orgânico (K_{hn}) resulta em leve queda do OD devido ao aumento das concentrações de amônia, fazendo com que mais oxigênio seja consumido em função da oxidação de maior quantidade desta fração nitrogenada.

De modo geral, as baixas variações observadas em relação ao oxigênio dissolvido devem-se aos seus valores naturalmente elevados, reduzindo assim a influência dos coeficientes sobre a sua concentração. Ainda, como o trecho 1 apresenta valores acima da saturação, o aumento de K_a resulta em redução da concentração de oxigênio, reduzindo a média geral da variação devido a esse coeficiente.

Figura 6.17 - Análise de sensibilidade da DBO.



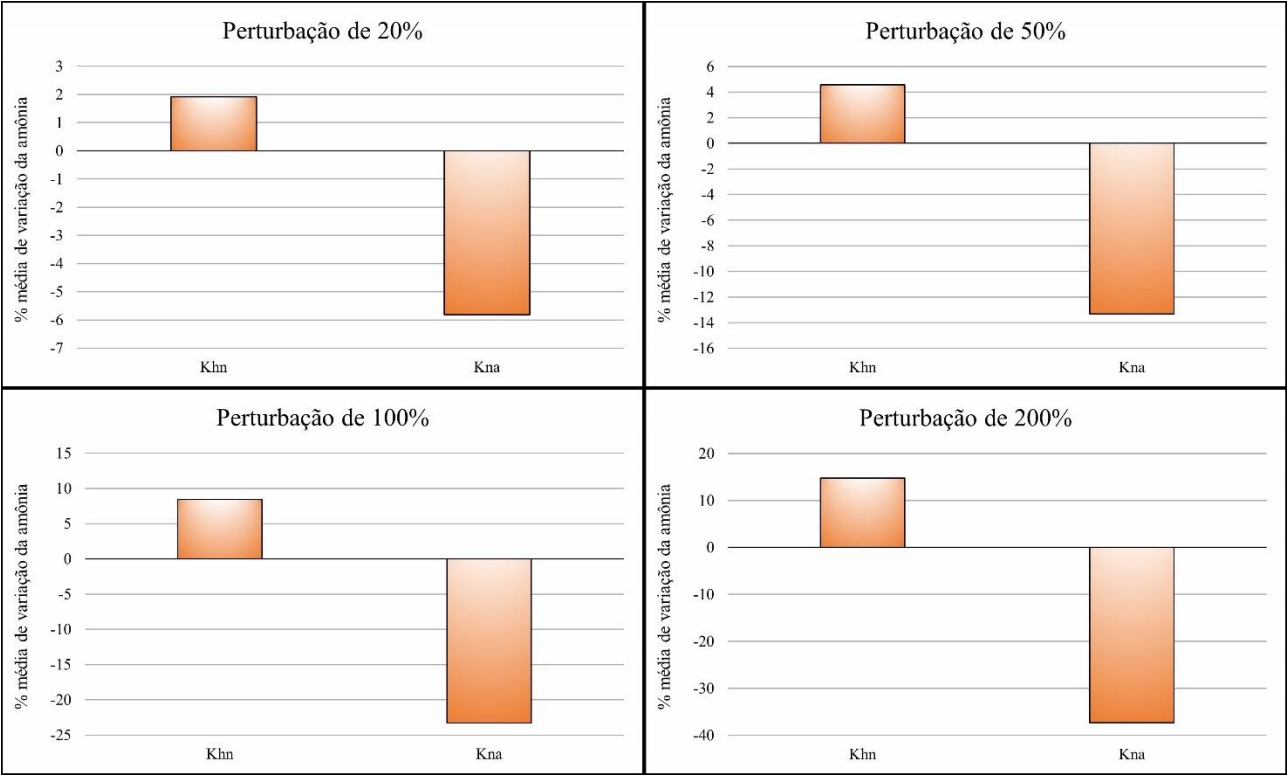
Fonte: Autor (2024).

A DBO apresentou grande sensibilidade ao coeficiente de desoxigenação (K_{dc}), onde sua concentração decresce com o aumento do mesmo, devido ao maior decaimento conforme sua cinética de primeira ordem. Assim, o aumento de K_{dc} resulta em um consumo mais rápido da matéria orgânica e redução dos níveis de oxigênio dissolvido.

O coeficiente de reaeração (K_a), por sua vez, apresentou influência desprezível na concentração de DBO. O aumento do coeficiente de desnitrificação (K_{dn}) resulta em redução da DBO devido ao consumo de matéria orgânica no processo de desnitrificação. Entretanto, sua influência foi relativamente baixa nesse estudo, em função do processo de desnitrificação ocorrer

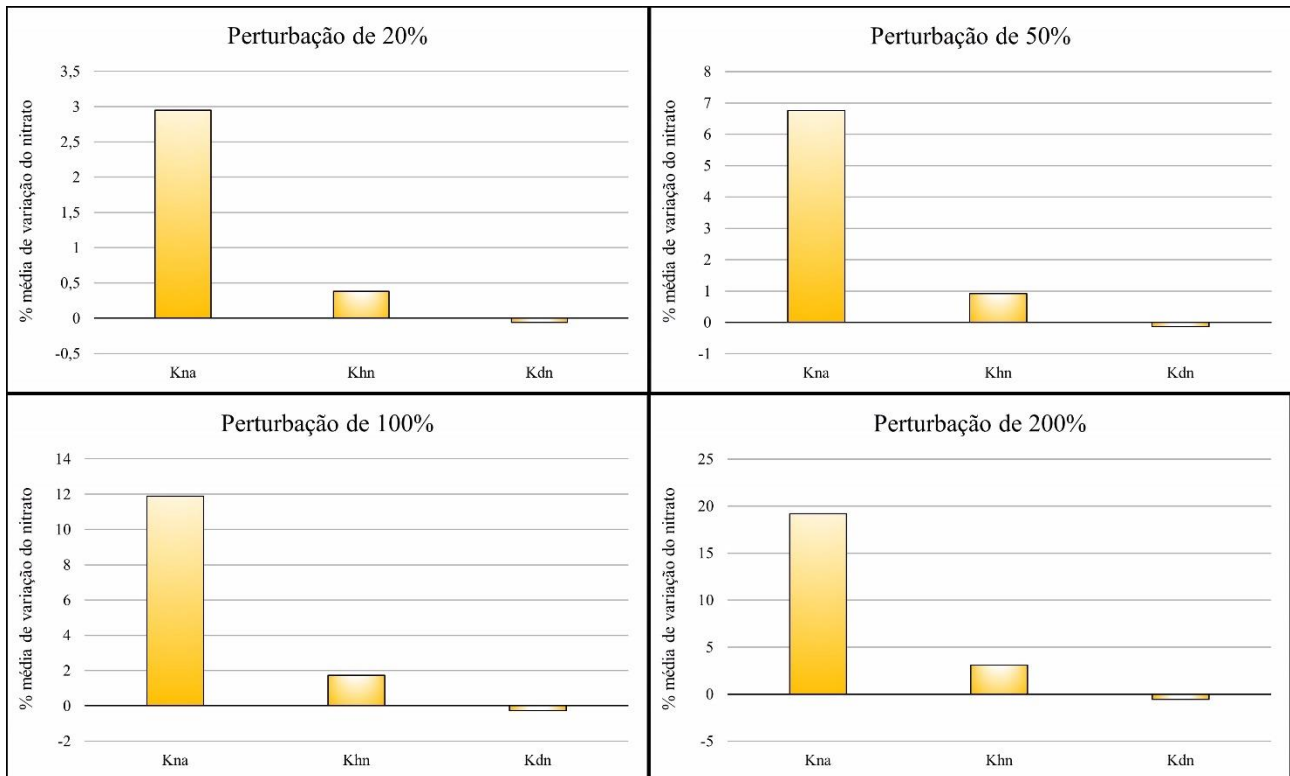
predominantemente em condições anaeróbias, as quais não foram verificadas no período utilizado para a calibração do modelo.

Figura 6.18 - Análise de sensibilidade da amônia.



Fonte: Autor (2024).

A amônia apresentou grande sensibilidade ao coeficiente de nitrificação (K_{na}), onde seu aumento resulta em redução da concentração de amônia devido à sua oxidação a nitrato. De forma oposta, o aumento da taxa de hidrólise do nitrogênio orgânico (K_{hn}) resulta em aumento da conversão deste ao nitrogênio amoniacal.

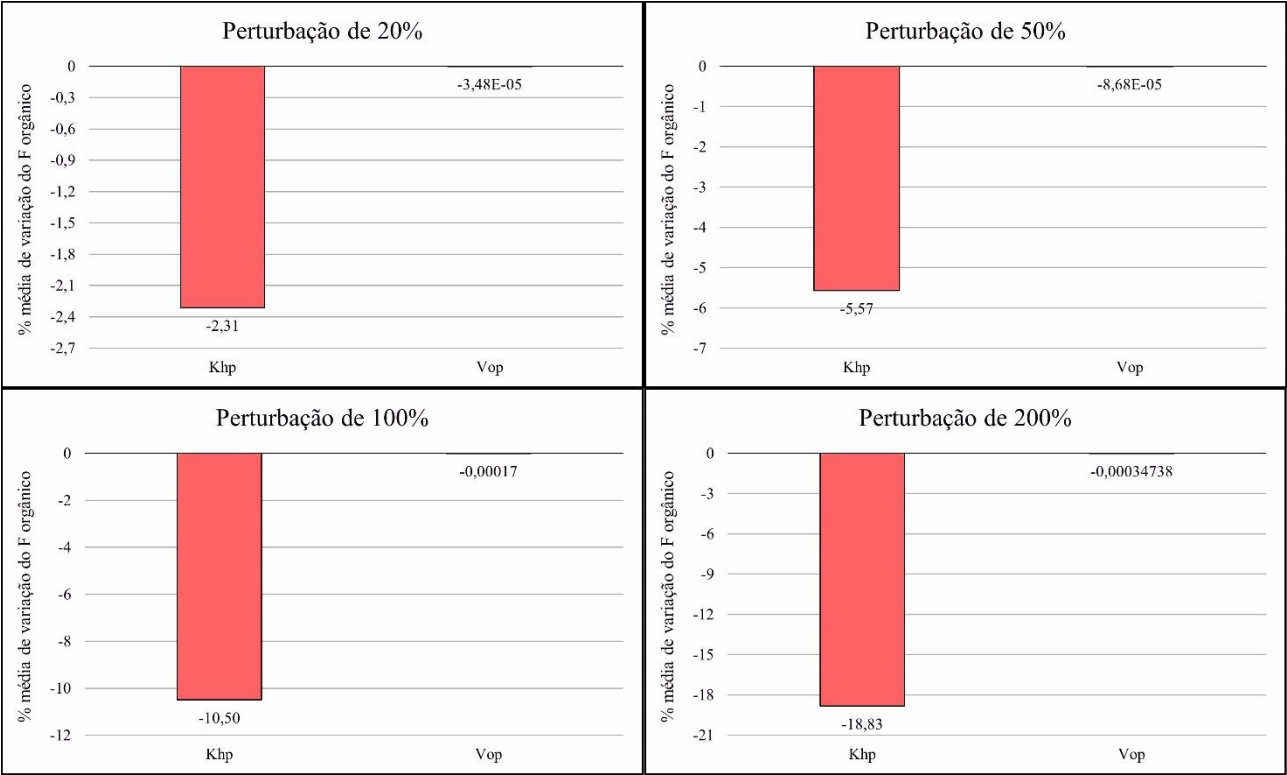
Figura 6.19 - Análise de sensibilidade do nitrato.

Fonte: Autor (2024).

O aumento da concentração de nitrato se deve principalmente ao aumento do coeficiente de nitrificação (Kna), que resulta em maiores taxas de oxidação da amônia. Em menor escala, o aumento do coeficiente de hidrólise do nitrogênio orgânico (Khn) resulta indiretamente em aumento do nitrato devido a maior geração de amônia, que é posteriormente oxidada.

O aumento do coeficiente de desnitrificação (Kdn) resulta na redução das concentrações de nitrato devido a sua conversão a nitrogênio gasoso. Entretanto, assim como constatado na análise de sensibilidade da DBO, o coeficiente apresentou uma baixa influencia na redução dos níveis de nitrato, muito em função da ausência de condições anaeróbicas.

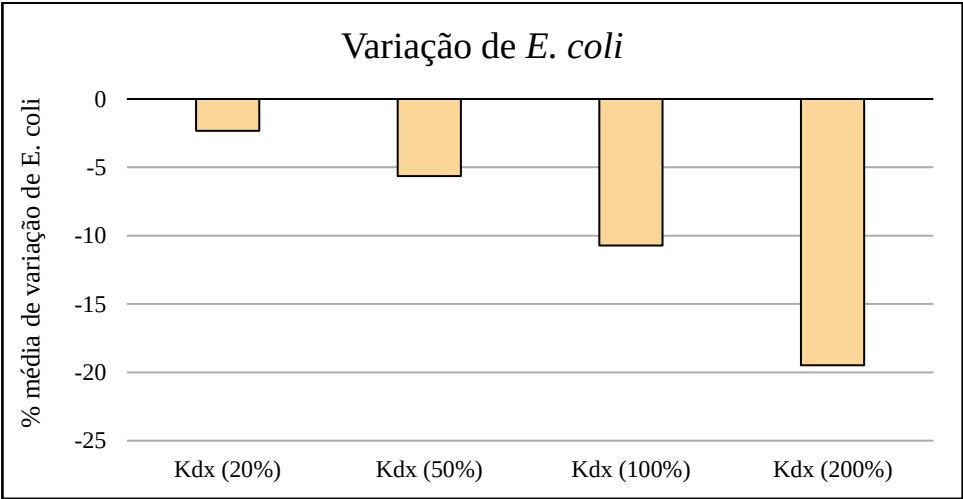
Figura 6.20 - Análise de sensibilidade do fósforo orgânico.



Fonte: Autor (2024).

O fósforo orgânico apresentou alta sensibilidade em relação ao coeficiente de hidrólise (Khp), onde o aumento deste resulta na redução de sua concentração devido a conversão ao fósforo inorgânico. O processo de sedimentação, por sua vez, apresentou influencia desprezível na redução dos níveis do fósforo orgânico, como pode ser constatado pela baixa sensibilidade à velocidade de sedimentação (Vop).

Figura 6.21 - Análise de sensibilidade de *E. coli*.



Fonte: Autor (2024).

A concentração de patógenos (*E. coli*) apresentou alta sensibilidade ao coeficiente de decaimento (K_{dx}), sendo reduzida conforme sua cinética de primeira ordem. Ressalta-se novamente que outros fatores, como a eficiência solar e radiação extraterrestre, também influenciam na morte e consequente concentração de patógenos. Entretanto, tais variáveis foram adotadas como os padrões do modelo e não sofreram variações.

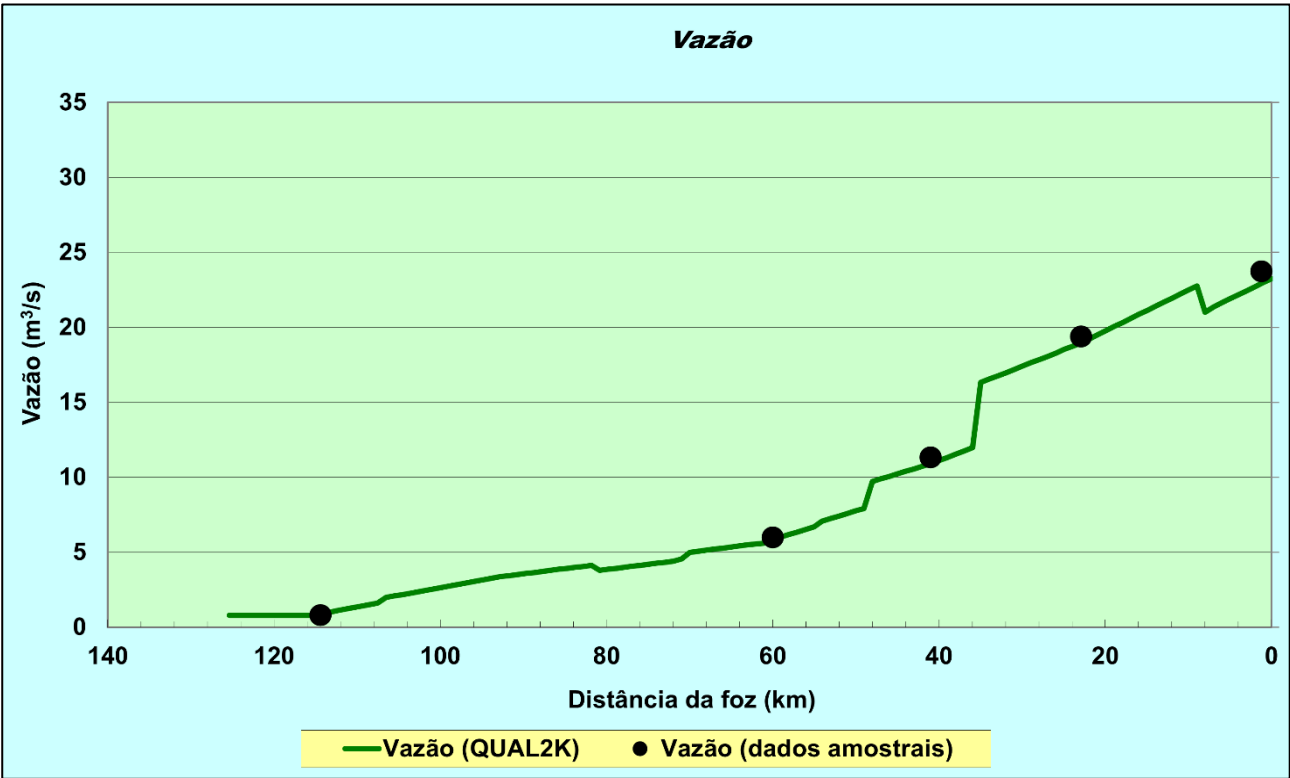
6.5.3 Calibração das curvas

As curvas calibradas para cada parâmetro são apresentadas abaixo, iniciando-se pelos parâmetros hidráulicos. Para os parâmetros físico-químicos, são apresentados, além dos gráficos, os resultados estatísticos da avaliação do ajuste do modelo.

6.5.3.1 Parâmetros hidráulicos

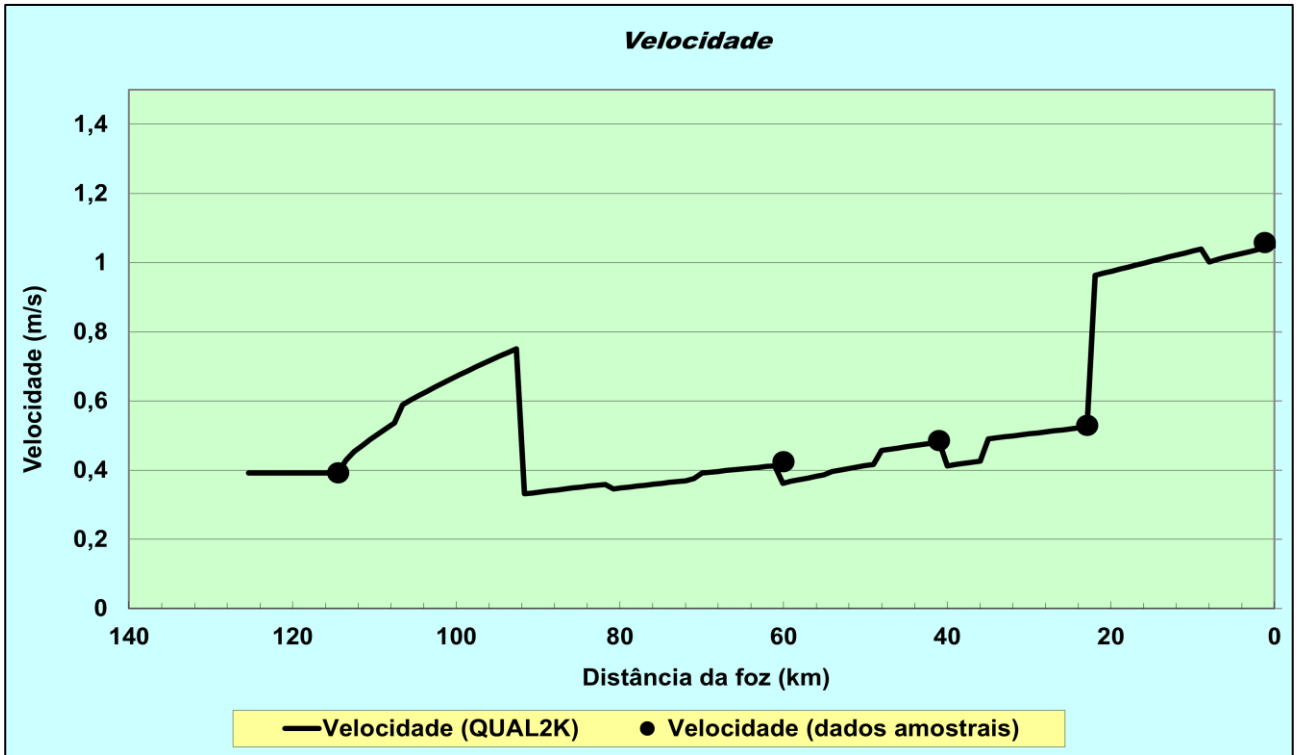
A inserção das vazões incrementais em cada trecho, bem como a utilização das vazões de referência Q_{90} para os tributários permitiram um bom ajuste dos parâmetros hidráulicos, como pode ser observado nos gráficos abaixo:

Figura 6.22 - Curva calibrada da vazão.



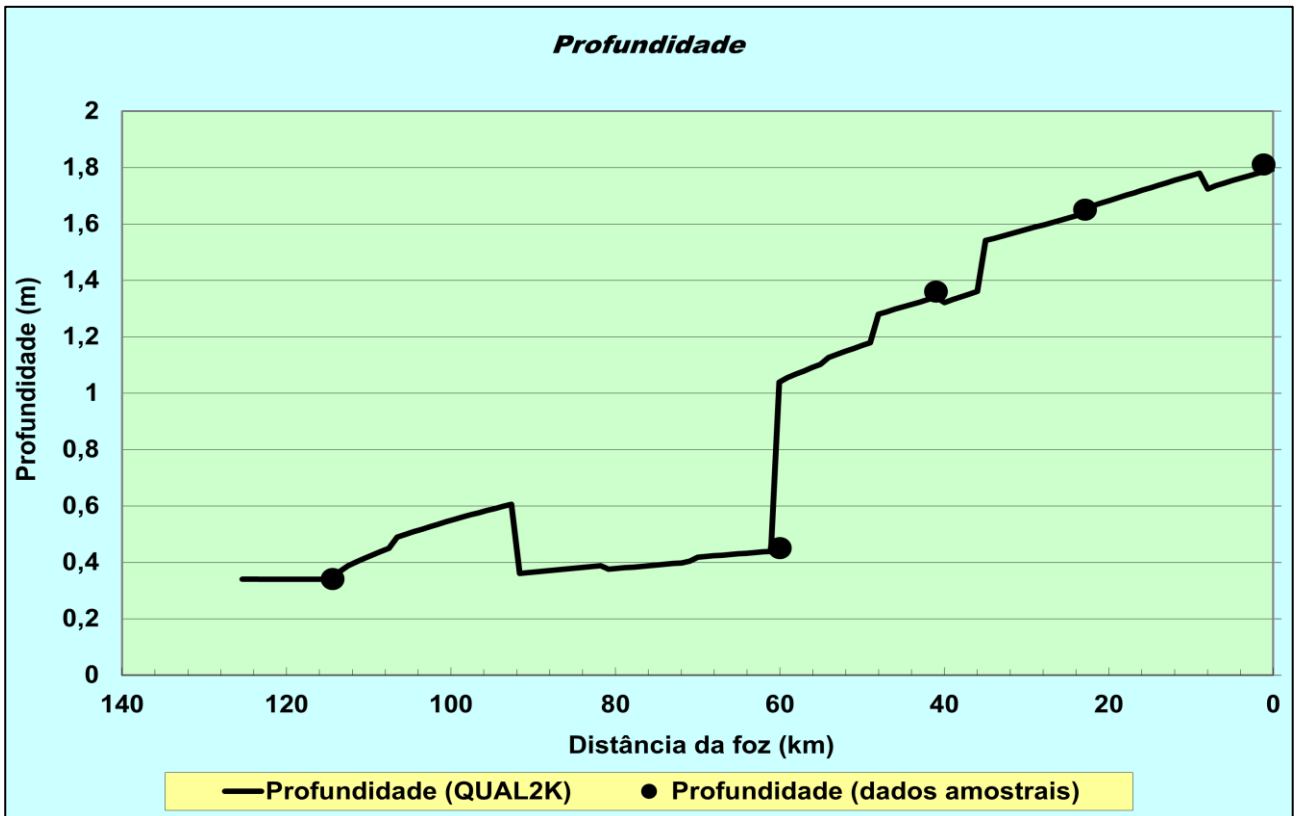
Fonte: Autor (2024).

Figura 6.23 - Curva calibrada da velocidade.



Fonte: Autor (2024).

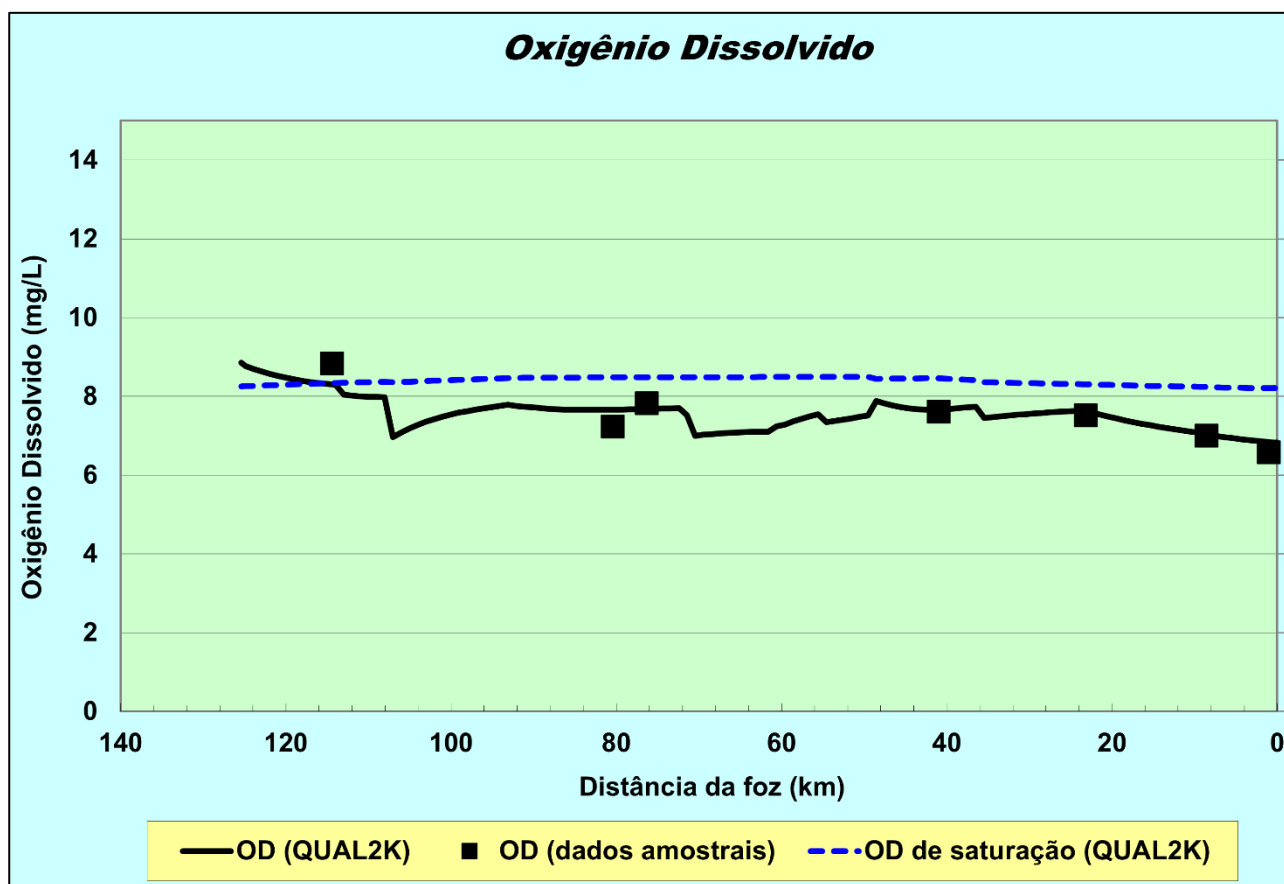
Figura 6.24 - Curva calibrada da profundidade.



Fonte: Autor (2024).

6.5.3.2 Oxigênio Dissolvido

Figura 6.25 - Curva calibrada para o oxigênio dissolvido.



Fonte: Autor (2024).

Graficamente, constata-se que houve um bom ajuste em relação ao oxigênio dissolvido, onde apenas os pontos 1 e 2 divergiram levemente em relação a curva modelada. O primeiro encontra-se acima da concentração de saturação, fenômeno causado pela alta turbulência do trecho, decorrente da declividade e da presença de cachoeiras, as quais não foram incluídas na modelagem devido à ausência de dados.

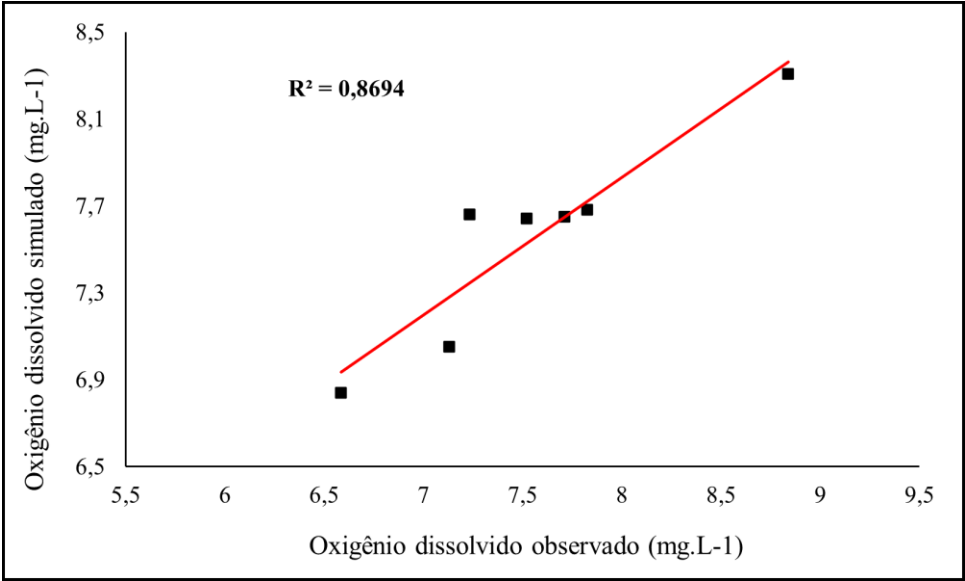
A concentração de saturação do oxigênio permaneceu praticamente constante ao longo de todo o rio, com uma pequena tendência de queda no trecho final, o que pode ser explicado pelas baixas variações na temperatura da água, que serão abordadas posteriormente.

Os valores utilizados na calibração, referentes ao ano de 2019, se mantiveram relativamente constantes ao longo do rio, com exceção da região da nascente, que apresentou um valor mais elevado. A pequena queda que ocorre próxima ao km 107 (em relação a foz) se deve ao lançamento difuso de esgoto do município de Corumbataí e a confluência com o Ribeirão do

Retiro, em um momento onde a vazão do rio ainda é relativamente baixa, bem como sua capacidade de diluição.

A figura 6.26 e a tabela 6.44 apresentam os resultados da regressão linear realizada entre os dados simulados e os dados de campo e as análises estatísticas realizadas para a verificação da qualidade do ajuste.

Figura 6.26 - Regressão linear entre os dados simulados e os dados de campo do OD.



Fonte: Autor (2024).

Tabela 6.44 - Estatísticas utilizadas para avaliação da qualidade do ajuste do OD.

RMEQ	CD	ER (%)
0,2875	0,8052	0,0468

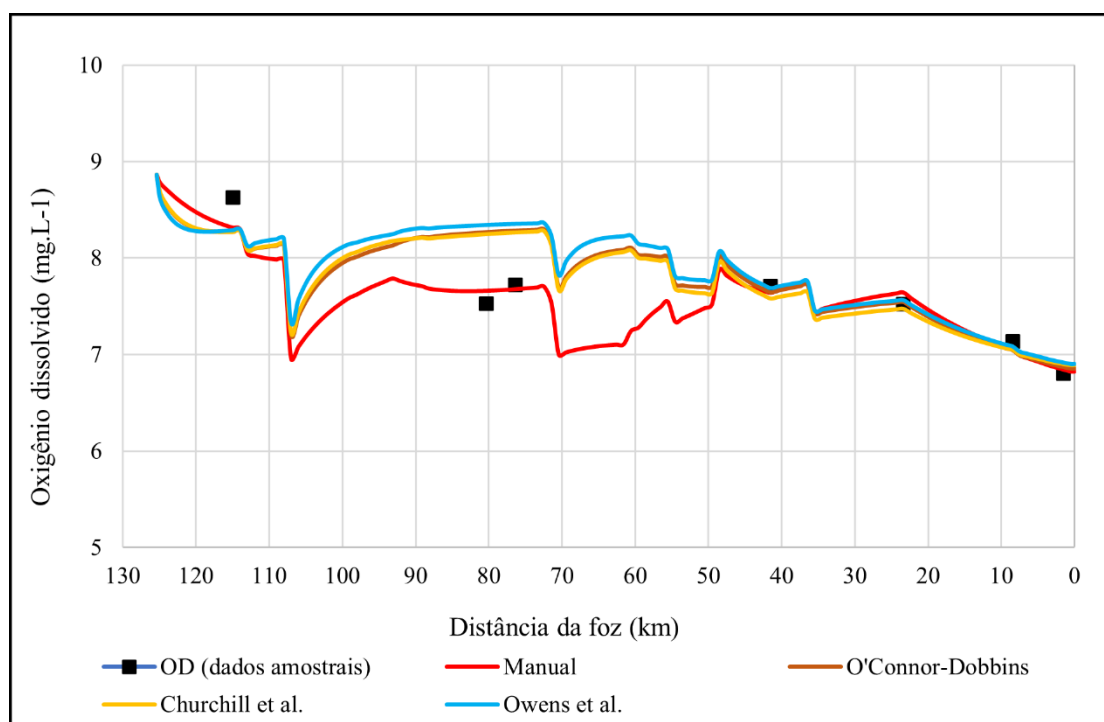
Fonte: Autor (2024).

A análise de regressão linear apresentou um coeficiente R^2 de 0,8694, enquanto o coeficiente de determinação foi de 0,8052. Embora essas duas estatísticas tenham apresentado resultados menores quando comparados a maioria dos outros parâmetros, o erro relativo foi o menor observado entre todas as variáveis simuladas (0,0468%), destacando a importância de não avaliar a qualidade do ajuste do modelo por apenas uma estatística.

Conforme a análise do gráfico da curva calibrada e da avaliação estatística, pode-se concluir que o modelo foi capaz de fornecer um bom ajuste para o oxigênio dissolvido.

Com o objetivo de comparar os resultados gerados pela calibração manual do coeficiente de reaeração com os gerados pela utilização de equações estabelecidas na literatura, elaborou-se o gráfico destacado na figura 6.27. A curva de oxigênio dissolvido gerada pelo modelo a partir da calibração manual de K_a com os valores da tabela 6.41 foi comparada com as curvas geradas com os valores de K_a calculados pelas equações de O'Connor-Dobbins, Churchill *et al.* (1962) e Owens *et al.* (1964).

Figura 6.27 - Curvas de OD geradas a partir de diferentes metodologias para o cálculo de K_a .

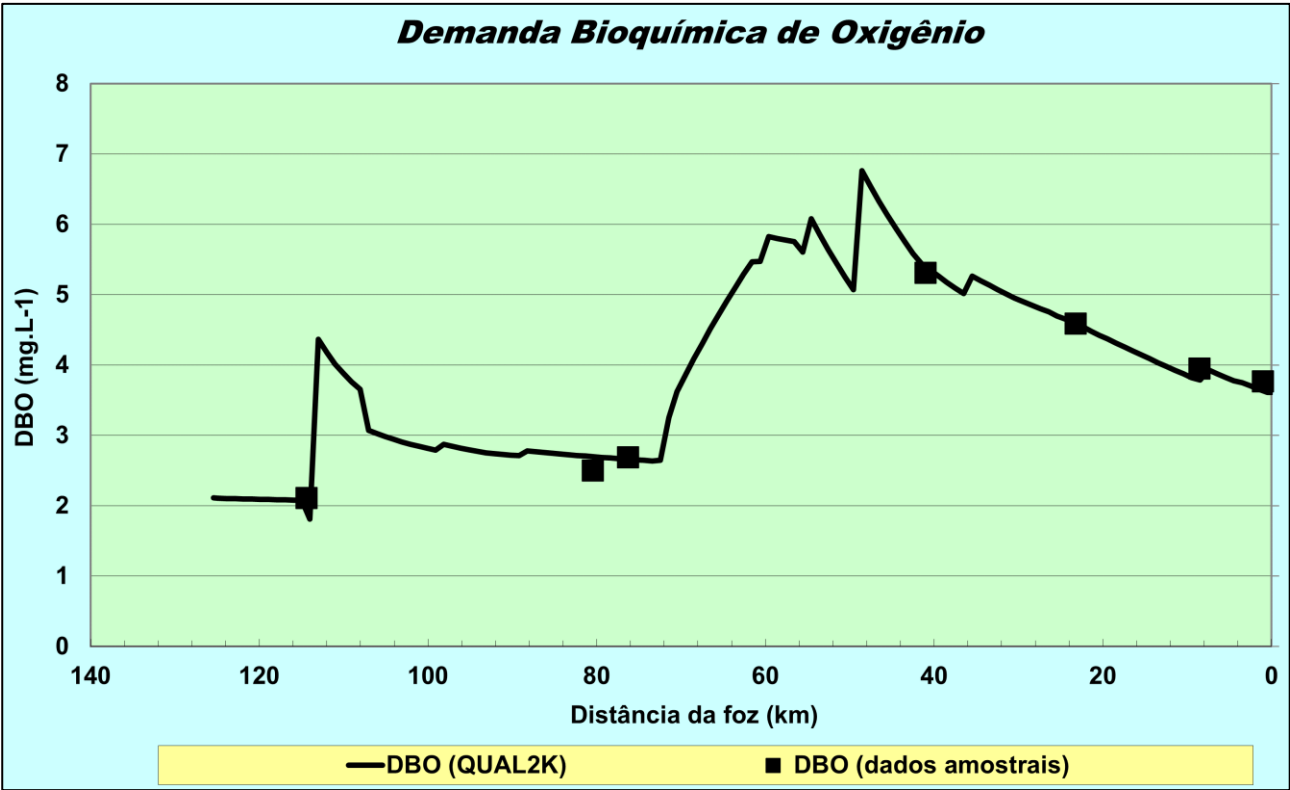


Fonte: Autor (2024).

A partir do gráfico, percebe-se que a calibração manual apresentou os melhores resultados no ajuste do OD. As três equações avaliadas superestimaram os valores reais nos trechos 2 e 3, se mantendo próximas ao ajuste manual nos demais trechos. Esse resultado decorre da baixa profundidade do Rio Corumbataí nos três primeiros trechos, que resultam em maiores coeficientes de reaeração conforme o método de cálculo das equações avaliadas, gerando valores mais elevados de OD. Próximo ao km 60, verifica-se um aumento considerável da profundidade (figura 6.24), que resulta em redução do coeficiente de reaeração, tornando as curvas do OD mais próximas ao ajuste manual.

6.5.3.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Figura 6.28 - Curva calibrada para a DBO.



Fonte: Autor (2024).

Graficamente, também observa-se um bom ajuste em relação a DBO. O pico próximo ao km 113 se deve à ETE José Batista Marinho, em Analândia, que apesar de possuir uma baixa vazão de lançamento, este ocorre no trecho do rio que possui a menor vazão, e consequentemente o menor poder de diluição. O aumento considerável que se verifica próximo ao km 72 se deve ao lançamento da carga difusa de esgoto não tratado ao longo do perímetro urbano do município de Rio Claro. O pico que ocorre próximo ao km 49 é resultante da confluência com o Ribeirão Claro, trazendo toda a carga gerada em sua respectiva sub-bacia. Próximo ao km 35, verifica-se um novo, porém pequeno aumento, resultante da confluência com o Rio Passa Cinco.

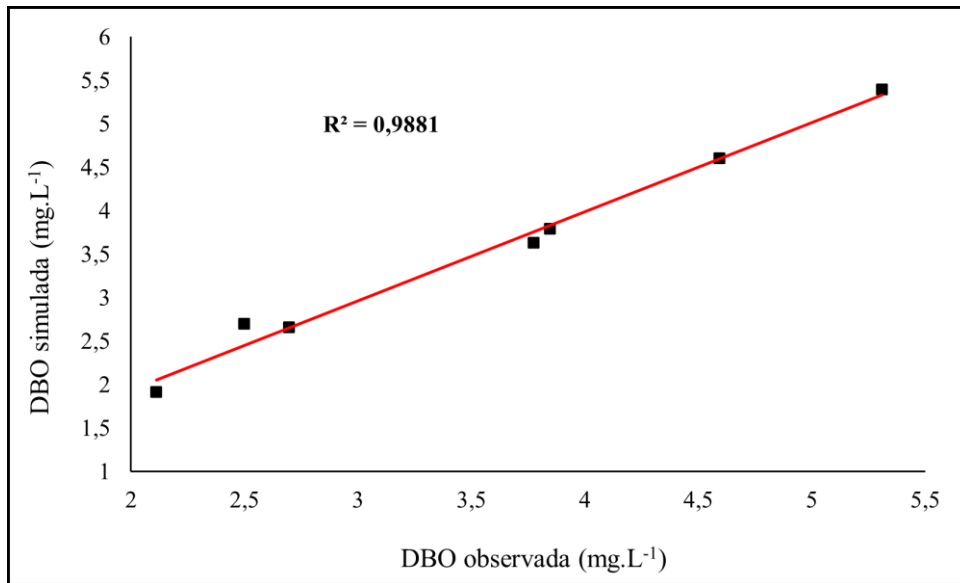
A regressão linear apresentou um coeficiente R^2 de 0,9881, enquanto o coeficiente de determinação foi de 0,9861, indicando um excelente ajuste.

Tabela 6.45 - Estatísticas utilizadas para avaliação da qualidade do ajuste da DBO.

RMEQ	CD	ER (%)
0,127	0,9861	0,6207

Fonte: Autor (2024).

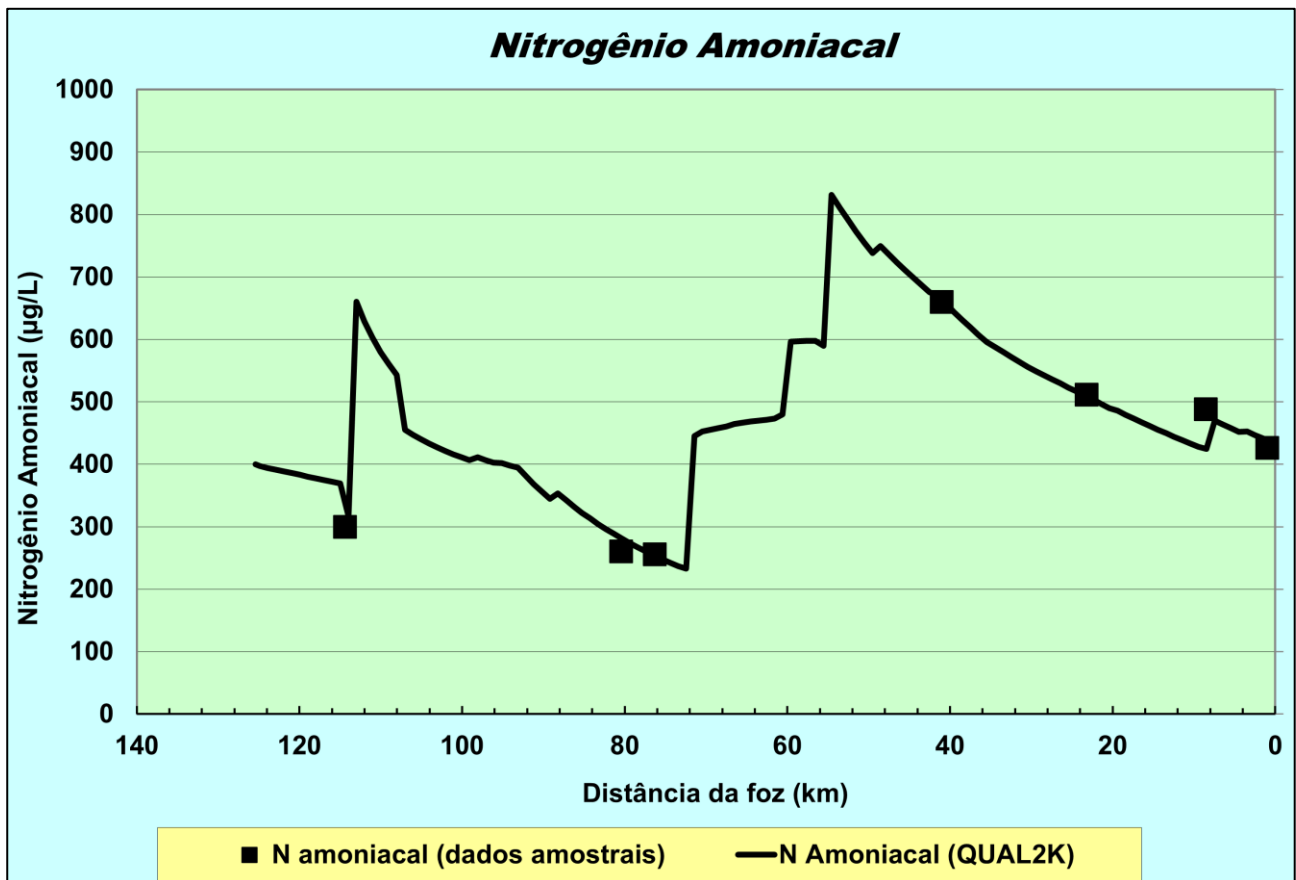
Figura 6.29 - Regressão linear entre os dados simulados e os dados de campo da DBO.



Fonte: Autor (2024).

6.5.3.4 Nitrogênio Amoniacal (NH₄)

Figura 6.30 - Curva calibrada para o nitrogênio amoniacal.



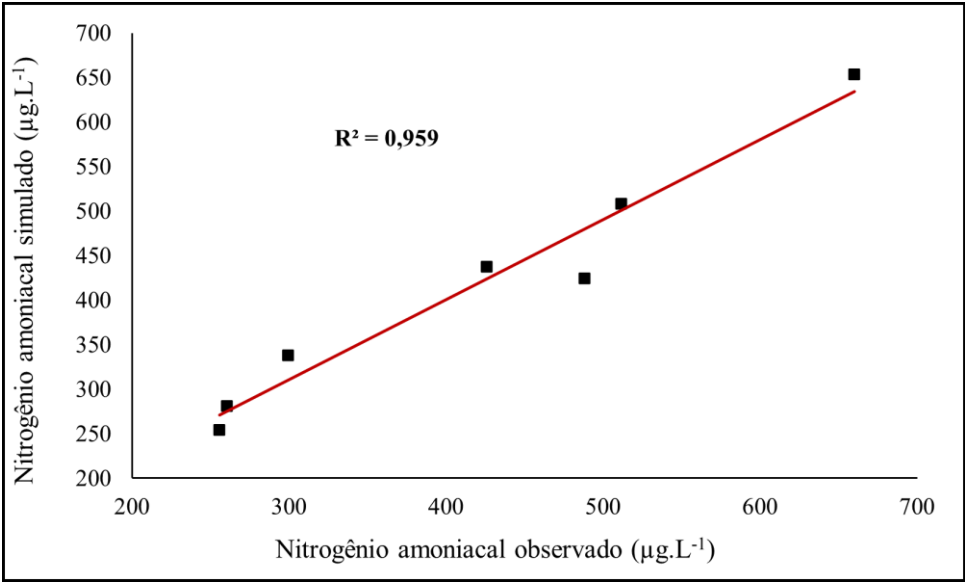
Fonte: Autor (2024).

O comportamento da curva da amônia, espacialmente, foi razoavelmente semelhante a curva da DBO. O pico observado próximo no km 113 deve-se novamente à ETE de Analândia. Entre os km 75 e 55 há o aporte de esgoto difuso não tratado do município de Rio Claro, onde observa-se também três picos referentes à lançamentos de ETE's. O primeiro, próximo ao km 71, se deve aos despejos da ETE Flores, enquanto o segundo, próximo ao km 59, é resultante dos despejos da ETE Palmeiras. Por fim, o terceiro, próximo ao km 54, se deve aos lançamentos da ETE Jardim Novo.

O aporte devido aos tributários, por sua vez, apresentou menor influência sobre as concentrações de amônia do Rio Corumbataí, evidenciando a maior importância do esgoto doméstico nesse parâmetro.

Deve-se ressaltar que os valores simulados se mantiveram dentro dos limites legais, onde o máximo atingido foi 0,831 mg.L⁻¹. Conforme a Resolução CONAMA 357/05, o limite em pH inferior à 7,5 para rios de classe 2 é de 3,7 mg.L⁻¹.

Figura 6.31 - Regressão linear entre os dados simulados e os dados de campo do nitrogênio amoniacal.



Fonte: Autor (2024).

Tabela 6.46 - Estatísticas utilizadas para avaliação da qualidade do ajuste do nitrogênio amoniacal.

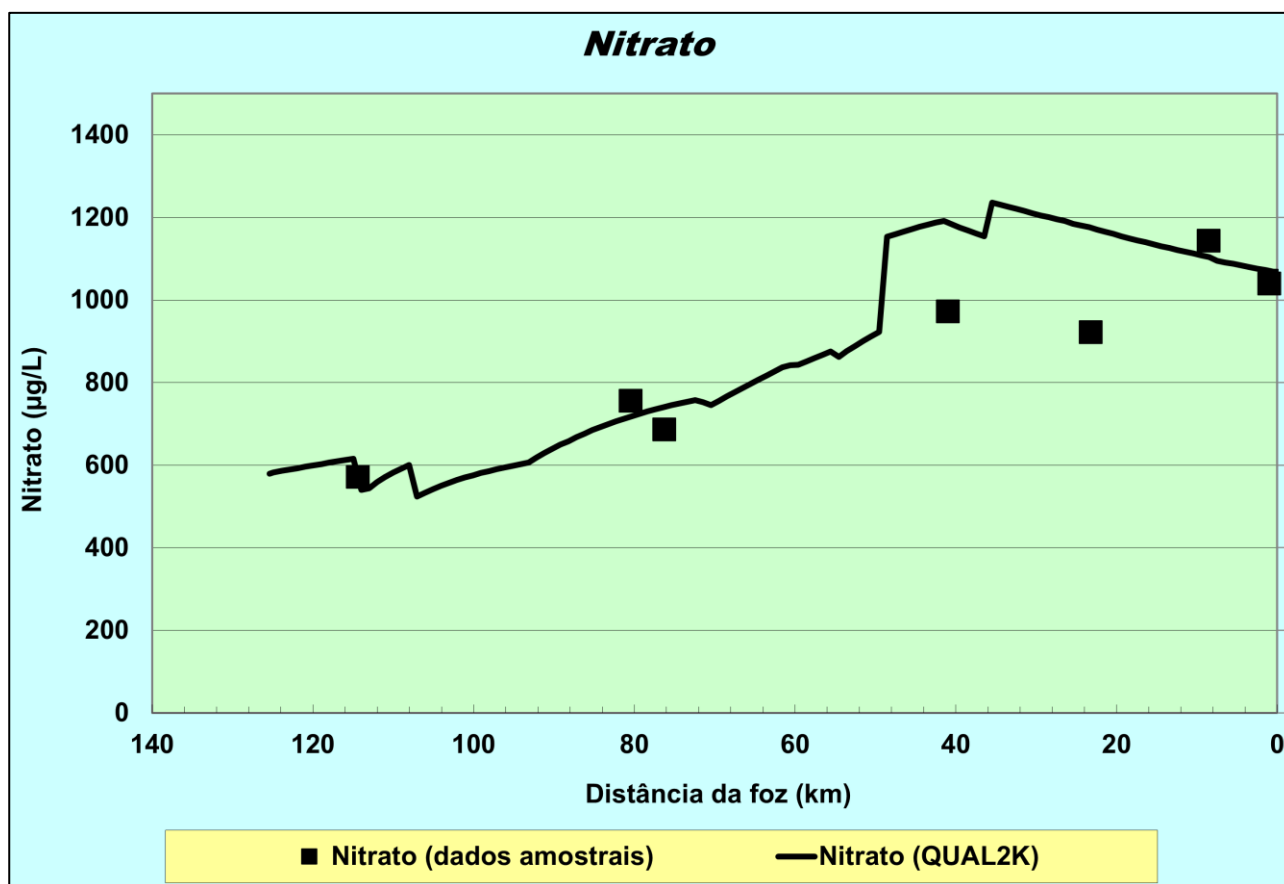
RMEQ	CD	ER (%)
29,66	0,999	0,2485

Fonte: Autor (2024).

A análise de regressão linear apresentou coeficiente R² de 0,959, enquanto o coeficiente de determinação foi de 0,999 e o erro relativo de 0,2485%, indicando um ajuste excelente.

6.5.3.5 Nitrato

Figura 6.32 - Curva calibrada para o nitrato.



Fonte: Autor (2024).

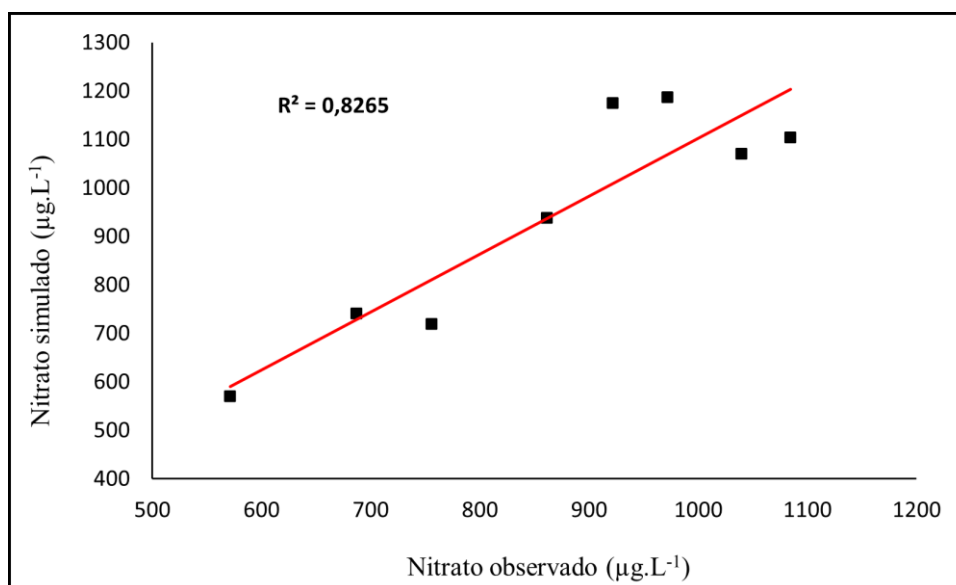
O ajuste foi razoável, onde o modelo superestimou as concentrações reais nos pontos 4 e 5, relativos aos trechos 3 (parte final) e 4. Nos demais pontos, houve um bom ajuste. Tal resultado pode ser decorrente da incerteza associada as porcentagens atribuídas para as frações do nitrogênio (tabela 6.27), ou ainda por características particulares dos respectivos trechos, as quais não foram consideradas devido à ausência de maiores informações.

Os picos observados nos km 49 e 35 resultam das confluências com o Ribeirão Claro e o Passa Cinco, respectivamente. A ausência de picos nos trechos anteriores se deve a consideração da ausência de nitrato nos efluentes domésticos, onde seu aumento se deu em função dos aportes difusos e da oxidação da amônia presente nos efluentes, ao longo do percurso do rio.

A análise de regressão linear apresentou um coeficiente R^2 de 0,8265, o que indicaria um ajuste relativamente bom. Entretanto, o coeficiente de determinação estimado foi de 0,4809, com um erro relativo de 8,83% e RMEQ de 128,67, o que indica um ajuste razoável, considerando que

o problema da calibração ocorreu especificamente em dois pontos, com bons resultados para os demais.

Figura 6.33 - Regressão linear entre os dados simulados e os dados de campo do nitrato.



Fonte: Autor (2024).

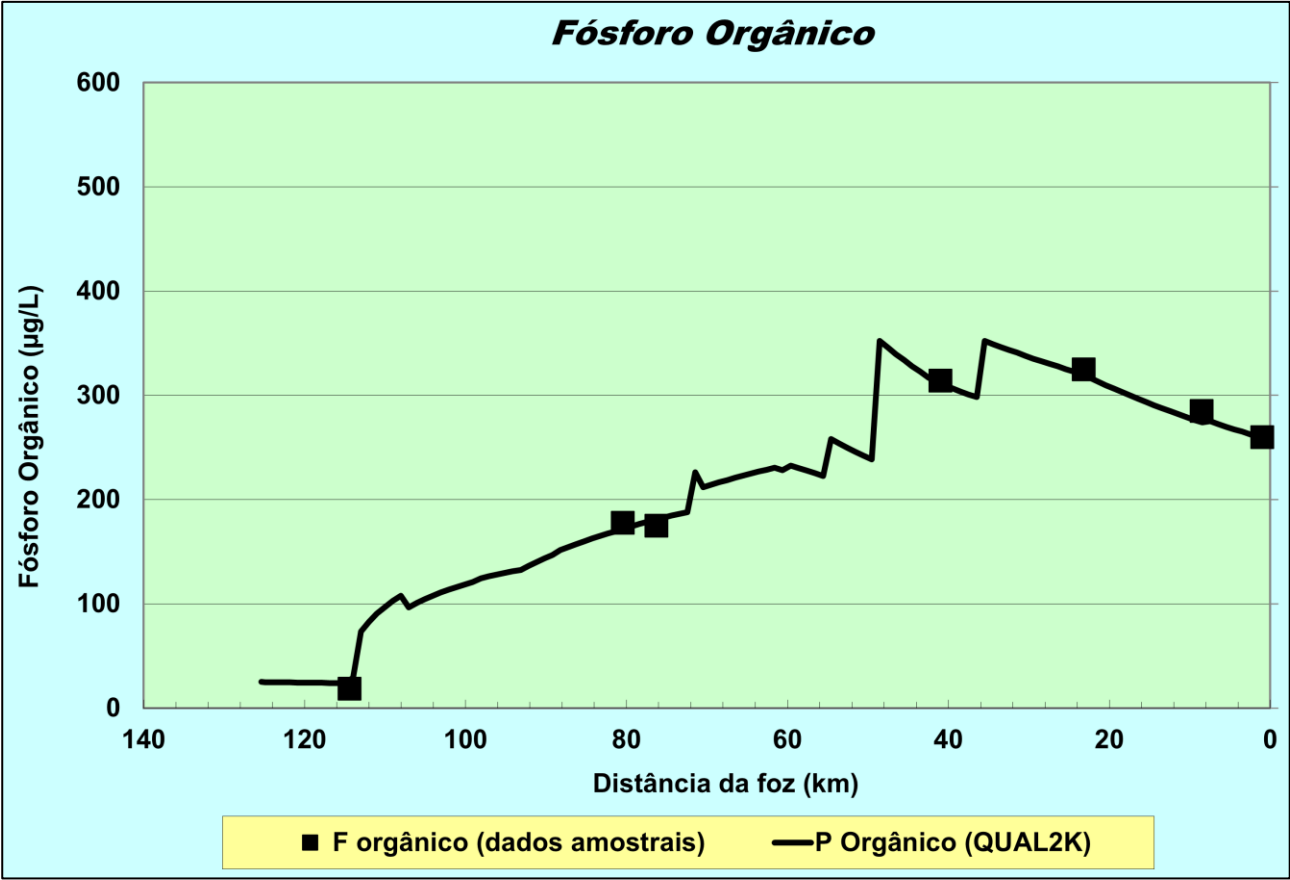
Tabela 6.47 - Estatísticas utilizadas para avaliação da qualidade do ajuste do nitrato.

RMEQ	CD	ER (%)
128,67	0,4809	8,83

Fonte: Autor (2024).

6.5.3.6 Fósforo orgânico

Figura 6.34: Curva calibrada para o fósforo orgânico.



Fonte: Autor (2024).

A curva do fósforo orgânico também apresentou, graficamente, um bom ajuste. Assim como no caso do nitrato, os maiores picos observados referem-se aos dois principais tributários, o Ribeirão Claro e o Passa Cinco, responsáveis pelo aporte das cargas difusas geradas em suas respectivas áreas de drenagem. Em menor escala, têm-se os lançamentos de efluentes das estações de tratamento, como a ETE Flores no km 71 e ETE Jardim Novo no km 54.

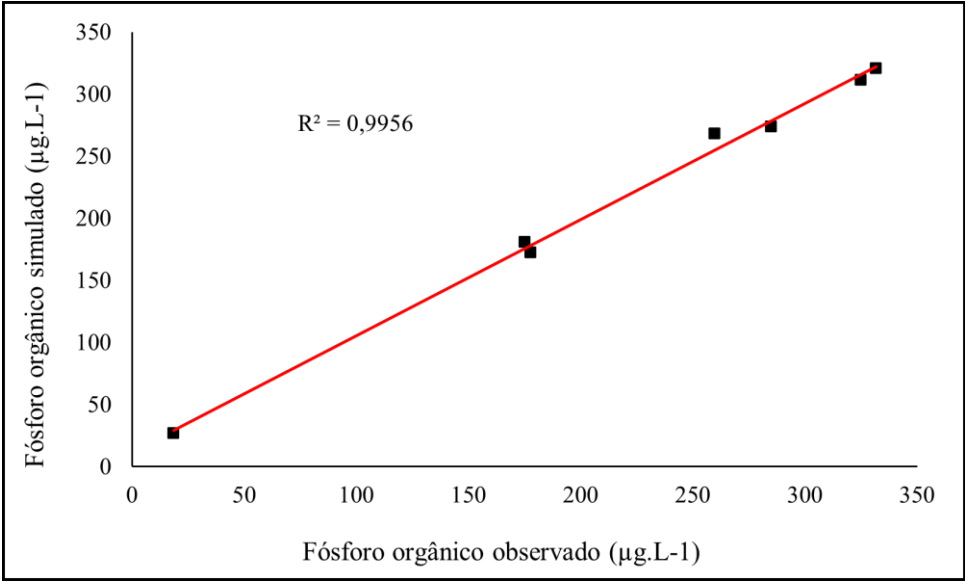
A análise de regressão linear apresentou coeficiente R^2 de 0,9956, enquanto o coeficiente de determinação foi de 0,9913, com erro relativo de 1,1979, indicando um excelente ajuste.

Tabela 6.48 - Estatísticas utilizadas para avaliação da qualidade do ajuste do fósforo orgânico.

RMEQ	CD	ER (%)
9,537	0,9913	1,1979

Fonte: Autor (2024).

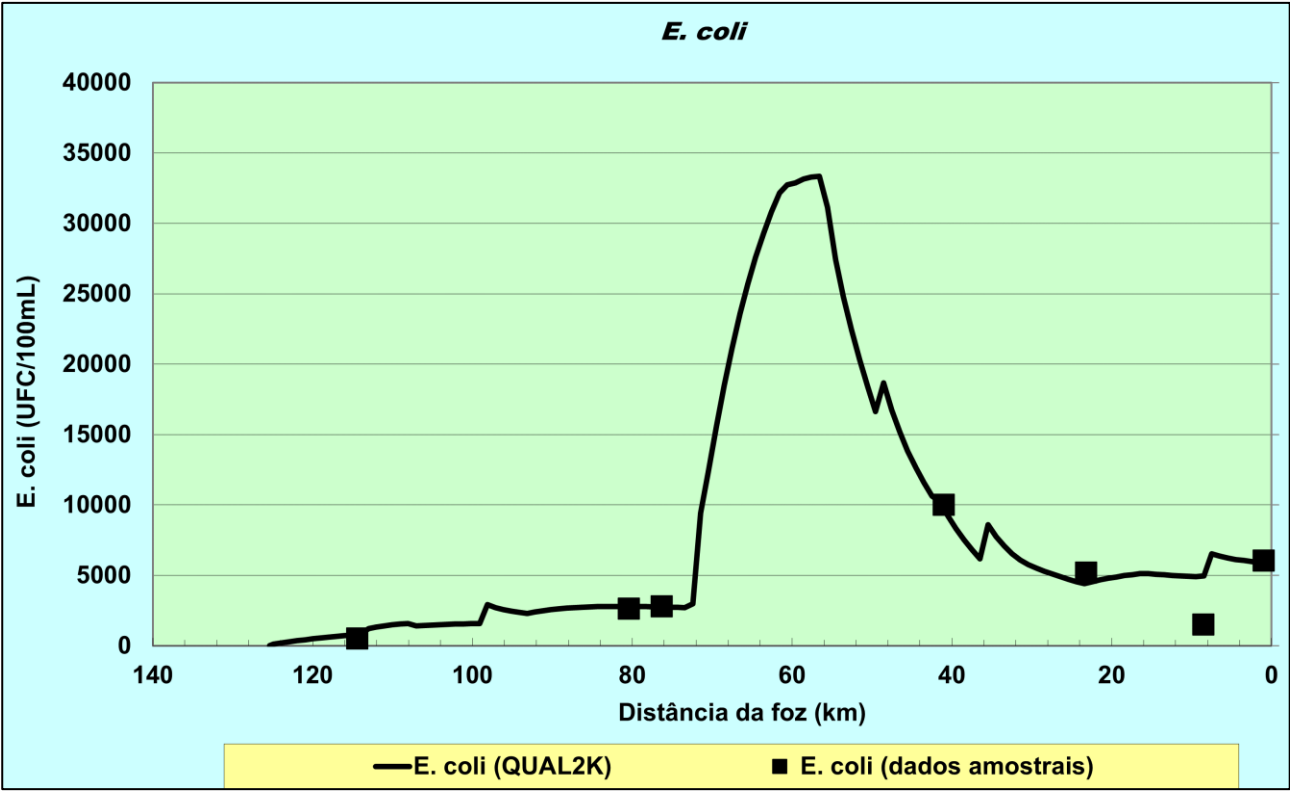
Figura 6.35 - Regressão linear entre os dados simulados e os dados de campo do fósforo orgânico.



Fonte: Autor (2024).

6.5.3.7 Patógenos (*E. coli*)

Figura 6.36 - Curva calibrada para a *E. coli*.



Fonte: Autor (2024).

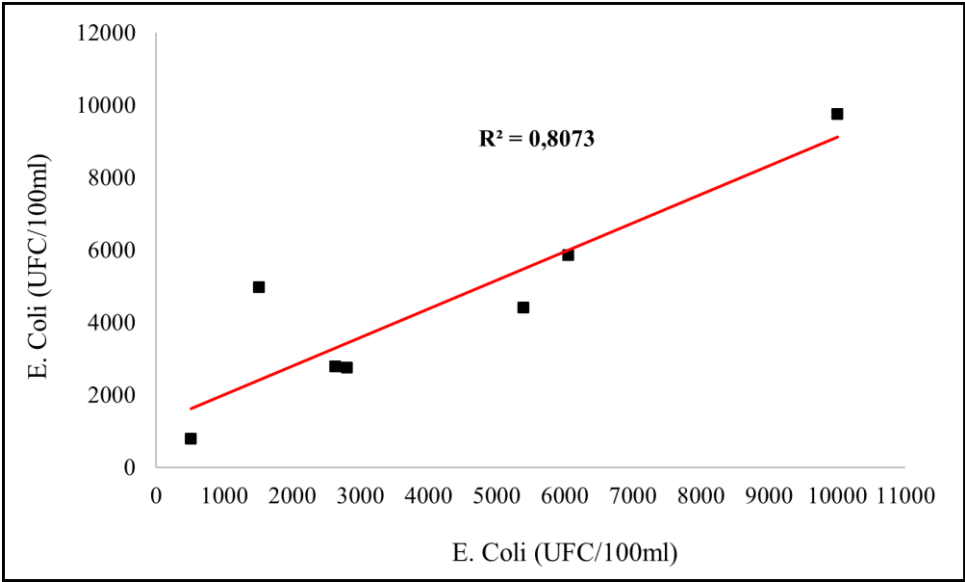
Com exceção do penúltimo ponto, foi possível obter, graficamente, um bom ajuste para a concentração de *E. coli*. O grande aumento próximo ao km 72 se deve a consideração do lançamento difuso de esgoto não tratado ao longo do perímetro urbano de Rio Claro.

Apesar da magnitude da curva gerada nessa região, a mesma apresenta embasamento frente aos dados observados. Ressalta-se novamente que os valores utilizados na calibração do modelo correspondem a médias geométricas dos resultados das coletas bimestrais realizadas no ano de 2019 pela CETESB. O ponto 4, que apresentou a maior média (10008 UFC/100mL), apresentou o valor máximo de 28000 UFC/100mL durante uma das coletas, enquanto o ponto 3, anterior ao início da inserção das cargas, apresentou um máximo de 32000 UFC/100mL.

Com exceção do ponto 1, na região da nascente, todos os demais apresentaram valores muito acima dos permitidos pela legislação, da ordem de 600 UFC/100mL para rios de classe 2, evidenciado o problema relacionado a contaminação fecal em quase toda a extensão do rio.

A análise de regressão linear apresentou um coeficiente R^2 de 0,8073, com um CD de 0,794 e erro relativo de 8,306%, representando uma ajuste relativamente bom, considerando que a calibração foi problemática em apenas um ponto.

Figura 6.37 - Regressão linear entre os dados simulados e os dados de campo da *E. coli*.



Fonte: Autor (2024).

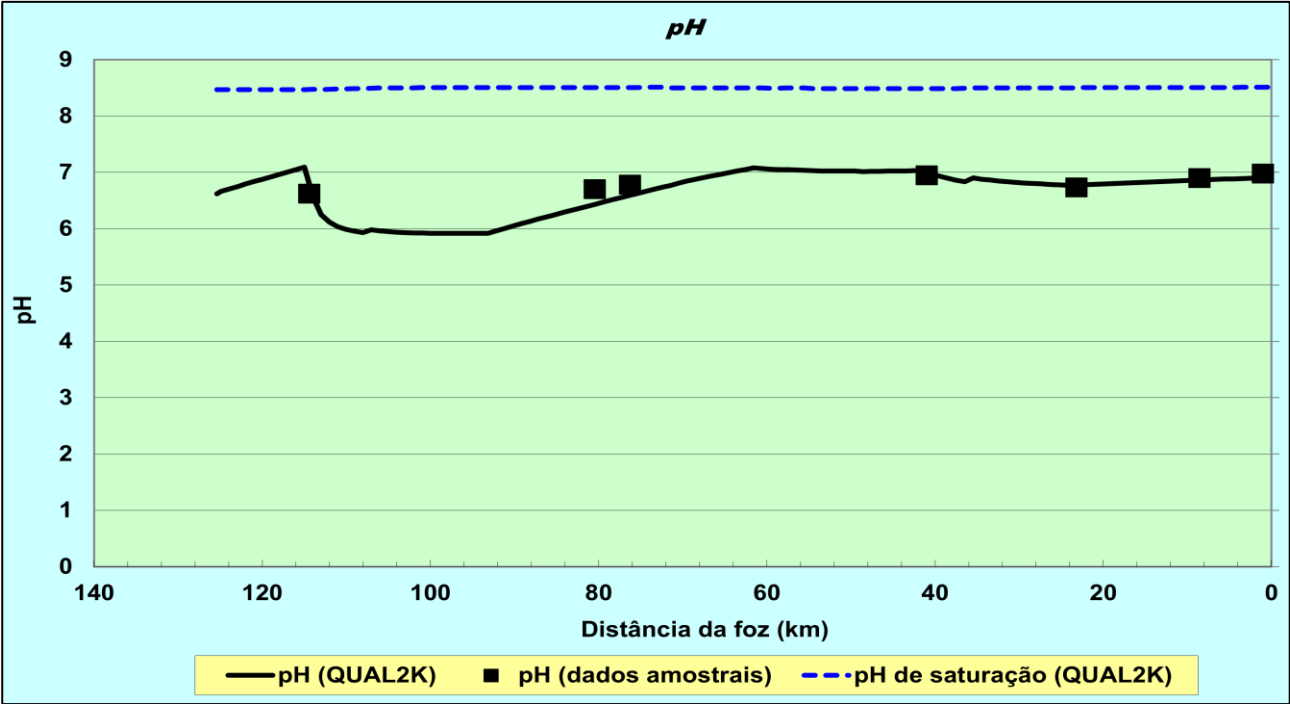
Tabela 6.49 - Estatísticas utilizadas para avaliação da qualidade do ajuste da *E. coli*.

RMEQ	CD	ER (%)
1370,08	0,794	8,306

Fonte: Autor (2024).

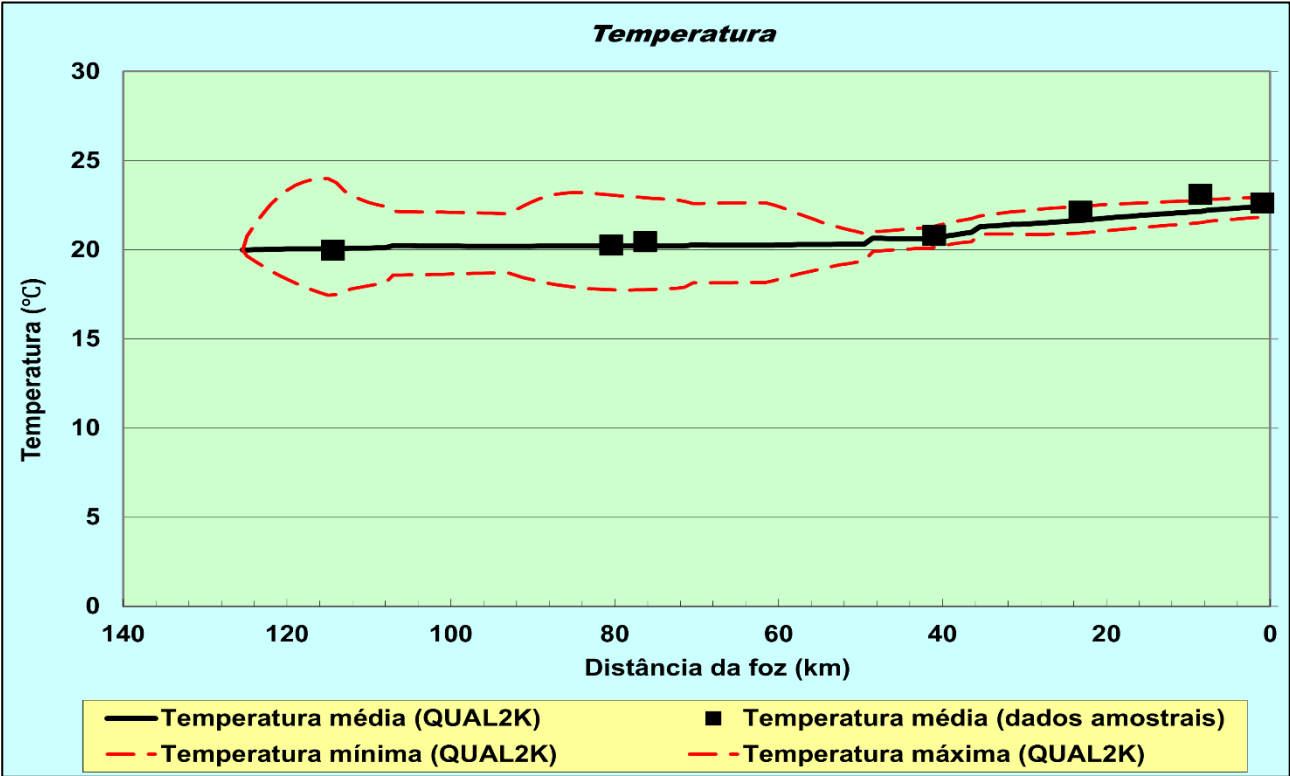
6.5.3.8 pH e Temperatura

Figura 6.38 - Curva calibrada para o pH.



Fonte: Autor (2024).

Figura 6.39 - Curva calibrada para a temperatura.



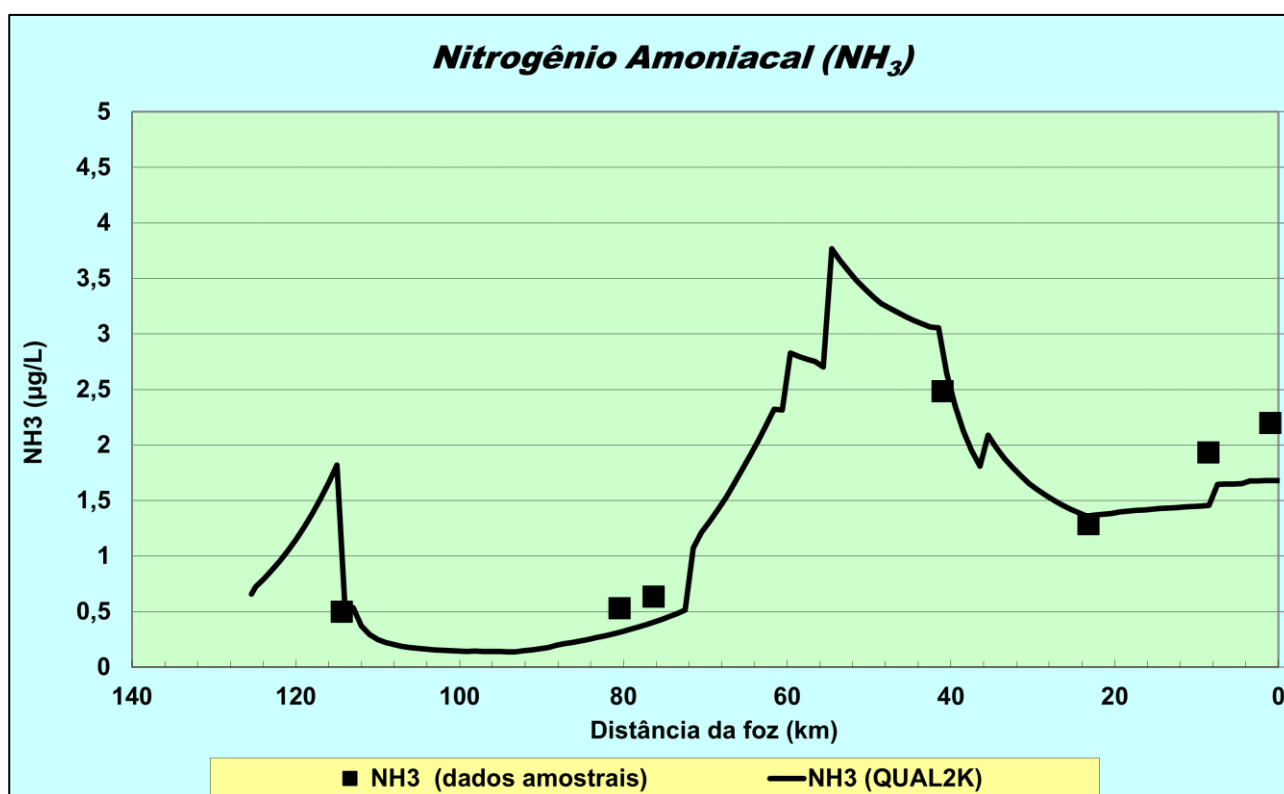
Fonte: Autor (2024).

Os menores valores de pH observados no primeiro trecho e parte do segundo provavelmente se devem à presença de solos ácidos na região, conforme verificado nas análises estatísticas da seção 5. A partir do médio curso, os valores de pH se mantiveram praticamente constantes, próximos a neutralidade.

A temperatura se manteve constante na maior parte do rio, com um leve aumento na seção final, o que resultou em pouca variação na concentração de saturação do oxigênio dissolvido. De modo geral, tanto o pH como a temperatura apresentaram, graficamente, bons ajustes.

6.5.3.9 Nitrogênio Amoniacal (NH_3)

Figura 6.40 - Curva calibrada para a amônia livre (NH_3).



Fonte: Autor (2024).

Graficamente, verifica-se um bom ajuste para a amônia em sua forma livre (NH_3). Conforme esperado, sua concentração é relativamente baixa para a faixa de pH observada, onde quase toda a amônia presente está na forma ionizada (NH_4^+). Os dados referentes a concentração de NH_3 em cada ponto foram obtidos a partir da equação de Emerson *et al.* (apud VON SPERLING, 2007), em função da temperatura e pH:

$$\frac{NH_3 \text{ livre}}{Amônia \text{ total}} (\%) = \frac{100}{1 + 10^{[0,099018 + (\frac{2729,92}{T+273,2})] - pH}} \quad (6.73)$$

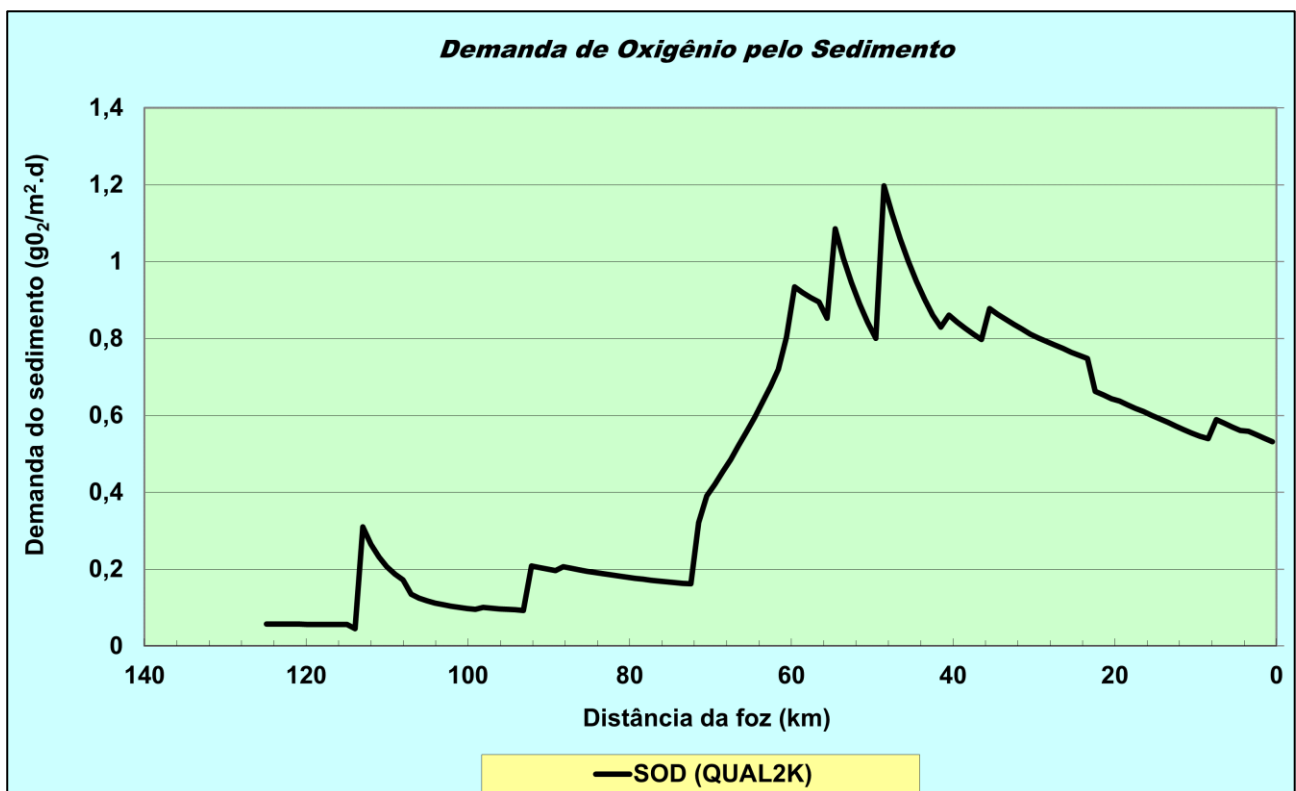
Onde:

T = Temperatura do líquido (°C)

pH = pH do líquido

6.5.3.10 Demanda de oxigênio pelo sedimento

Figura 6.41 - Curva calibrada para a demanda de oxigênio pelo sedimento (SOD).



Fonte: Autor (2024).

A demanda de oxigênio pelo sedimento apresentou comportamento semelhante aos outros parâmetros, com aumento próximo a área urbana de Rio Claro e posterior queda. Como não há dados de campo sobre este parâmetro, não foi possível avaliar se os valores estão condizentes com a realidade do Rio Corumbataí. Entretanto, comparando a curva gerada com valores típicos da literatura, observa-se que existe uma boa concordância entre estes.

Tabela 6.50 - Valores típicos do coeficiente de demanda de oxigênio pelo sedimento para diferentes condições de fluxo e características da água (20 °C).

Condição de fluxo	Características das águas		
	Natural	Moderadamente poluída	Fortemente poluída
Remanso	0,5	0,7	1
Lento	0,2	0,5	1
Rápido	0	0,2	0,5
Corredeira	0	0	0

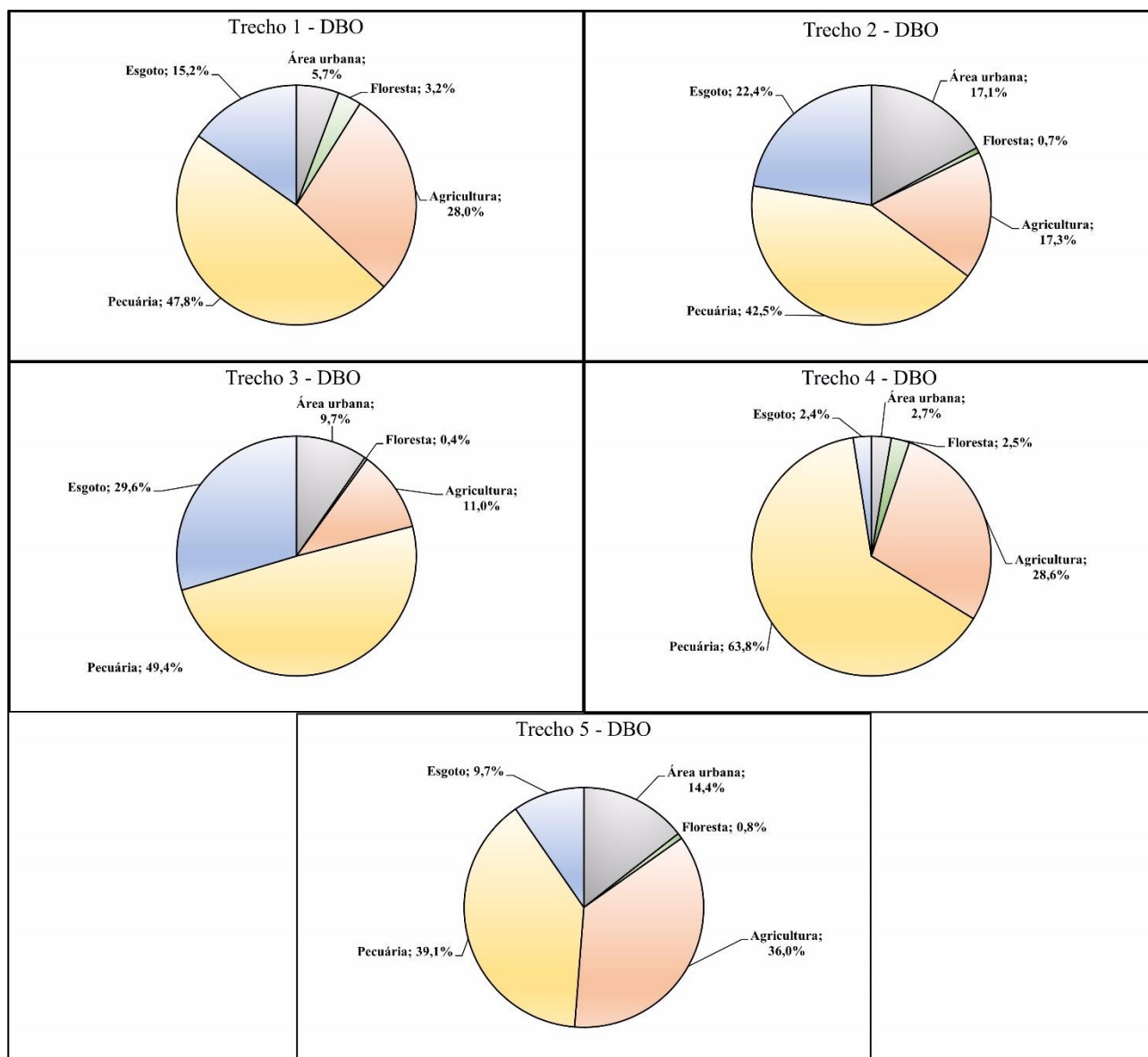
Fonte: Von Sperling (2007).

Os primeiros trechos podem ser considerados lentos e em condições naturais, devido à baixa influência antrópica na região. A partir do terceiro trecho, têm-se o aporte da poluição do município de Rio Claro, podendo a água ser classificada como fortemente poluída. A velocidade, entretanto, ainda se mantém relativamente baixa, aumentando consideravelmente apenas no último trecho (figura 6.21), quando se observa a diminuição da demanda pelo sedimento

6.5.4 Sensibilidade quanto as cargas pontuais e difusas

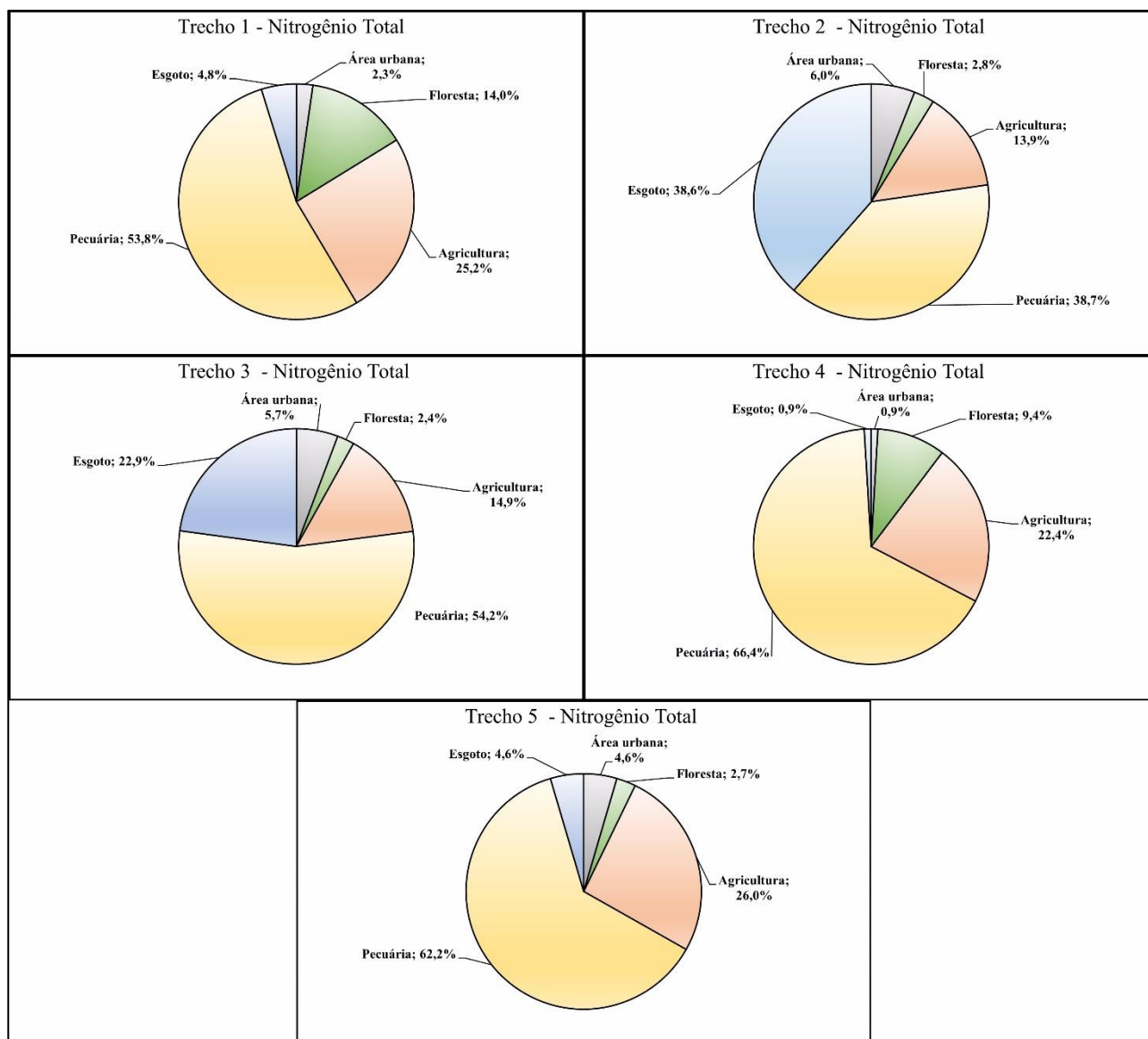
Através da avaliação quantitativa das cargas pontuais e difusas que adentram o Rio Corumbataí, é possível estimar a representatividade de cada atividade geradora em relação a cada poluente em cada trecho. As figuras 6.39-6.42 apresentam os resultados obtidos, onde é possível ter uma noção da importância relativa de cada fonte poluidora.

As cargas advindas do esgoto foram obtidas a partir da multiplicação das concentrações dos parâmetros físico-químicos pelas vazões de lançamento de cada ETE ou lançamento difuso, aplicadas a seus respectivos trechos. As cargas geradas na sub-bacia do Ribeirão Claro foram inseridas no trecho 3, local de sua confluência com o Rio Corumbataí. De forma semelhante, as cargas geradas na sub-bacia do Rio Passa Cinco foram inseridas no trecho 4.

Figura 6.42 - Representação das fontes poluidoras em relação à DBO.

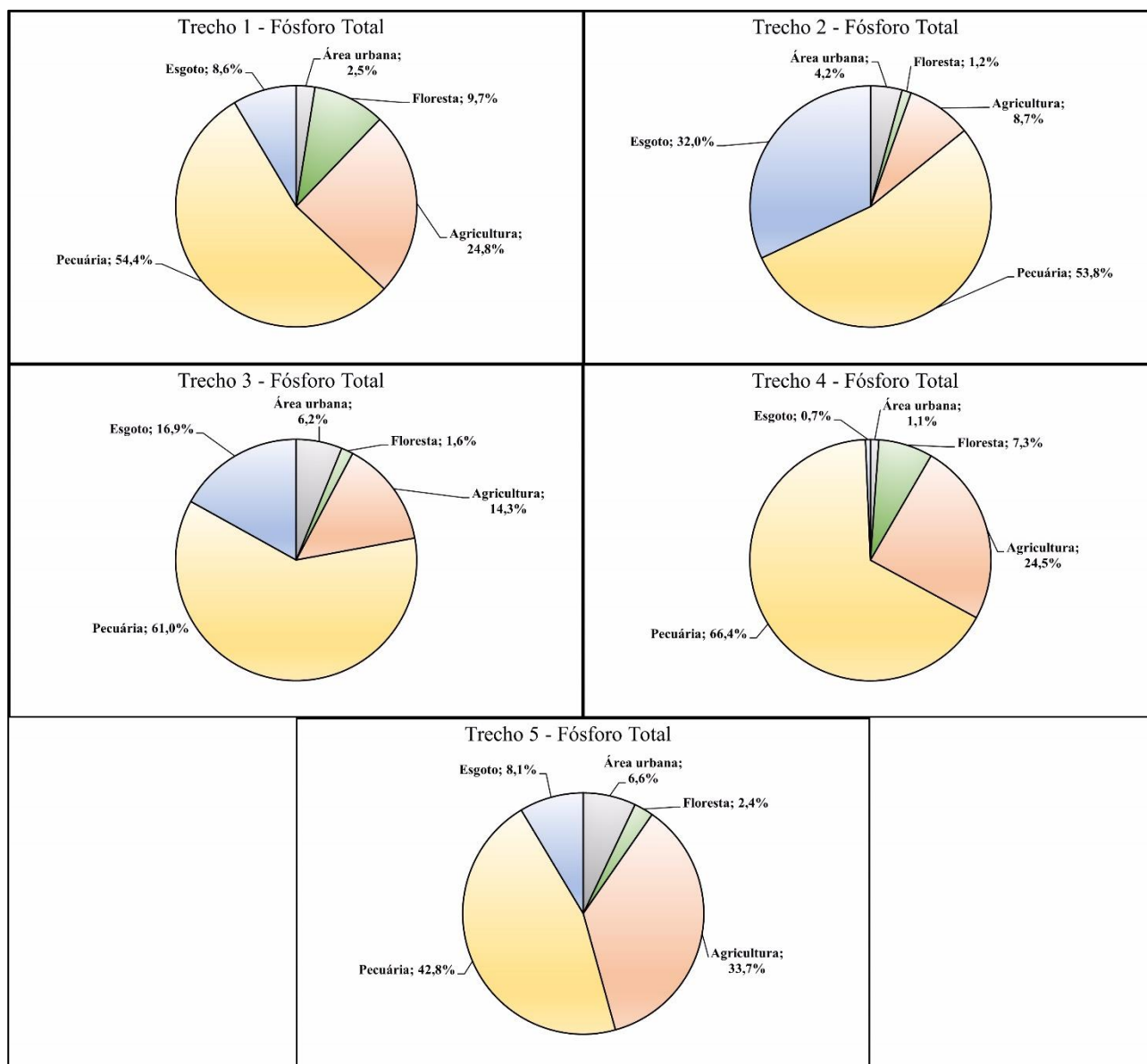
Fonte: Autor (2024).

Pela análise dos gráficos, percebe-se a grande influência das cargas advindas da pecuária em todos os trechos, especialmente no trecho 4. A agricultura, por sua vez, tem sua maior influência na seção final do rio, nos trechos próximos a foz. Os lançamentos de efluentes, como esperado, assumem maior importância nos trechos 2 e 3, relativos ao município de Rio Claro.

Figura 6.43 - Representação das fontes poluidoras em relação ao nitrogênio.

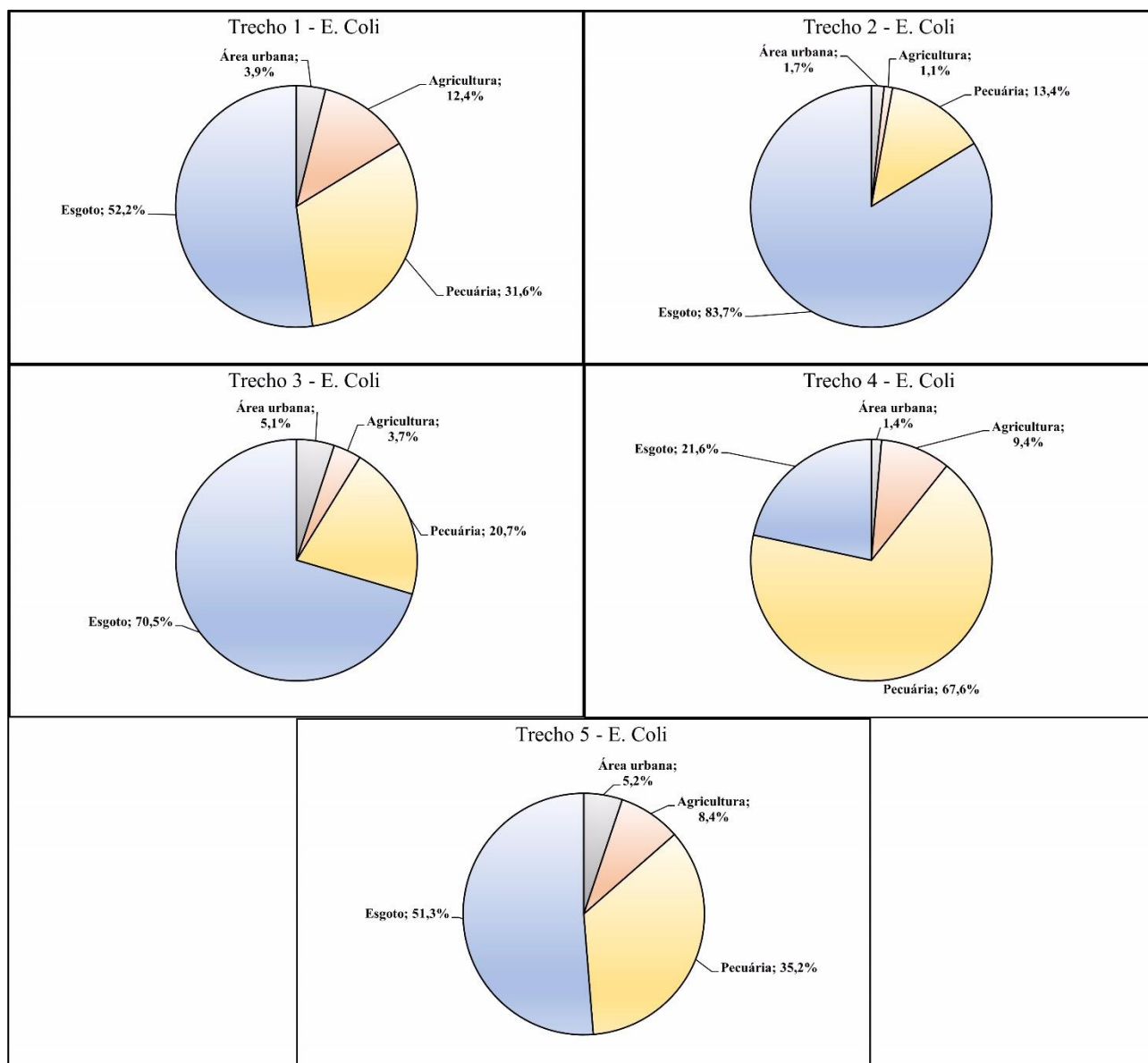
Fonte: Autor (2024).

Com relação ao nitrogênio, percebe-se ainda a predominância da pecuária na maioria dos trechos. A agricultura tem maior influência nos trechos próximos à foz e à nascente, possuindo menor relevância ao longo do médio curso. Novamente, têm-se maior influência das cargas advindas de efluentes domésticos nos trechos 2 e 3. Nota-se ainda maior influência das áreas de florestas nos aportes de nitrogênio, especialmente no trecho da nascente e no trecho 4, que engloba a sub-bacia do Passa Cinco.

Figura 6.44 - Representação das fontes poluidoras em relação ao fósforo.

Fonte: Autor (2024).

O fósforo apresentou o mesmo padrão observado para o nitrogênio e a DBO, com predominância da pecuária (principalmente no trecho 4) e maior influência da agricultura nas áreas da nascente e da foz. Os efluentes novamente tiveram maior destaque nos trechos 2 e 3, e observou-se ainda certa da influência das áreas de floresta nos trechos 1 e 4.

Figura 6.45 - Representação das fontes poluidoras em relação à *E. coli*.

Fonte: Autor (2024).

Os lançamentos de efluentes foram predominantes nas concentrações de *E. coli* em todos os trechos, com exceção do 4, o qual ainda contou com a predominância da pecuária. Esse resultado se deve à ausência de lançamentos de estações de tratamento no referido trecho, onde o mesmo recebe apenas parte da carga difusa não tratada gerada no município de Charqueada. Os trechos 2 e 3 apresentaram contribuições do esgoto superiores a 80% e 70% respectivamente, demonstrando a grande influência dos centros urbanos no que tange a contaminação fecal dos corpos hídricos.

Especificamente no trecho 2, observa-se pela curva calibrada no QUAL2K (figura 6.36) que os aumentos significativos ocorrem a partir do início do perímetro urbano de Rio Claro, sendo

resultado dos lançamentos de esgoto. Assim, os altos valores encontrados na área anterior do trecho provavelmente se devem ao arraste dos dejetos de animais, provenientes das atividades pecuárias, conforme abordado na seção 5.

6.5.5 Simulação de cenários

A seção a seguir apresenta os resultados obtidos para a simulação de cenários de degradação no Rio Corumbataí em horizontes de 10 anos a partir de 2019. A premissa básica adotada foi a manutenção das condições anteriores da simulação atual, como os índices de remoção, a eficiência de remoção das estações de tratamento e os índices de tratamento de efluentes dos municípios. Considerou-se então o incremento populacional ao longo dos anos, bem como alterações nas tipologias de uso do solo.

6.5.5.1 Incremento populacional e vazões de efluentes

Os resultados das projeções populacionais realizadas estão dispostos nas tabelas abaixo. Para os municípios de Analândia, Piracicaba e Rio Claro, adotou-se a projeção aritmética. Para Charqueada e Corumbataí, adotou-se a projeção geométrica. Foram utilizados dados dos censos de 1991, 2000, 2010 e 2022.

Tabela 6.51 - Projeções populacionais a partir do método aritmético.

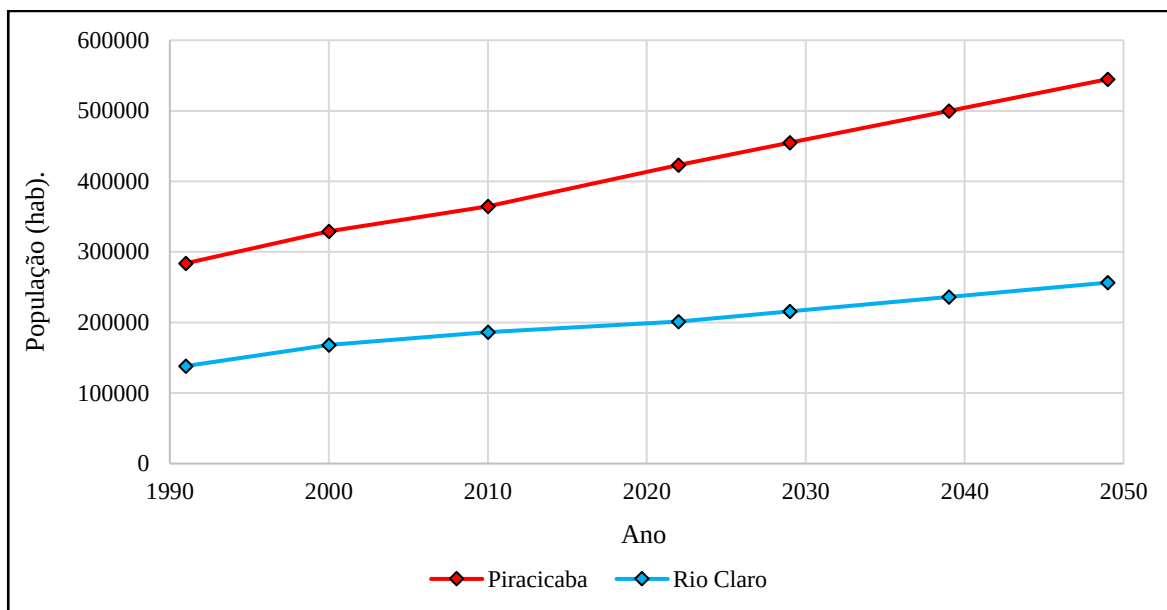
Município	População (hab.) - Aritmético							Ka	R ²
	1991	2000	2010	2022	2029	2039	2049		
Analândia	3020	3582	4289	4589	4943	5449	5956	50,6	0,9887
Charqueada	10735	13037	15085	15535	16619	18167	19716	154,8	0,9701
Corumbataí	3156	3794	3874	4195	4430	4765	5100	33,5	0,9712
Piracicaba	283833	329158	364571	423323	454821	499818	544814	4499,7	0,9991
Rio Claro	138243	168218	186253	201418	215683	236062	256441	2037,9	0,9878

Fonte: Elaborado pelo autor (2024) com dados do IBGE (2022).

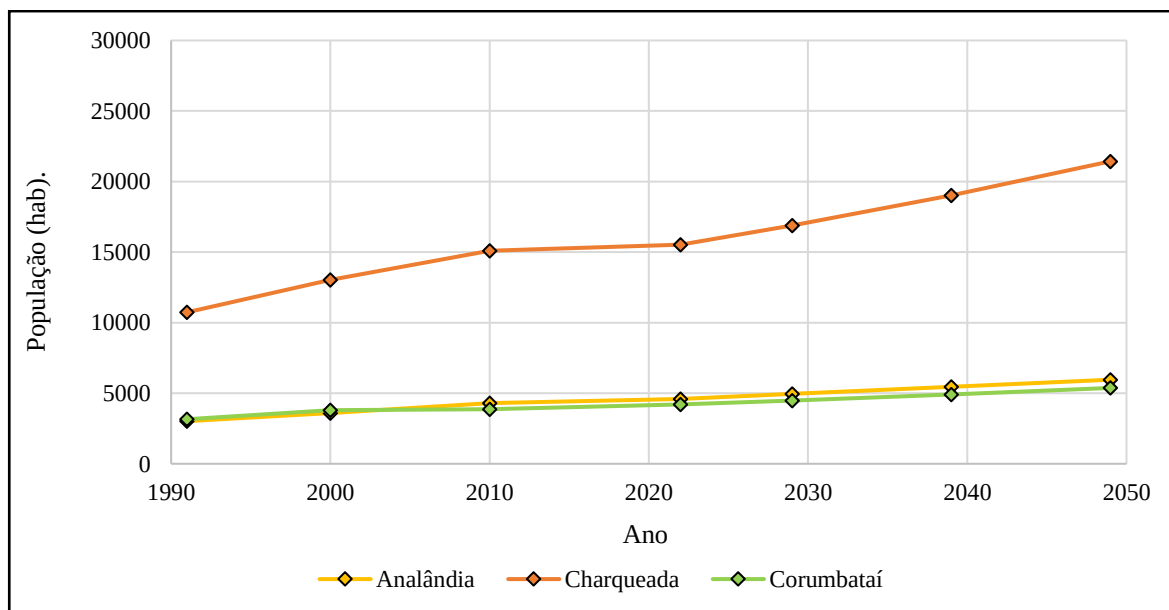
Tabela 6.52 - Projeções populacionais a partir do método geométrico.

Município	População (hab.) - Geométrico							Kg	R ²
	1991	2000	2010	2022	2029	2039	2049		
Analândia	3020	3582	4289	4589	5044	5773	6607	0,01350	0,9882
Charqueada	10735	13037	15085	15535	16887	19025	21434	0,01192	0,9726
Corumbataí	3156	3794	3874	4195	4473	4904	5375	0,00918	0,9737
Piracicaba	283833	329158	364571	423323	463312	527080	599625	0,01290	0,999
Rio Claro	138243	168218	186253	201418	219284	247591	279552	0,01214	0,987

Fonte: Elaborado pelo autor (2024) com dados do IBGE (2022).

Figura 6.46 - Projeção de crescimento dos municípios de Rio Claro e Piracicaba.

Fonte: Autor (2024).

Figura 6.47 - Projeção de crescimento dos municípios de Analândia, Charqueada e Corumbataí.

Fonte: Autor (2024).

De posse das populações para cada horizonte em cada município, aplicou-se as taxas de aumento às vazões estimadas anteriormente para cada estação de tratamento (tabela 6.28), considerando que a população foi a única variável a ser alterada.

Tabela 6.53 - Estimativa das vazões de lançamento nos horizontes simulados.

Município	ETE	Vazão estimada (m³/s)			
		Atual	2029	2039	2049
Analândia	José Batista Marinho	0,026000	0,028007	0,030875	0,033742
Charqueada	Recreio	0,003091	0,003360	0,003785	0,004264
Corumbataí	Corumbataí	0,004500	0,004799	0,005260	0,005766
Piracicaba	Vila Belém	0,001909	0,002051	0,002254	0,002457
Rio Claro	Ajapi	0,006353	0,006802	0,007445	0,008088
Rio Claro	Assistência	0,002874	0,003078	0,003369	0,003660
Rio Claro	Batovi	0,001078	0,001154	0,001263	0,001372
Rio Claro	Ferraz	0,001010	0,001081	0,001184	0,001286
Rio Claro	Flores	0,116791	0,125063	0,136879	0,148696
Rio Claro	Palmeiras	0,051686	0,055347	0,060576	0,065806
Rio Claro	Jardim Novo	0,215724	0,231002	0,252829	0,274655

Fonte: Autor (2024).

Ressalta-se que para algumas ETE's, a aplicação de tal metodologia resultou em valores superiores a vazão de projeto. Entretanto, os valores calculados foram mantidos, visando considerar o aumento da geração de efluentes e o lançamento na mesma localidade.

Tabela 6.54 - Estimativa dos lançamentos difusos de esgoto não tratado nos horizontes considerados.

Município	Vazão (m³/s)			
	Atual	2029	2039	2049
Analândia	0,0003	0,000323161	0,000356249	0,000389336
Corumbataí	0,0001	0,000106637	0,00011689	0,000128129
Rio Claro	0,0465	0,049793338	0,054498106	0,059202874
Charqueada	0,0046	0,005000367	0,005633509	0,00634682

Fonte: Autor (2024).

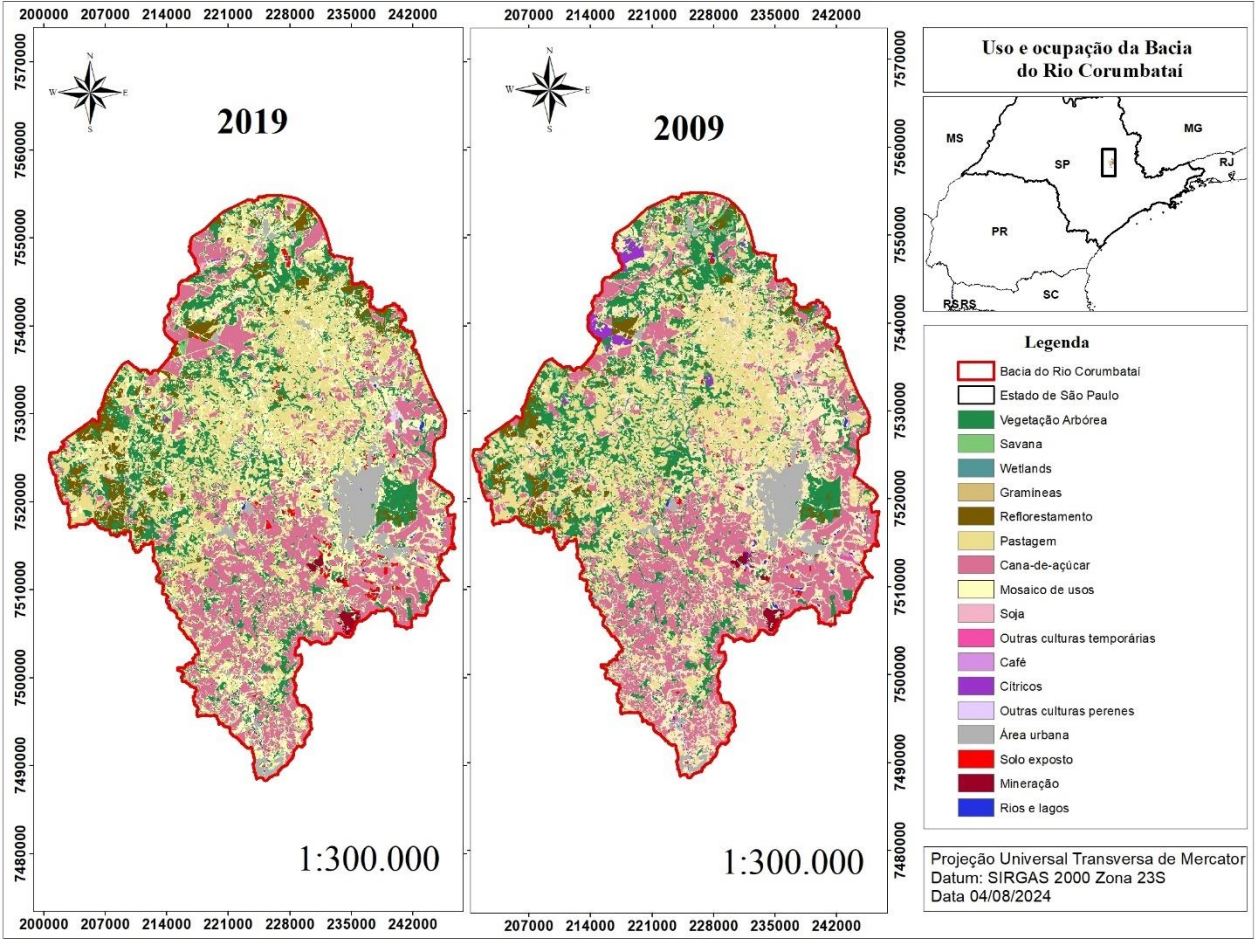
Ressalta-se novamente o cenário conservador adotado em relação as cargas difusas de esgoto, onde considerou-se que todo o esgoto não tratado (coletado ou não), além das soluções individuais de cada município, são lançados no Rio Corumbataí nos respectivos municípios geradores.

6.5.5.2 Variações no uso do solo

A partir da comparação entre os mapas de uso do solo de 2009 e 2019 (figura 6.48), as classes de uso foram agrupadas em quatro tipologias principais, correspondentes à área urbana, agricultura, floresta e mineração. Diferentemente da etapa de cálculo das cargas para a calibração do modelo, a tipologia “mosaico de usos” não foi considerada aqui, em função da busca por maior

precisão no cálculo das variações entre as classes. Da mesma forma, as tipologias “mineração” e “solo exposto” não foram contabilizadas para a área urbana.

Figura 6.48 - Comparação entre as classes de uso do solo entre 2009 e 2019.



Fonte: Autor (2024) com base em MapBiomias (2024).

Tabela 6.55 - Variações nas tipologias de uso de uso do solo entre 2009 e 2019.

Tipologia	2009 (ha)	2019 (ha)	Variação (%)
Agricultura	405,40	422,76	4,28
Área urbana	64,16	69,98	9,07
Floresta	375,76	370,21	-1,48
Pastagem	337,31	327,98	-2,77

Fonte: Autor (2024).

A partir do mapa e da tabela, percebe-se uma expansão da área urbana e da agricultura na bacia, que provavelmente se relacionam às tendências de aumento de nutrientes verificadas para o Rio Corumbataí e Ribeirão Claro na seção 5. De forma oposta, as áreas de floresta e as áreas de pastagem destinadas à pecuária diminuíram no período avaliado.

Considerou-se então que essas taxas de variação se mantem constantes para cada novo horizonte de 10 anos, aplicadas em relação as áreas anteriores. Partindo dessa premissa, calculou-se as áreas para cada tipologia em cada novo horizonte temporal, onde as cargas geradas pelo uso do solo foram então recalculadas para a simulação dos novos cenários de degradação. Em relação aos aportes advindos da pecuária, considerou-se a redução dos rebanhos de forma homogênea por toda a bacia, onde houve a redução de 2,77% a cada novo horizonte, conforme a tabela 6.55.

Tabela 6.56 - Uso do solo em cada trecho para o cenário de 2029.

Tipologia de uso do solo	Trecho (ha)						
	1	2	3	4	5	RC	PC
Floresta	9316,7	2055,2	812,5	2417,1	1359,1	4726,3	15957,0
Pastagem	10149,6	9841,5	1792,4	4006,1	2995,3	5550,3	19979,6
Agricultura	9617,3	5786,6	5807,4	10572,6	7586,8	14224,7	14414,8
Área urbana	530,0	1533,8	2246,5	381,5	817,9	2494,9	247,8

Fonte: Autor (2024).

Tabela 6.57 - Uso do solo em cada trecho para o cenário de 2039.

Tipologia de uso do solo	Trecho (ha)						
	1	2	3	4	5	RC	PC
Floresta	9179,1	2024,9	800,5	2381,4	1339,0	4656,4	15721,4
Pastagem	9868,9	9569,3	1742,9	3895,3	2912,4	5396,8	19427,0
Agricultura	10029,1	6034,4	6056,1	11025,3	7911,6	14833,8	15032,0
Área urbana	578,1	1672,9	2450,3	416,1	892,2	2721,3	270,3

Fonte: Autor (2024).

Tabela 6.58 - Uso do solo em cada trecho para o cenário de 2049.

Tipologia de uso do solo	Trecho (ha)						
	1	2	3	4	5	RC	PC
Floresta	9043,5	1995,0	788,7	2346,2	1319,2	4587,7	15489,2
Pastagem	9595,9	9304,6	1694,7	3787,5	2831,9	5247,5	18889,7
Agricultura	10458,5	6292,8	6315,4	11497,4	8250,4	15469,0	15675,7
Área urbana	630,6	1824,7	2672,7	453,9	973,1	2968,3	294,8

Fonte: Autor (2024).

Tabela 6.59 - Rebanhos em cada trecho para o cenário de 2029.

Trecho	Rebanho (cabeças por sub-bacia) - 2029				
	Bovinos	Equinos	Galináceos	Ovinos	Suínos
1	9748	392	425	362	143
2	6715	348	519	250	482
3	2603	172	200	125	264
4	4485	141	119	166	307
5	3601	59	76	75	141
Ribeirão Claro	6448	405	483	293	575
Passa Cinco	17052	534	1033	455	916

Fonte: Autor (2024).

Tabela 6.60 - Rebanhos em cada trecho para o cenário de 2039.

Trecho	Rebanho (cabeças por sub-bacia) - 2039				
	Bovinos	Equinos	Galináceos	Ovinos	Suínos
1	9478	381	413	352	139
2	6529	338	504	243	469
3	2531	167	195	121	257
4	4361	137	116	161	299
5	3501	57	74	73	137
Ribeirão Claro	6269	394	469	285	559
Passa Cinco	16581	519	1004	442	890

Fonte: Autor (2024).

Tabela 6.61 - Rebanhos em cada trecho para o cenário de 2049.

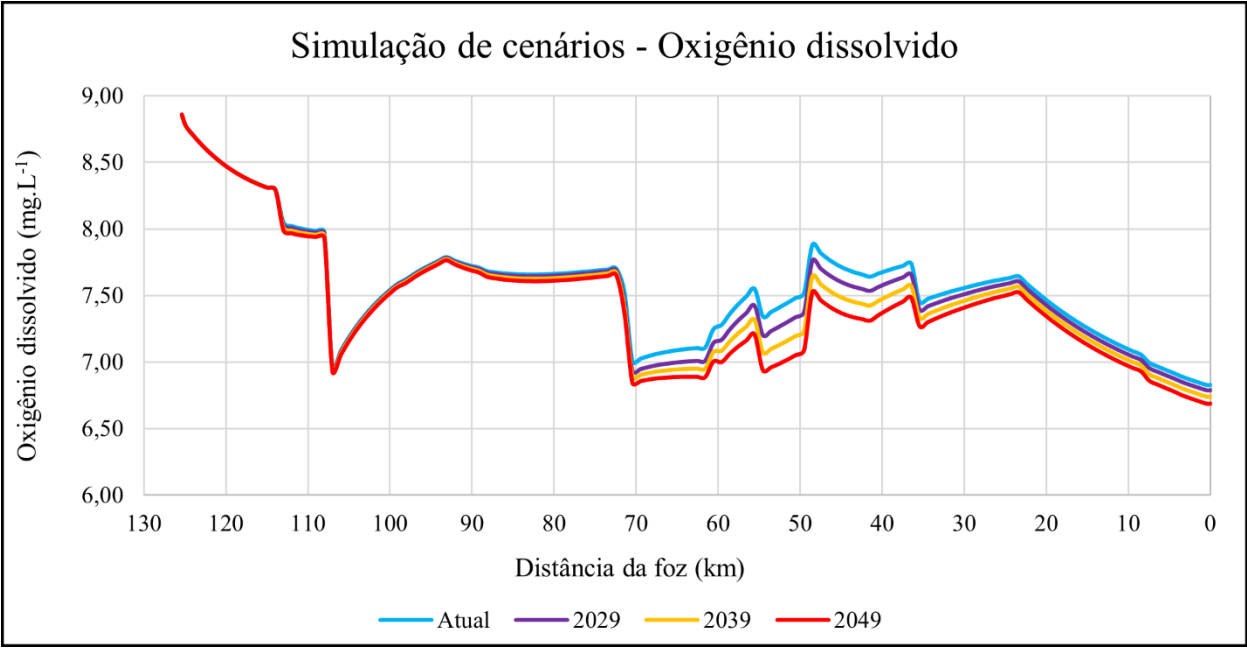
Trecho	Rebanho (cabeças por sub-bacia) - 2049				
	Bovinos	Equinos	Galináceos	Ovinos	Suínos
1	9216	371	402	342	135
2	6349	329	491	236	456
3	2461	162	189	118	249
4	4241	133	113	157	291
5	3404	56	72	71	133
Ribeirão Claro	6096	383	456	277	544
Passa Cinco	16122	505	976	430	866

Fonte: Autor (2024).

6.5.5.3 Curvas geradas para os cenários de 2029, 2039 e 2049.

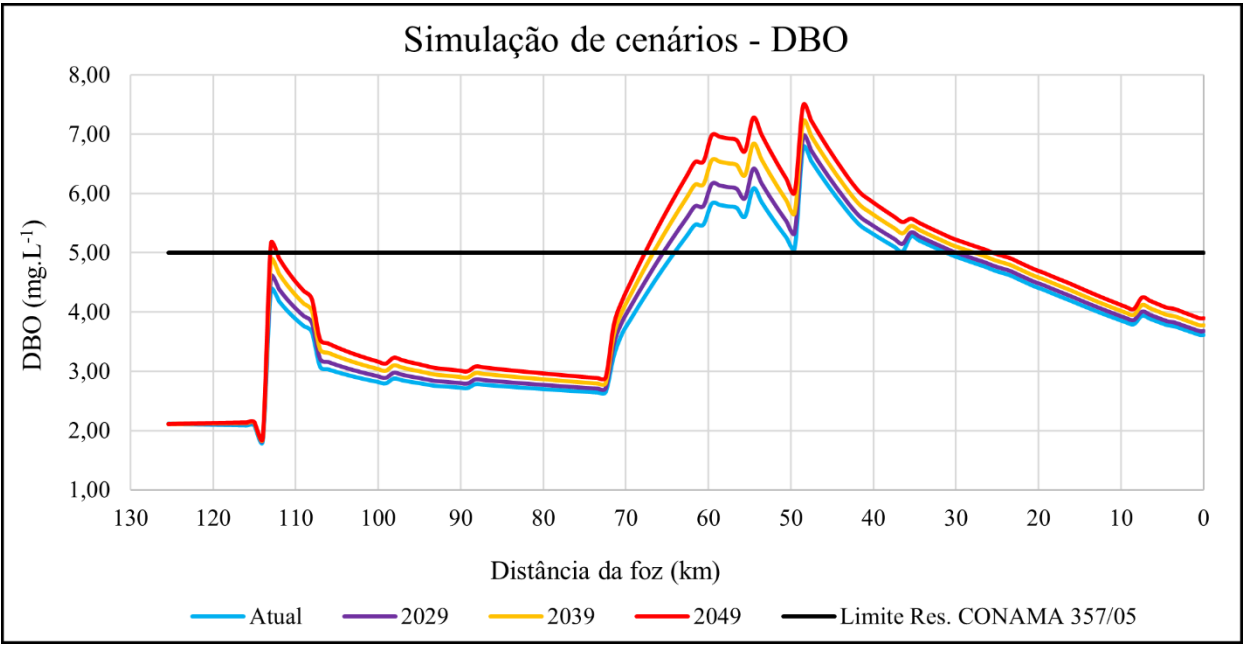
As figuras abaixo apresentam as curvas geradas nos cenários analisados em relação a curva atual, confrontadas com o limite proposto pela Resolução CONAMA 357/05, quando pertinente.

Figura 6.49 - Simulação de cenários para o oxigênio dissolvido.



Fonte: Autor (2024).

Figura 6.50 - Simulação de cenários para a DBO.



Fonte: Autor (2024).

Figura 6.51 - Simulação de cenários para o nitrogênio amoniacal,

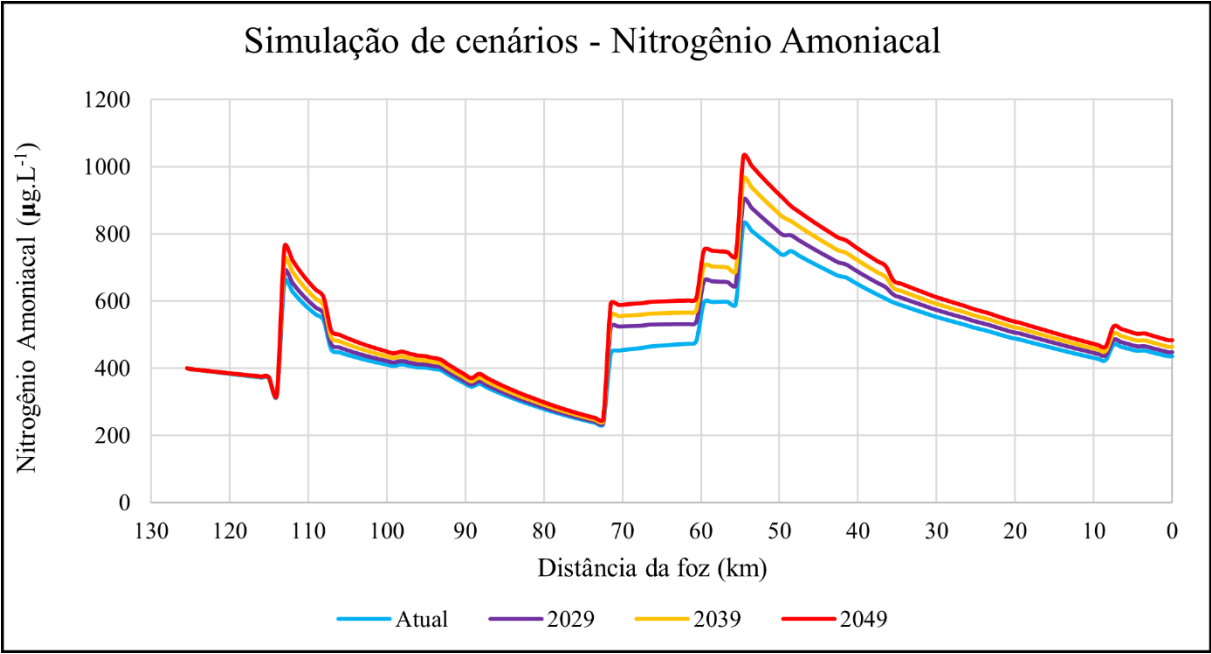


Figura 6.52 - Simulação de cenários para o nitrato.

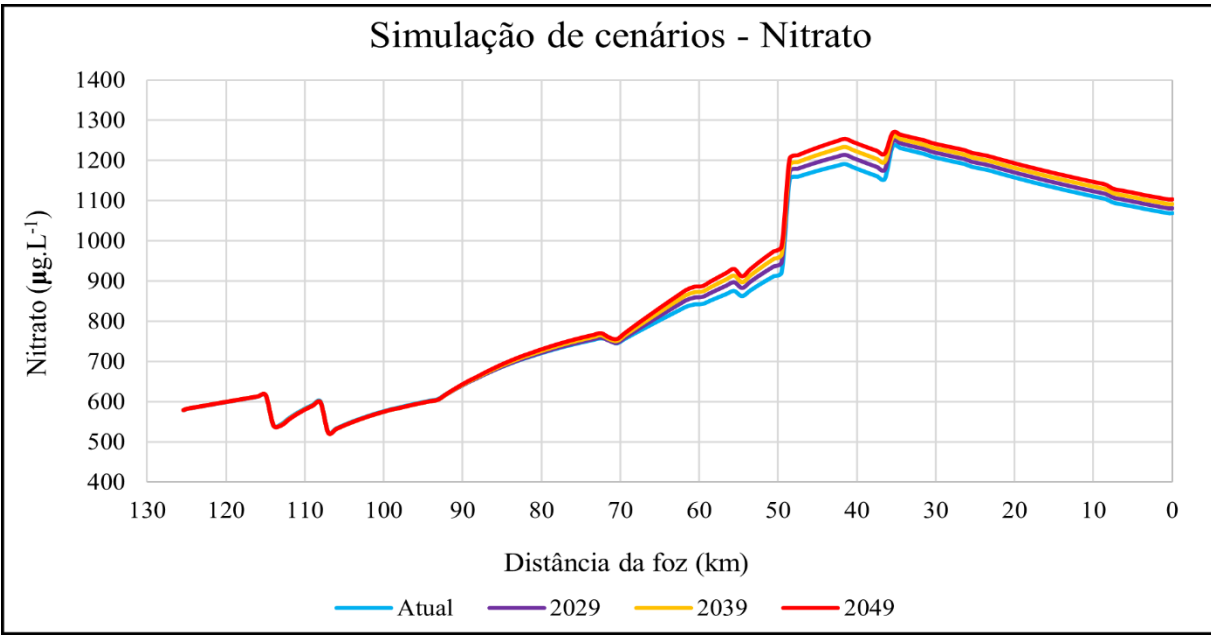
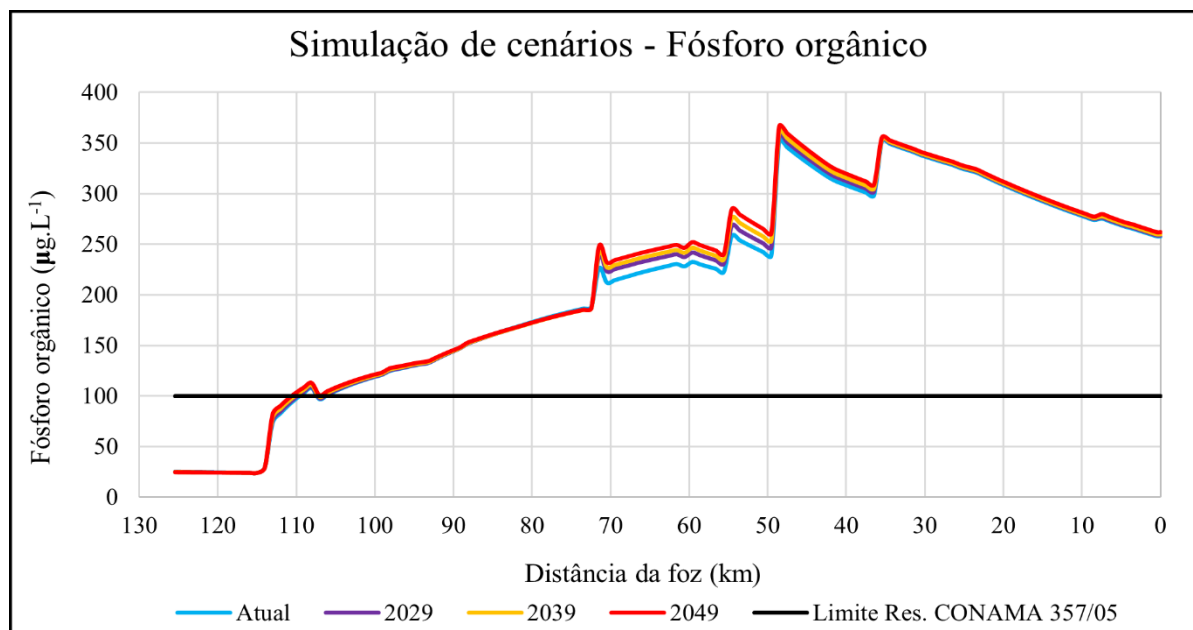
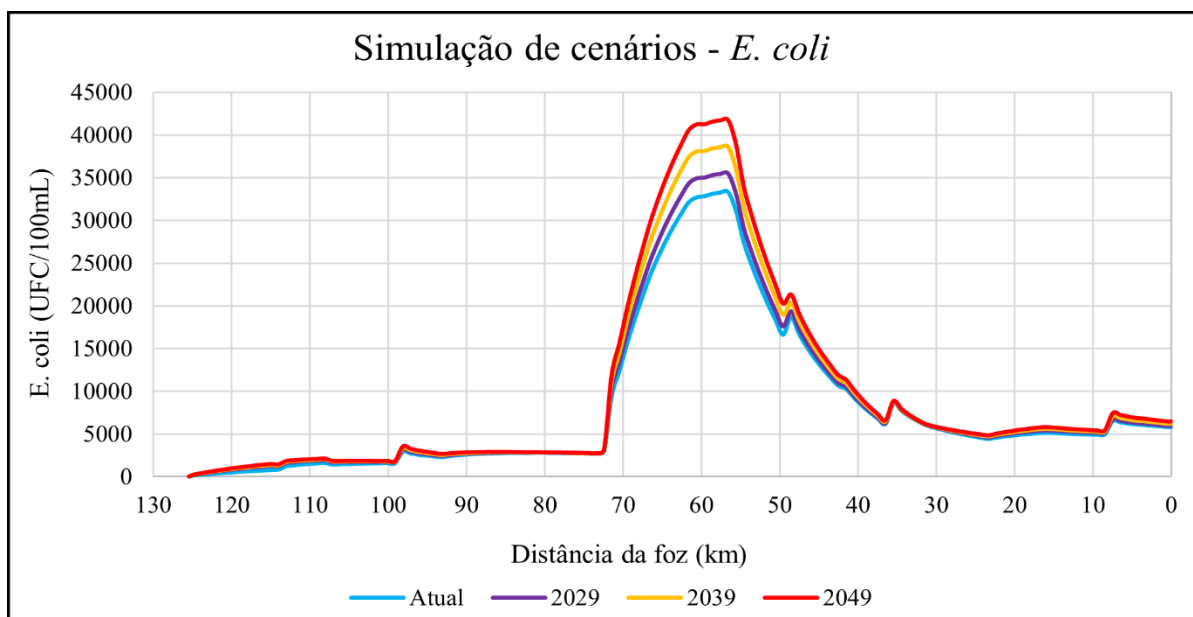


Figura 6.53 - Simulação de cenários para o fósforo orgânico.

Fonte: Autor (2024).

Figura 6.54 - Simulação de cenários para a *E. coli*.

Fonte: Autor (2024).

De acordo com as curvas geradas, observa-se que o oxigênio dissolvido sofrerá maior influência após a área urbana de Rio Claro, devido aos despejos de efluentes e a contribuição principalmente do Ribeirão Claro. Entretanto, mesmo no horizonte mais crítico (2049), os valores de OD simulados ainda se mantêm consideravelmente cima do limite previsto pela Resolução CONAMA 357/05.

Em relação a DBO, os aumentos podem ser observados ao longo de praticamente todo o percurso do rio, especialmente na área urbana de Rio Claro. No cenário de maior degradação, observa-se que os valores de DBO ultrapassariam o limite permitido ainda na região da nascente, em Analândia. A amônia também apresentou acréscimos perceptíveis em praticamente todo o rio, sendo mais destacados nos pontos de despejo de efluentes das estações de tratamento, indicando novamente a influência dos lançamentos pontuais de efluentes nesse parâmetro.

O nitrato apresentou pouca variação nos cenários simulados, sendo novamente mais perceptível após o perímetro urbano de Rio Claro. Assim como no caso da amônia, os valores simulados de nitrato se mantêm consideravelmente abaixo do limite permitido. A curva do fósforo orgânico seguiu a mesma tendência dos outros parâmetros. Ainda na região da nascente, os valores ultrapassam o limite permitido e assim permanecem ao longo de todo o rio. A curva de *E. coli* apresentou uma variação considerável relativa ao lançamento difuso de esgoto em Rio Claro, e poucas alterações em relação as áreas anteriores e posteriores. Assim como no caso fósforo, os valores ultrapassaram o limite em praticamente todo o rio.

7. CONCLUSÕES

7.1 Avaliação espaço-temporal da qualidade da água no alto e médio curso da bacia

As técnicas estatísticas descritivas e inferenciais aplicadas se mostraram úteis na avaliação da qualidade da água dos rios Corumbataí e Ribeirão Claro nas bacias do Alto e Médio Corumbataí, permitindo a identificação de diferenças espaciais, influências sazonais e tendências temporais. A análise multivariada, por meio da aplicação da AC e ACP, corroboraram e complementaram, em sua maior parte, as análises inferenciais realizadas.

De modo geral, a água apresenta melhor qualidade em locais afastados da área urbana do município de Rio Claro, apresentando um quadro de deterioração nas proximidades da mesma. O teste de Kruskal-Wallis apontou diferenças significativas entre os pontos de monitoramento para todos os parâmetros analisados, com exceção do alumínio dissolvido. Foi comum a separação entre grupos de pontos à montante e à jusante da área urbana, pelo teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner, corroborada posteriormente pela análise de cluster (AC).

Em relação a sazonalidade, notou-se uma queda na qualidade da água no período chuvoso em relação ao período seco, influenciada principalmente pelo aumento do escoamento superficial. Todos os parâmetros apresentaram ao menos um ponto com variações sazonais significativas, sendo que 53% apresentaram diferenças entre as estações em cinco ou em todos os seis pontos. Tal resultado reforça a influência do clima, em especial da precipitação, na qualidade da água na região de estudo.

A contaminação fecal apresentou-se como o principal fator de influência na qualidade da água nas áreas à montante do município, que foi verificada com mais intensidade nos pontos 2 e 3 na estação chuvosa. Assim, é provável que esse resultado ocorra devido ao escoamento de dejetos animais presentes nas áreas de pastagem. O segundo fator de maior influência foi a erosão do solo atrelada a fatores naturais, intensificada pelo mau uso. A presença de ferro e alumínio dissolvidos em concentrações superiores ao limite legal provavelmente relacionam-se aos solos da região. Em menor escala, têm-se a componente mineral natural e a presença de nutrientes derivados da agricultura.

Em relação aos pontos localizados após a área urbana, constatou-se o enriquecimento por nutrientes como o principal fator de influência, especialmente o fósforo. Esses nutrientes originam-se provavelmente do escoamento de insumos agrícolas utilizados na monocultura de cana-de-açúcar logo à montante, sendo mais intenso no Ribeirão Claro. A presença de ferro e alumínio devido ao escoamento superficial também se faz presente nas proximidades da área

urbana, podendo ainda ser resultante das atividades minerárias que ocorrem na porção sul do município. A contaminação fecal e orgânica, provavelmente devido ao despejo de esgoto, ocorre com mais intensidade no Rio Corumbataí, apesar de também presente no Ribeirão Claro.

Apesar do pior quadro verificado próximo a área urbana, o ponto 4, no Rio Corumbataí, apresentou tendência de aumento no IQA. Destaca-se também as tendências de aumento do oxigênio dissolvido em todos os pontos, com exceção do 5, e de redução da *E. Coli* nos pontos 2, 4 e 6, indicando assim maior controle da poluição fecal e uma melhora geral na qualidade da água ao longo dos anos. Entretanto, deve-se ressaltar as tendências de aumento de nutrientes (nitrato, amônia, fósforo e cloreto), em especial nos pontos 2, 3, 4 e 6, que podem estar relacionadas a expansão das atividades agrícolas que vem ocorrendo na Bacia do Rio Corumbataí.

7.2 Modelagem matemática da qualidade da água do Rio Corumbataí

O cálculo das cargas difusas de poluentes a partir do uso do solo e dos rebanhos da pecuária, em conjunto com a aplicação dos índices de remoção, permitiram um bom ajuste do QUAL2K em relação aos dados de campo para quase todos os parâmetros. Os melhores ajustes se deram para a DBO, nitrogênio amoniacal (NH_4) e fósforo orgânico. O nitrato apresentou dois pontos cujo ajuste não se deu de forma satisfatória, enquanto a *E. coli* apresentou um. Tais resultados provavelmente se relacionam a particularidades de cada trecho analisado e que não foram consideradas devido a ausência de maiores informações.

Na etapa de calibração, foi possível manter boa parte dos coeficientes do modelo dentro das faixas especificadas pela literatura. O ajuste manual do coeficiente de reaeração (K_a) se mostrou mais eficiente do que a adoção de alguma equação destacada na literatura, onde os valores simulados de oxigênio dissolvido se mantiveram mais próximos dos dados de campo.

A análise de sensibilidade demonstrou pouca influência do coeficiente de desnitrificação para a redução das concentrações de nitrato. Esse resultado pode ser atribuído a não ocorrência de situações anaeróbias durante o período simulado no Rio Corumbataí, fundamentais para o processo de desnitrificação.

O cálculo das cargas de poluentes que efetivamente adentram o Rio Corumbataí demonstrou grande influência da pecuária em quase todos os trechos para a DBO, nitrogênio e fósforo, especialmente no trecho 4, que quase não apresenta lançamentos de efluentes. Para as concentrações de *E. coli*, o lançamento de efluentes se mostrou predominante, especialmente nos trechos 2 e 3, inseridos na área urbana de Rio Claro. A agricultura apresentou maior influência nos trechos próximos a foz, confirmando o exposto nos mapas de uso do solo elaborados.

A simulação de cenários, através de projeções para os anos de 2029, 2039 e 2049 demonstraram um aumento populacional considerável nos municípios, bem como alterações na matriz de uso do solo na bacia. Em comparação com o ano de 2009, constatou-se aumento da mancha urbana e das áreas destinadas à agricultura, e redução das áreas de vegetação e pastagens destinadas à pecuária. Tal cenário implica em maior degradação do Rio Corumbataí se mantidas constantes as demais variáveis, como a eficiência e índices de tratamento de efluentes, conforme destacado pelas curvas geradas para cada horizonte.

Por fim, destaca-se que os resultados aqui obtidos a partir da aplicação do modelo QUAL2K, assim como os referentes a aplicação prática de qualquer modelo matemático, devem ser analisados sob uma perspectiva crítica, sendo utilizados como ferramentas que norteiam decisões no âmbito da gestão dos recursos hídricos em determinada região, e não como uma representação fiel e absoluta da realidade.

8. RECOMENDAÇÕES

Apesar dos bons resultados obtidos no ajuste do modelo QUAL2K ao Rio Corumbataí, deve-se ressaltar o grande número de simplificações adotadas, seja pela ausência de informações pertinentes, ou pelas próprias limitações do modelo escolhido. Ainda, o processo de calibração se desenvolveu a partir da manipulação manual principalmente dos índices de remoção e dos coeficientes físicos do modelo. Embora tais ajustes tenham sido realizados com fundamentação teórica, ainda assim se constituem como importantes fontes de incerteza.

Outro ponto de destaque se refere a segmentação realizada para o Rio Corumbataí, que se deu através da divisão do mesmo em trechos de acordo com a disponibilidade de estações fluviométricas. Com uma extensão de aproximadamente 125 km, a divisão em apenas cinco trechos pode não ser uma boa representação da realidade, considerando que o modelo atribui coeficientes e características hidráulicas constantes para cada trecho. Assim, uma maior segmentação do rio pode contribuir para uma simulação mais representativa das características específicas verificadas ao longo do mesmo.

Outra fonte de incerteza se refere aos tributários do rio principal. Devido à ausência de dados hidrológicos e de qualidade da água, os mesmos não foram modelados pelo QUAL2K, sendo inseridos apenas como fontes pontuais de vazão. As exceções foram os dois maiores tributários, o Ribeirão Claro e o Passa Cinco, cujas cargas geradas nas respectivas sub-bacias foram computadas como aportes pontuais no ponto de confluência com o Rio Corumbataí. Embora os tributários menores apresentem baixa vazão (de acordo com as curvas de permanência obtidas por regionalização hidrológica), a determinação de suas contribuições quanto aos parâmetros físico-químicos e a modelagem completa dos tributários principais pode contribuir para um cenário mais representativo da realidade do Rio Corumbataí.

Frente ao exposto, os seguintes tópicos apresentam-se como sugestões para trabalhos futuros sobre a modelagem da qualidade da água do Rio Corumbataí:

- Maior segmentação hidráulica do rio principal em trechos, com medição em campo dos parâmetros hidráulicos. Preferencialmente, com medições logo a montante da confluência com tributários, de modo a permitir o compute do acréscimo de vazão no trecho seguinte, permitindo assim maior fidelidade quanto as características hidráulicas de cada trecho;
- Realização de análises quanto aos parâmetros hidráulicos e físico-químicos dos principais tributários, de modo a permitir a sua simulação completa no QUAL2K, em conjunto com o Rio Corumbataí;

- Realizar a mensuração dos rebanhos de cada trecho de acordo com as áreas destinadas a pastagem, ao invés da consideração de distribuição homogênea ao longo do municípios;
- Realizar a calibração do modelo para diferentes estações, compreendendo no mínimo a divisão entre estação seca e chuvosa;
- Determinação da redução necessária de cargas em cada trecho para o atendimento dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2.

9. REFERÊNCIAS

- ABERS, R.; JORGE, K.D. Descentralização da gestão da água: por que os comitês de bacia estão sendo criados ?. **Ambiente & Sociedade**, v. 8, n. 2, p. 26 p., 2005. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/asoc/a/tyBzHpwRXpyXF6bzjcJ3hWh/?format=pdf>>. Acesso em: 16 dez. 2023.
- ALLAN, J.D. **Stream Ecology: Structure and function of running waters**. London, 2-6 Boundary Row: Chapman & Hall, 1ª ed., cap. 2, p. 23-43, 1995.
- ALLOWAY, B.J. Introduction. In: ALLOWAY, B.J (ed.). **Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soil and their bioavailability**. Dordrecht: Springer, 3ª ed., cap. 1, p. 3-9, 2013.
- ALMEIDA, C.C. DE. Evolução histórica da proteção jurídica das águas no Brasil. **Jus Navigandi**, ano 7, n. 60, 2002. Disponível em: <<https://jus.com.br/artigos/3421/evolucao-historica-da-protecao-juridica-das-aguas-no-brasil>>. Acesso em: 14 dez. 2023.
- ALMEIDA, F.F.M. Fundamentos geológicos do relevo paulista. **Bol. Instituto Geográfico e Geológico**, n. 41, p. 169-263, 1964.
- ALMEIDA, M.A.B.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação Sazonal da Qualidade das Águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com Aplicação de um Índice de Qualidade de Água (IQA). **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p.81-97, 2003. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/275412/000475901.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 26 jul. 2024.
- ANDRADE, T. DE O. **Torres de água: incursão em sua arquitetura**. 2019. v. 1, 392 p. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.
- ARAUJO, A.E. DE M. **Avaliação dos parâmetros físicos, químicos e índice de qualidade da água do Rio Saúde, em razão da precipitação (maio a dezembro de 2004): estudo de caso**. 2006, 92p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Instituto de Ciências Atmosféricas, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2006. Disponível em: <<https://www.repositorio.ufal.br/handle/riufal/858>>. Acesso em 30 jul. 2024.
- ARAÚJO, E.P. DE. **Aplicação de dados SRTM à modelagem da erosão em microbacias por geoprocessamento**. 2006. 89 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos, 2006. Disponível em: <<http://mtc-m16b.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/MTC-m13@80/2006/08.25.13.19/doc/publicacao.pdf>>. Acesso em: 03 jan. 2024.

- ARAÚJO, M.L.M.N. DE; REINALDO, L.R.L.R.; SOUSA, J. DA S.; ALMEIDA, P.G. DE; ALVES, L. DE S.; WANDERLEY, J.A.C. Impactos ambientais nas margens do Rio Piancó causados pela agropecuária. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 13-33, 2010. Disponível em: <<https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RBGA/article/view/461>>. Acesso em: 18 ago. 2024
- ARMAS, E.D. DE; MONTEIRO, R.T.R; ANTUNES, P.M.; SANTOS, M.A.P.F. DOS; CAMARGO, P.B. DE; ABARKELI, R.B. Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do Rio Corumbataí e principais afluentes. **Quím. Nova**, v. 30, n. 5, p. 1119–1127, 2007. Disponível em : <<https://www.scielo.br/j/qn/a/RccQSbxDybF3R35QdSsLCRg/?lang=pt>>. Acesso em : 24 nov. 2023.
- AZEVEDO NETTO, J.M. DE. Cronologia do abastecimento de água até 1970. **Revista DAE**, v. 44, n. 147, p. 106-111, 1984. Disponível em : <http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_137_n_1175.pdf>. Acesso em : 24 nov. 2023.
- AZEVEDO NETTO, J.M. DE. Cronologia dos serviços de esgotos, com especial menção ao Brasil. **Revista DAE**, v. 20, n. 33, p. 15-19, 1959. Disponível em : <<http://revistadae.com.br/site/artigo/704-Cronologia-dos-servicos-de-esgotos,-com-especial-mencao-ao-Brasil>>. Acesso em : 24 nov. 2023.
- BÁRABARA, V.F. **Uso do modelo Qual2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Araguari – AP (Amazônia)**. 2006. 174 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Feral de Goiás, Goiânia, 2006.
- BATHERIA, R.; JAIN, D. Water quality assessment of lake water: a review. **Sustain. Water Resour. Manag.**, v. 2, p. 161-173. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s40899-015-0014-7>>. Acesso em: 28 jul. 2024.
- BENNETT, J.P.; RATHBUN, R.E. Reaeration in Open-Channel Flow. **Geological Survey Professional Paper**, n. 737, 75 p., 1972. Disponível em: <<https://pubs.usgs.gov/pp/0737/report.pdf>>. Acesso em: 23 jun. 2024.
- BJORNBERG, A.J.S.; LANDIM, P.M.B. Contribuição ao estudo da formação Rio Claro (Neocenoico). **Boletim da Sociedade Brasileira de Geologia**, v. 15, n. 4, p. 43-67, 1966.
- BOLLMANN, H.A.; MARQUES, D. DA M. Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de águas. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 1, p. 37-60, 2000. Disponível em : <<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/232479/000276272.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Aceso em : 08 dez. 2023.
- BOUZA-DEAÑO, R.; TERNERO-RODRÍGUEZ, M.; FERNÁNDEZ-ESPINOSA, A.J. Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain). **Journal of Hydrology**, v. 361, n. 3-4, p. 227-239, 2008.
- BOWIE , G.L.; MILLS, W.B.; PORCELLA, D.B.; CAMPBELL, C.L.; PAGENKOPF, J.R.; RUPP, G.L.; JOHNSON, K.M.; CHAN, P.W.H.; GHERINI, S.A. **Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling**. United States Environmental Protection Agency, 2^a ed., 455 p., 1985. Disponível em: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9100R3IW.PDF?Dockkey=9100R3IW.PDF>>. Acesso em: 23 jun. 2024.

BOYER, J.N.; KELBLE, C.R.; ORTNER, P.B.; RUDNICK, D.T. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 6, p. 556-577, 2009.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2ª ed., 305 p., 2005.

BRANCO, S.M. **Água: origem, uso e preservação**. São Paulo: Moderna, 2ª ed., p. 7-17, 2003.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil, de 5 de outubro de 1988**. Brasília, DF, 1988. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em 16 dez. 2023.

BRASIL. **Decreto nº 847, de 11 de outubro de 1890**. Promulga o Código Penal. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1851-1899/d847.htm>. Acesso em: 14 dez. 2023.

BRASIL. **Decreto nº 5.540, de 4 de maio de 2005**. Estabelece definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da água de sistemas de abastecimento e institui mecanismos e instrumentos para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2005/decreto/d5440.htm>. Acesso em: 17 dez. 2023.

BRASIL. **Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934**. Decreta o Código de Águas. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d24643compilado.htm>. Acesso em: 15 dez. 2023.

BRASIL. **Decreto nº 50.877, de 29 de junho de 1961**. Dispõe sobre o lançamento de resíduos tóxicos ou oleosos nas águas interiores ou litorâneas do País, e dá outras providências. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1960-1969/decreto-50877-29-junho-1961-390520-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em: 15 dez. 2023.

BRASIL. **Decreto nº 79.367, de 9 de março de 1977**. Dispõe sobre normas e o padrão de potabilidade de água e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1970-1979/d79367.htm>. Acesso em: 15 dez. 2023.

BRASIL. **Lei nº 4.089, de 13 de julho de 1962**. Transforma o Departamento Nacional de Obras de Saneamento em Autarquia, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/1950-1969/l4089.htm>. Acesso em: 15 dez. 2023.

BRASIL. **Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o novo Código Florestal. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm>. Acesso em: 15 dez. 1965.

BRASIL. **Lei nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967**. Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cma/images/stories/Legislacao/Leis/Lei_5197_3dejan1967.pdf>. Acesso em: 05 fev. 2024.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm>. Acesso em: 16 dez. 2023.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Brasília, 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e da outra

providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm>. Acesso em: 23 nov. 2023.

BRASIL. **Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm>. Acesso em: 16 dez. 2023.

BRASIL. **Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000**. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, integrante do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Singreh) e responsável pela instituição de normas de referência para a regulação dos serviços públicos de saneamento básico. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9984.htm>. Acesso em: 17 dez. 2023.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007**. Brasília, 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em : 23 nov. 2023.

BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Brasília, 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e da outras providências. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/web/dou/-/lei-n-14.026-de-15-de-julho-de-2020-267035421>>. Acesso em : 23 nov. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em :<https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf>. Acesso em : 24 out. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em : <https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627>. Acesso em : 24 nov. 2023.

BRINO, W.C. **Contribuição à definição climática da Bacia do Corumbataí e adjacências (SP), dando ênfase à caracterização dos tipos de tempo**. 1973. 171 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Rio Claro, Rio Claro, 1973.

BROWN, C.E. **Applied Multivariate Statistics in Geohydrology and Related Sciences**. Berlin: Springer-Verlag, 1ª ed., 248 p., 1998.

BROWN, R.M.; MCCLELLAND, N.I. **Up from chaos: the water quality index as an effective instrument in water quality management**. National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, p. 27, 1994.

BROW, R.M.; MCCLELLAND, N.I.; DEININGER, R.A.; O'CONNOR, M.F. A water quality index – crashing the psychological barrier. *In*: THOMAS, W.A. (ed.) **Indicators of Environmental Quality, Environmental Science Research**. Boston, MA, USA: Ed. Springer, v. 1, p. 173-182, 1972. Disponível em: <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4684-2856-8_15>. Acesso em: 09 dez. 2023.

BROWN, R.M.; MCCLELLAND, N.I.; DEININGER, R.A.; TAZER, R.G. A water quality index – do we dare ?. **Water Sewage Works**, v. 117, n. 10, p. 339-343, 1970.

BRYAN, G.W. Recent trends in research on heavy-metal contamination in the sea. **Helgoländer Meeresuntersuchungen**, v. 33, p. 6-25, 1980.

CAETANO-CHANG, M.R. **A Formação Pirambóia no centro-leste do Estado de São Paulo**. 1997. 196 p. Tese (Livre Docência) – Departamento de Geologia Sedimentar, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1997.

CAMPBELL, K.L; EDWARDS, D.R. Phosphorus and Water Quality Impacts. *In*: RITTER, W.F.; SHIRMOHAMMADI, A. **Agricultural nonpoint source pollution: watershed management and hidrology**. Boca Raton, Florida: Lewis Publisher, p. 91-109, 2001.

CARMONA, E.C.; FAGUNDES, P.; GIMENEZ, D.D.; JORDÃO, M.W.; JORDÃO, S.E.R.; REIS, J.C.; RIBEIRO, M.A.H.W.; SANCHEZ, M.C.; SENEDA, R.M.; SOUZA, A.M.G. DE F.S. **Diagnóstico da água no município de Rio Claro**. Rio Claro, SP, 110 p., abril 2004.

CARNEIRO, G.C.A. **Modelagem matemática e análise estatística multivariada aplicadas à avaliação da qualidade da água da sub-bacia hidrográfica do alto Paraopeba, MG**. 2021. 115 p. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Itajubá, Itabira, 2021. Disponível em: <<https://repositorio.unifei.edu.br/jspui/handle/123456789/3186>>. Acesso em: 20 jun. 2024.

CARVALHO, A.R.; SCHLITTLER, F.H.M.; TORNISIELO, V.L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Quím. Nova**, v. 23, n. 5, p. 618 - 622, 2000. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/qn/a/XBFqRSKyh6sffqN7KKKBKND/?format=pdf>>. Acesso em : 25 nov. 2023.

CARVALHO, L. DE C.; SIQUEIRA, E. Q. DE. Qualidade da água do Rio Meia Ponte no perímetro urbano do município de Goiânia-Goiás. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 1, n. 2, p. 19-33, 2011. Disponível em: <<https://repositorio.bc.ufg.br/riserver/api/core/bitstreams/bd167658-879d-455f-84e7-a80b9d8e3d90/content>>. Acesso em : 01 dez. 2023.

CELESTINO, A.E.M.; LEAL, J.A.R.; CRUZ, D.A.M.; VARGAS, J.T.; BASHULTO, J. DE L.; RAMIREZ, J.M. Identification of hydrogeochemical processes and assessment of groundwater quality, using multivariate statistical approaches and water quality index in a wastewater irrigated

region. **Water**, v. 11, n. 8, p. 1702-1725, 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/11/8/1702>>. Acesso em: 11 dez. 2023.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo (2022)**. São Paulo, 300 p., 2023.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Apêndice C: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo, 2022. Disponível em : < <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/Apendice-C-Significado-ambiental-e-sanitario-das-variaveis-de-qualidade-das-aguas-e-dos-sedimentos-e-metodologias-analiticas-e-de-amostragem.pdf>>. Acesso em : 01 dez. 2023.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Apêndice E: Índices de qualidade das águas, critérios de avaliação da qualidade dos sedimentos e indicador de controle de fontes**. São Paulo, 2022. Disponível em : < <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/Apendice-E-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>>. Acesso em : 08 dez. 2023.

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. London: UNESCO/WHO/UNEP, 2ª ed., p. 59-126, 1996.

CHAGAS, F. **Inventário dos mamíferos não voadores do Horto Florestal “Navarro de Andrade”, Rio Claro – SP**. 1997. 63 p. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1997.

CHAPRA, S.C. **Surface water-quality modeling**. Boston, Massachusetts: WCB/McGraw-Hill, 1ª ed., 844 p., 1997.

CHAPRA, S.C.; PELLETIER, G.J.; TAO, H. **QUAL2K: A Modelling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (Version 2.12)**. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, 97 p., 2012.

CHELLANEY, B. **Water, peace and war: confronting the global water crisis**. Lanham, Maryland: Rowman & Littlefield, 424 p., 2013.

CHEN, J.; LU, J. Effects of Land Use, Topography and Socio-Economic Factors on River Water Quality in a Mountainous Watershed with Intensive Agricultural Production in East China. **PLoS One**. v. 9, n. 8, n.p., 2014. Disponível em: <<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0102714>>. Acesso em: 18 ago. 2024.

CHRIST, R.D.; WERNLI, R.L. The Ocean Environment. In: CHRIST, R.D.; WERNLI, R.L. **The ROV Manual: A User Guide for Remotely Operated Vehicles**. Oxford, UK: Butterworth-Heinemann, 2ª ed, p. 21-52, 2013.

CHRISTOFARO, C.; LEÃO, M.M.D. Tratamento de dados censurados em estudos ambientais. **Quím. Nova**, v. 37, n. 1, p. 104-110, 2014. Disponível em: <

https://www.researchgate.net/publication/262372627_Tratamento_de_dados_censurados_em_estudos_ambientais>. Acesso em: 11 ago. 2024.

CONCEIÇÃO, F.T. DA & BONOTTO, D.M. Relações hidroquímicas aplicadas na avaliação da qualidade da água e diagnóstico ambiental na bacia do Rio Corumbataí (SP). **Geochimica Brasiliensis**, v. 16, n. 1, p. 1-21, 2002. Disponível em : <<https://geobrasiliensis.emnuvens.com.br/geobrasiliensis/article/view/495>>. Acesso em : 01 dez. 2023.

CONOVER, W.J.; IMAN, R.L. Rank Transformations as a Bridge Between Parametric and Nonparametric Statistics. **The American Statistician**, v. 35, n. 3, p. 124-129, 1981.

CONSÓRCIO PROFILL RHAMA. **Plano de recursos hídricos das bacias hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, 2020 a 2035: relatório final**. Piracicaba, SP: Consórcio Profill-Rhama, 2020. Disponível em: <https://drive.google.com/drive/folders/1KxJlk2WDSmudIH_WU4AiZBPI6Pb9r0LA>. Acesso em: 19 dez. 2023.

CORRELL, D.L. Phosphorus: A Rate Limiting Nutrient in Surface Waters. **Poultry Science**, v. 78, p. 674-682, 1999. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0032579119409917?via%3Dihub>>. Acesso em: 01 ago. 2024.

COTTAS, L.R. **Estudos geológico-geotécnicos aplicados ao planejamento urbano de Rio Claro-SP**. 1983. 171 p. Tese (Doutorado em Geologia Geral e de Aplicação) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1983. Disponível em: <<https://teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44131/tde-03082015-140456/pt-br.php>>. Acesso em: 23 dez. 2023.

DE SANTO, N.G.; BISACCIA, C.; BILANCIO, G.; ROMANO, M. The nature of water: Thales arkhe. **Journal of Nephrology**, v. 22, n. 14, p. 98-102, 2009.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAAE). **Banco de dados hidrológicos**, 2024. Disponível em: <<http://www.hidrologia.daae.sp.gov.br/>>. Acesso em: 30 jun. 2024.

DEAN, W. **Rio Claro: um sistema brasileiro de grande lavoura, 1820-1920**. Rio de Janeiro: Paz e Terra, Coleção Estudos Brasileiros, v. 21, 205 p., 1977.

DEMAYO, A.; STEEL, A. Data handling and presentation. In: CHAPMAN, D. **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. London: UNESCO/WHO/UNEP, 2ª ed., p. 59-126, 1996.

DIETRICH, A.M.; GLINDEMANN, D.; PIZZARO, F.; GIDI, V.; OLIVARES, M.; ARAYA, M.; CAMPER, A.; DUNCAN, S.; DWYER, S.; WHELTON, A.J.; YOUNOS, T.; SUBRAMANIAN, S.; BURLINGAME, G.A.; KHIARI, D.; EDWARDS, M. Health and aesthetic impacts of copper corrosion on drinking water. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 2, p. 55-62., 2004. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/49/2/55/5851/Health-and-aesthetic-impacts-of-copper-corrosion>>. Acesso em: 06 dez. 2023.

DINIZ, D.M.F.L. **Rio Claro e o café: desenvolvimento, apogeu e crise (1850-1900)**. 1973. 226 p. Tese (Doutorado em História) – Departamento de Ciências Sociais, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Rio Claro, Rio Claro, 1973.

DOTTA, G. **Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo**. 2005. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/91/91131/tde-07072005-150411/publico/GrazielaDotta.pdf>>. Acesso em: 05 fev. 2024.

DUFFUS, J.H. “Heavy metals” – a meaningless term ?. **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002. Disponível em: <<https://www.degruyter.com/document/doi/10.1351/pac200274050793/html>>. Acesso em: 04 dez. 2023.

EMOYAN, O.O.; OGBAN, F.E.; AKARAH, E. Evaluation of heavy metals loading of River Ijana in Ekpan – Warri, Nigeria. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 10, n. 2, p. 121-127, 2006. Disponível em: <<https://www.bioline.org.br/pdf?ja06036>>. Acesso em: 05 dez. 2023.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Recreational Water Quality Criteria. **Office of Water 820-F-12-058**, 63 p., 2012. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-10/documents/rwqc2012.pdf>>. Acesso em: 19 jul. 2024.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Statistical analysis for monotonic trends, Tech Notes 6**. 23 p., 2011. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-05/documents/tech_notes_6_dec2013_trend.pdf>. Acesso em: 12 ago. 2024.

ESTEVES, F. DE A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 3ª ed., 826 p., 2011.

FALQUETO, M. A. **Avaliação do índice de qualidade da água (IQA) e dos elementos químicos nas águas e nos sedimentos do rio Corumbataí, SP**. 2008. 117 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/91/91131/tde-15102008-084940/pt-br.php>>. Acesso em: 24 nov. 2023.

FARIAS, R.S.S. **Perspectivas e limites da lei de diretrizes nacionais de saneamento básico: um estudo sobre a aplicação dos principais instrumentos e determinações da Lei nº 11.445/07, nos municípios da Região Metropolitana de Belém-Pará**. 2011. 268 p. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/16/16139/tde-28072011-105618/publico/Tese_Final_Revisada_Rosa_Farias_2011.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2023.

FIGUEIREDO FILHO, D.B. & SILVA JUNIOR, J.A. Desvendando os mistérios da correlação de Pearson (r). **Revista Política Hoje**, v. 18, n. 1, p. 115-146, 2009.

FINKLER, N.R.; PERESIN, D.; COCCONI, J.; BORTOLIN, T.A.; RECH, A.; SCHNEIDER, V.E. Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal. **Revista Ambiente & Água**, v. 4, n. 10, p. 782-792, 2015. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/khyRgGGTH53kJ3gYn5w8SdL/?lang=pt>>. Acesso em: 10 ago. 2024.

FONSECA, W.C. **Ajuste do modelo QUAL2K e simulação de cenários para o Ribeirão Claro**. 2008, 51 p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/items/1df91fba-e6d7-483d-a63a-3f816d1e191f>>. Acesso em: 08 jan. 2008.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ (FAB-PCJ). **Estudo do uso dos recursos hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí**. Relatório Final. Volume I - Tomo II. Piracicaba, 2020. Disponível em: <https://agencia.baciaspcj.org.br/wp-content/uploads/2020/07/1395-FAP-01-RH-RT-0005-Volume-I-Tomo-II_R1.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2023.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ (FAB-PCJ). **Relatório de situação dos recursos hídricos 2023: ano base 2022; versão simplificada**. 147 p., 2024.

GARCIA, L.B. DOS R. Histórico da ocupação e desenvolvimento dos municípios da Bacia do Corumbataí – século XIX a XXI. In: LOMBARDO, M.A (org.). **Cenário em ação: paisagem do Rio Corumbataí – SP**. Rio Claro: UNESP/IGCE – Departamento de Geografia, p. 7-17, 2007.

GERHARD, P. **Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo**. 2005. 241 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005. Disponível em: <<https://teses.usp.br/teses/disponiveis/91/91131/tde-10012007-165407/es.php>>. Acesso em: 11 fev. 2024.

GILBERT, R.O. **Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring**. New York: Van Nostrand Reinhold Company, 1ª ed., 320 p., 1987.

GOMES, V.S.P.S. **Análise estatística multivariada aplicada a dados hidrogeológicos**. 2013. 129 p. Dissertação (Mestrado em Estatística) – Departamento de Estatística e Investigação Operacional, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ul.pt/bitstream/10451/10457/1/ulfc106238_tm_Vania_Gomes.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2024.

GOOD, J.C. Roof runoff as a diffuse source of metals and aquatic toxicity in storm water. **Water, Science and Technology**, v. 28, n. 3-5, p. 317-321, 1993.

GRIFFIN, A.E. Significance and removal of manganese in water supplies. **American Water Works Association**, v. 52, n. 10, p. 1326-1334, 1960.

HACHIRO, J. **Litotipos, associações faciológicas e sistemas deposicionais da Formação Irati no Estado de São Paulo**. 1991. 175 p. Dissertação (Mestrado em Geologia Sedimentar) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991. Disponível em: <<https://teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44136/tde-17012013-115114/pt-br.php>>. Acesso em: 03 jan. 2024.

HAIR, J.F.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L.; BLACK, W.C. **Análise Multivariada de Dados**. Porto Alegre, RS: Editora Bookman, 5ª ed., 593 p., 2005

HARMANCIOGLU, N.B.; OZKUL, S.D.; ALPASLAN, M.N. Water quality monitoring and network design. In: HARMANCIOGLU, N.B.; SINGH, V.P.; ALPASLAN, M.N. **Environmental Data Management**. Dordrech: Kluwer, p. 61-106, 1998.

- HARPER, D. **Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration**. London: Chapman & Hall, 1th Edition, p. 1-28, 1992.
- HAYASHI, M.; ROSENBERRY, D.O. Effects of ground water exchange on the hidrology and ecology of surface water. **Ground Water**, v. 40, n. 3, p. 309-316, 2001.
- HELSEL, D.R. Advantages of nonparametric procedures for analysis of water quality data. **Hydrological Sciences Journal**, v. 32, n. 2, p. 179-190, 1987.
- HELSEL, D.R.; HIRSCH, R.M. **Statistical Methods in Water Resources**. Resto, VA: U.S. Geological Survey, 522 p., 2002.
- HESPANHOL, K.M.H. **Monitoramento e diagnóstico da qualidade da água do Ribeirão Morangueiro**. 2009. 85 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.
- HILL, B.H.; GARDNER, T.J.; EKISOLA, O.F. Predictability of streamflow and particulate organic matter concentration as indicators of stability in prairie streams. **Hydrobiologia**, v. 242, n. 1, p. 7-18, 1992.
- HILL, D.D.; OWENS, W.E.; TCHOUNWOU, P.B. Impact of Animal Waste Application on Runoff Water Quality in Field Experimental Plots. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 2, n. 2, p. 314-321. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3810637/>>. Acesso em: 18 ago. 2024.
- HOANG, B.H.; HIEN, H.N.; DINH, N.T.N.; THAO, N.A.; HA, P.T.T.; KANDASAMY, J.; NGUYEN, T.V. Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnam. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 2, p. 210-233, 2019.
- HOGAN, D.J.; OLIVEIRA, M.C.F.A. DE; SYDENSTRICKER NETO, J.M. **Café, ferrovia e população: o processo de urbanização em Rio Claro**. Campinas: NEPO/UNICAMP, 38 p., 1986. Disponível em: <https://www.nepo.unicamp.br/publicacoes/textos_nepo/textos_nepo_05.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2023.
- HOLLANDER, M.; WOLFE, D.A.; CHICKEN, E. **Nonparametric statistical methods**. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 3ª ed., p. 1-10, 2013.
- HOWELLS, G.; DALZIEL, T.R.K.; READER, J.P.; SOLBE, J.F. Eifac water quality criteria for European freshwater fish: report on aluminium. **Chemistry and Ecology**, v. 4, n. 3, p. 117-173, 1990.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Ministério de Planejamento. Orçamento e Gestão. Brasília: **IBGE Cidades**, 2022. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/rio-claro/panorama>>. Acesso em: 20 dez. 2023.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Ministério de Planejamento. Orçamento e Gestão. Brasília: **IBGE Cidades - Censo Demográfico 2010: Rio Claro - SP**, 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/rio-claro/pesquisa/37/30255?ano=2010>>. Acesso em: 10 jan. 2024.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Ministério de Planejamento. Orçamento e Gestão. Brasília: **Censo Agropecuário 2017**. Disponível em: < <https://censoagro2017.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 03 ago. 2024.

- JUNG, C.G. **Os arquétipos e o inconsciente coletivo**. Petrópolis: Editora Vozes, 5ª ed., 447 p., 2007.
- JUNG, C.G. **Symbols of transformation: the collected works of C.G. Jung**. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 2ª ed., v. 5, p. 192-326, 1967.
- KAISER, H.F. The application of electronic computers to factor analysis. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, n. 1, p. 141-151, 1960.
- KAISER, H.F.; RICE, J. Little Jiffy, Mark IV. **Educational and Psychological Measurement**, v. 34, n. 1, p. 111-117, 1974.
- KRAVCHENKO, J.; DARRAH, T.H.; MILLER, R.K.; LYERLY, H.K.; VENGOSH, A. A review of the health impacts of barium from natural and anthropogenic exposure. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 36, p. 797-814, 2014.
- KRUSKAL, W.H.; WALLIS, A. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. **Journal of the American Statistical Association**, v. 47, n. 260, p. 583-621, 1952.
- LAMOUNIER, M.L. Ferrovias, agricultura de exportação e mão-de-obra no Brasil no século XIX. **História Econômica & História de Empresas**, v. 3, n. 1, p. 43-76, 2000. Disponível em: <<https://www.hehe.org.br/index.php/rabphe/article/view/124>>. Acesso em: 22 dez. 2023.
- LAMPARELLI, M.C. **Graus de trofia em corpos de água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 p. Tese (Doutorado em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-20032006-075813/en.php>>. Acesso em: 28 nov. 2023.
- LANDIM, P.M.B.; SOARES, P.C.; GAMA, J.R.E. **Estratigrafia do noroeste da bacia sedimentar do Paraná**. Curso de Especialização: Convênio IPT - UNESPRio Claro, p. 45, 1980.
- LANGBEIN, W.B.; DURUN, W.H. The Aeration Capacity of Streams. **Geological Survey Circular**, n. 542, 6 p., 1967. Disponível em: <<https://pubs.usgs.gov/circ/1967/0542/report.pdf>>. Acesso em: 22 jun. 2024.
- LARENTIS, D.G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari-Antas – RS**. 2004. 159 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/3900>>. Acesso em: 02 ago. 2024.
- LEAL, A.C. Gestão das águas e planejamento ambiental na UGRHI Paranapanema – Brasil: estudos e desafios. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v. 4, n. 4, p. 220-238, 2012. Disponível em: <<https://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/1915>>. Acesso em: 19 dez. 2023.
- LEITE, C.H.P.; MOITA NETO, J.M.; BEZERRA, A.K.L.; Novo marco legal do saneamento básico: alterações e perspectivas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 5, p. 1041-1047. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/esa/a/c9q3cL4bMT4L4KP7zCMxzCP/?lang=pt>>. Acesso em: 19 dez. 2023.
- LEOPOLD, L.B.; MADDOCK, T.; The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications. **Geological Survey Professional Paper**, n. 252, 56 p., 1953. Disponível em: <<https://pubs.usgs.gov/pp/0252/report.pdf>>. Acesso em: 22 de jun. 2024.

LEPSCH, I.F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2ª ed., p. 29-78, 2010.

LIEBMANN, H. **Terra, um planeta inabitável?**. São Paulo: Melhoramentos, Ed. da Universidade de São Paulo, p. 79-134, 1976.

LIKENS, G.E.; WRIGHT, R.F.; GALLOWAY, J.N.; BUTLER, T.J. Acid Rain. **Scientific American**, v. 241, n. 4, p. 43-51, 1979.

LIMA, M.A. DE. **Avaliação da qualidade Ambiental de uma microbacia no município de Rio Claro, SP**. 1994. 264 p. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1994.

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 the Total Environment**, v. 313, n. 1-3, p. 77-89, 2003.

LUMB, A.; SHARMA, T.C.; BIBEAL, J.F. A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. **Water, Quality, Exposure and Health**, v. 3, n. 1, p. 11-24. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s12403-011-0040-0>>. Acesso em 09 dez. 2023.

MARTIN, J.L.; MCCUTCHEON, S.C. **Hydrodynamics and transport for water quality modeling**. Boca Raton, Flórida: CRC Press, 781 p., 1999.

MAYS, L.W.; ANGELAKIS, A.N. Ancient gods and goddesses of water. In: ANGELAKIS, A.N.; MAYS, L.W.; KOUTSOYIANNIS, D.; MAMASSIS, N. **Evolution of water supply throughout the millennia**. London, UK: IWA Publishing, p. 1-17, 2012.

MCLEOD, A.I.; HIPEL, K.W.; BODO, B.A. Trend analysis methodology for water quality time series. **Environmetrics**. v. 2, n. 2, p. 169-200, 1991. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/env.3770020205>>. Acesso em: 14 jul. 2024.

MELO, M.S. DE. **A Formação Rio Claro e depósitos associados: sedimentação neocenoica na Depressão Periférica Paulista**. 1995. 144 p. Tese (Doutorado em Geologia Sedimentar) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44136/tde-22062015-130942/en.php>>. Acesso em: 24 dez. 2023.

MENDES, D.A.R. **Aplicação do modelo QUAL2Kw para avaliação da capacidade de assimilação de cargas pontuais no Rio Itapanhaú**. 2010. 206 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica de Engenharia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. Disponível em: <<https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-17082010-111717/pt-br.php>>. Acesso em: 29 jun. 2024.

MENDES, S.V.B. **Efeitos do meio de cultivo sobre a sobrevivência, reprodução e sensibilidade de Ceriodaphnia dubia**. 2002. 91 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-08122016-111522/pt-br.php>>. Acesso em : 03 dez. 2023.

- METCALF, L. & EDDY, H.P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Porto Alegre: AMGH, 5ª ed., p. 57-176, 2016.
- MEYBECK, M.; KIMSTACH, V.; HELMER, R. Strategies for water quality assessment. *In*: CHAPMAN, D. **Water quality assessment: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. London: UNESCO/WHO/UNEP, 2ª ed., p. 23-57, 1996.
- MORIN, E. **A cabeça bem-feita**. Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 8ª ed., 128 p., 2003.
- MORIN, E.; KERN, A.B. **Terra-Pátria**. Porto Alegre: Editora Sulina, 181 p., 2003.
- MORUZZI, R.B; REALI, M.A.P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 1, p. 29-43, 2012. Disponível em: <<https://revistas.uepg.br/index.php/ret/article/view/11291>>. Acesso em :03 dez. 2023.
- MOSS, S.A.; NAGPAL, N.K. **Ambient water quality guidelines for boron**. Water Protection Section: Ministry of Water, Land and Air Protection, 1981. 113 p. (Technical report). Disponível em : <<https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/water-quality-guidelines/approved-wqgs/boron/boron-tech-appnx.pdf>>. Acesso em : 06 dez. 2023.
- MOUNT, D.I.; NORBERG, T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 3, n. 3, p. 425-434, 1984.
- NOVOTNY, V. Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters. *In*: SOLOMONS, W.; FÖRSTNER, U.; MADER, P. **Heavy Metals: problems and solutions**. Germany: Ed. Springer, p. 33-52, 1995.
- O'CONNOR, D.J. The temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in streams. **Water Resources Research**, v. 3, n. 1, p. 65-79, 1967.
- OPPA, L.F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. 2007. 129 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007. Disponível em: <<https://repositorio.ufsm.br/handle/1/7834>>. Acesso em: 21 jun. 2024.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. **General Assembly Resolution A/RES/70/1**, 35 p., 2015.
- OTTONI, Adacto B.; OTTONI, Arthur B. A importância da preservação dos mananciais de água para a saúde e sobrevivência do ser humano. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999. **Anais [...]**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 3731-3737.
- OLIVA, A. **Estudo Hidrofaciológico do Aquífero Rio Claro no município de Rio Claro-SP**. 2006. 196 p. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.
- PALLANT, J. **SPSS Survival Manual: A step by step guide to data analysis using SPSS for windows**. Berkshire, England: Open University Press, 3ª ed., p. 179-199, 2007.
- PALMA-SILVA, G.M. DE. **Diagnóstico ambiental, qualidade da água e índice de depuração do rio Corumbataí**. 1999. 155 p. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos) – Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.

PALMA-SILVA, G.M. DE. **Relação dos indicadores microbiológicos com outros parâmetros limnológicos no rio Corumbataí, SP, no intuito de propor um modelo matemático para gestão ambiental.** 2006. 175 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006. Disponível em : <<https://repositorio.unesp.br/items/ef59b387-5135-4429-a34d-aa1e9e8fa8c9>>. Acesso em : 01 dez. 2023.

PALMIERI, V. **Calibração do modelo QUAL2E para o Rio Corumbataí.** 2003. 91 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica) – Departamento de Engenharia Metalúrgica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

PASCHOAL, C.M.R.B. **Avaliação ecotoxicológica de sedimentos em reservatórios da Bacia do Rio Tietê, SP, com ênfase na aplicação do estudo de AIT – Avaliação e Identificação da Toxicidade.** 2002. 147 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002. Disponível em : <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-21102015-094755/pt-br.php>>. Acesso em : 04 dez. 2023.

PENTEADO, M.M. **Geomorfologia do Setor Centro-Ocidental da Depressão Periférica Paulista.** 1976. 86 p. Tese (Doutorado em Geografia Física) - Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo, São Paul, 1976.

PERINOTTO, J.A.J.; LINO, I.C. **Bacia hidrográfica do rio Corumbataí: geologia, recursos minerais e passivos ambientais.** In: LOMBARDO, M.A (org.). **Cenário em ação: paisagem do Rio Corumbataí – SP.** Rio Claro: UNESP/IGCE – Departamento de Geografia, p. 71-96, 2007.

PERROTA, M.M.; SALVADOR, E.D.; LOPES, R. DA C.; D’AGOSTINO, L.Z.; CHIEREGATI, L.A.; PERUFFO, N.; GOMES, S.D.; SACHS, L.L.B.; MEIRA, V.T.; GARCIA, M. DA G.M.; LACERDA FILHO, J.V. DE. **Geologia e recursos minerais do estado de São Paulo.** CRPM, 2006.

PESSOA, Z.B. **Efetivação do enquadramento de corpos d’água para fins de consumo humano em regiões semiáridas: avaliação conforme resolução CONAMA 357/05 e portaria MS 2914/2011.** 2013. 123 p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013. Disponível em : <<https://repositorio.ufba.br/handle/ri/14150>>. Acesso em : 25 nov. 2022.

PIZELLA, D.G.; SOUZA, M.P. DE. Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 139-148, 2007. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/esa/a/3vdKr9CwYmvbbdSz9Zz6Zpv/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 17 dez. 2023.

PMRC – PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO CLARO. **Diagnóstico Ambiental e desenvolvimento de sistemas de implementações de projetos de recuperação da qualidade dos corpos d’água - Volume I – Levantamento básico do Município.** Rio Claro, São Paulo, Brasil, v. 1, 2014.

POND, G.J.; MCMURRAY, S.E. **A macroinvertebrate bioassessment index for headwater streams of the eastern coalfield region, Kentucky.** Frankfort; Kentucky Department for Environmental Protection, Division of Water, 38p., 2002. Disponível em : <

<https://eec.ky.gov/Environmental-Protection/Water/Reports/Reports/2002-MBI-EKYHeadwaterStreams.pdf>>. Acesso em : 02 dez. 2023.

PÖPEL, H.J. **Aeration and Gas Transfer**. Delft: Department of Civil Engineering, Delft University of Technology, 169 p., 1979. Disponível em: < <https://www.ircwash.org/sites/default/files/251-74AE.pdf>>. Acesso em: <22 jun. 2024.)

POTAPOVA, M.; CHARLES, D.F. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 8, p. 1311-1328, 2003.

PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO CLARO. **Diagnóstico Ambiental e desenvolvimento de sistemas de implementações de projetos de recuperação da qualidade dos corpos d'água - Volume I – Levantamento básico do Município**. Rio Claro, São Paulo, v. 1, 2014. Disponível em : <<https://www2.rioclaro.sp.gov.br/pd/arquivos/VolumeILevantamento.pdf>>. Acesso em : 05 fev. 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO CLARO. **Plano de mobilidade urbana de Rio Claro – Relatório Final**. Rio Claro, São Paulo, 2018. Disponível em: <<https://www2.rioclaro.sp.gov.br/planmob/PlanMob2018.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2024.

REIMANN, C.; FILZMOSER, P.; GARRET, R.; DUTTER, R. **Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R**. Chichester, West Sussex, UK: John Wiley & Sons Ltd, 343 p., 2008.

RANSEY, F.L.; SCHAFER, D.W. **The Statistical Sleuth: A Course in Methods of Data Analysis**. Massachusetts, USA: Duxbury Press, 2ª ed., 742 p., 2002.

REIS, J.A.T. DOS; MENDONÇA, A.S.F. Análise técnica dos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 353-362, 2009. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/esa/a/vN4F6ZcWtvxcDgQpZdSLFbC/#>>. Acesso em: 28 jul. 2024.

RESENDE, A.V. **Agricultura e Qualidade da Água: Contaminação da Água por Nitrato**. Planaltina, Brasília: Embrapa Cerrados, 28 p., 2017. Disponível em: < <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/546464/1/doc57.pdf>>. Acesso em: 31 jul. 2024.

RIO CLARO. **Lei Complementar nº 0128, de 07 de dezembro de 2017**. Institui o Plano Diretor de Desenvolvimento do município de Rio Claro. Rio Claro, Câmara Municipal, 2017. Disponível em: <<https://www2.rioclaro.sp.gov.br/pd/index.php>>. Acesso em: 02 fev. 2024.

RODRIGUES, M.A. **Direito ambiental esquematizado**. São Paulo: Saraiva Educação, 5ª ed., 645 p., 2018.

RODRIGUES, R.B. **SSD RB - Sistema de suporte a decisão proposto para a gestão qualitativa dos processos de outorga e cobrança pelo uso da água**. 2005. 155 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005. Disponível em: <<https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-16092005-135904/publico/RobertaSSDRB.pdf>>. Acesso em: 20 jun. 2024.

ROGERS, P.P.; LLAMAS, M.R.; MARTÍNEZ-CORTINA, L. **Water Crisis: Myth or Reality?**. London, UK: Taylor & Francis, 331 p., 2006.

ROSSETTI, L.A.F.G. **Geotecnologias aplicadas à caracterização e mapeamento das alterações da cobertura vegetal intra-urbana e da expansão urbana da cidade de Rio Claro (SP)**. 2007. 115 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2007. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/items/c093b0f1-d93b-491e-a656-591ff2881655>>. Acesso em: 01 fev. 2024.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. São Paulo: Instituto Florestal, 2017.

SALATI, E. **Diagnóstico ambiental sintético e qualidade da água como subsídio para o planejamento regional integrado da bacia hidrográfica do Rio Corumbataí (SP)**. 1996. 199 p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996. Disponível em: < <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-31072024-101548/pt-br.php>>. Acesso em: 01 dez. 2023.

SANTOS, H.G. DOS; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H. DOS; OLIVEIRA, V.A. DE; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M.R.; ALMEIDA, J.A. DE; ARAÚJO FILHO, J.C. DE; OLIVEIRA, J.B. DE; CUNHA, T.J.F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 5ª ed., p. 291-296, 2018.

SÃO PAULO. **Decreto nº. 10755, de 22 de novembro de 1977**. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976 e dá providências correlatas. Disponível em : <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1977/decreto-10755-22.11.1977.html>>. Acesso em : 6 jan. 2024.

SÃO PAULO. **Lei Estadual nº 9.034, de 27 de dezembro de 1994**. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH, a ser implantado no período 1994 e 1995, em conformidade com a Lei n. 7.663, de 30/12/91, que instituiu normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1994/original-lei-9034-27.12.1994.html>>. Acesso em: 19 dez. 2023.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental and Engineering Science**. New York: McGraw Hill Inc., 5th Edition, 758p., 2003.

SCHIESS, P.; WHITAKER, C.A. **Road Design and Construction In Sensitive Watersheds**. FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy, 1986. Disponível em: < https://courses.washington.edu/esrm468/FAO_HB_Chapters/FAO_HB1A.pdf>. Acesso em: 26 jul. 2024.

SEADE. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. Portal de Estatísticas do Estado de São Paulo. **Perfil dos municípios paulistas: Rio Claro – Economia**, 2018. Disponível em: < <https://perfil.seade.gov.br/>>. Acesso em: 10 jan. 2024.

SEIDEL, E.J.; MOREIRA JÚNIOR, F. DE J.; ANSUIJ, A.P.; NOAL, M.R.C. Comparação entre o método Ward e o método K-médias no agrupamento de produtores de leite. **Ciência e Natura**, v. 30,

n. 1, p. 7-15, 2008. Disponível em: < <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/9737>>. Acesso em 15 jul. 2024.

SELL, D.M.C. **Direito ambiental, evolução de paradigma e sustentabilidade**. 2017, 166 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Jurídica) – Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI, Itajaí, 2017.

SEPE, P.M. **Comportamento do aquífero Itararé no município de Piracicaba e áreas vizinhas**. 1990. 182p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1990.

SETTI, A.A.; LIMA, J.E.F.W.; CHAVES, A.G. DE M.; PEREIRA, I DE C. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2ª ed., 207 p., 2001.

SHRESTHA, 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, p. 464-475, 2007.

SHIKLOMANOV, I.A. **World water resources: A new appraisal and assessment for the 21st century**". Paris, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), 37 p., 1998. Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000112671>>. Acesso em: 22 nov. 2023.

SILVA, A.L. **A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da Bacia do Ribeirão da Estiva, SP**. 2003. 158 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003. Disponível em: < <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-27102003-134040/pt-br.php>>. Acesso em: 20 jun. 2024.

SILVA, E.R. DA. **O curso da água na história: simbologia, moralidade e a gestão de recursos hídricos**. 1998. 201 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 1998.

SILVA, G.S.; JARDIM, W.F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia-SP. **Quím. Nova**, v. 29, n. 4, p. 689-694, 2006. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/qn/a/Kz5NSgvY36Mh3krGbJcCksq/?lang=pt>>. Acesso em: 07 dez. 2023.

SILVA, M.H.N.L. **Análise e modelagem numérica da qualidade da água em rios**. 1998. 212 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1998.

SILVA, E.S.; OLIVEIRA, J.C.S. DE. Avaliação da qualidade da água da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Seringal Triunfo, Rio Araguari, Ferreira Gomes-ap-Brasil. **Biota Amazônia**, v. 4, n. 2, p. 28-42, 2014. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/283314470_Avaliacao_da_Qualidade_da_Agua_da_Reser

va_Particular_do_Patrimonio_Natural_RPPN_Seringal_Triunfo_Rio_Araguari_Ferreira_Gomes-AP-Brasil>. Acesso em: 22 jul. 2024.

SIMEONOV, V.; EINAX, W.; STANIMIROVA, I.; KRAFT, J. Environmetric modeling and interpretation of river water monitoring data. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 374, n. 5, p. 898-905, 2002. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00216-002-1559-5>>. Acesso em: 10 ago. 2024.

SIMEONOV, V. STRAITS, J.A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, M.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v. 37, n. 17, p. 4119-4124, 2003.

SINGH, A.; AGRAWAL, M. Acid rain and its ecological consequences. **Journal of Environmental Biology**, v. 29, n. 1, p. 15-24, 2008. Disponível em : <https://www.jeb.co.in/journal_issues/200801_jan08/paper_02.pdf>. Acesso em : 08 dez. 2023.

SINGH, K.P.; MAILIK, 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.

SIRVINSKAS, L.P. **Manual de direito ambiental**. São Paulo: Saraiva Educação, 18ª ed., 1024 p., 2020.

SMART, G. The effect of ammonia exposure on gill structure of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Journal of Fish Biology**, v. 8, p. 471-475, 1976. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1095-8649.1976.tb03990.x>>. Acesso em: 28 jul. 2024.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico Temático, Serviços de água e esgoto**, 2022. Disponível em : <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos_snis>. Acesso em : 23 nov. 2023.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico Temático, Manejo de resíduos sólidos urbanos**, 2022. Disponível em : <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos_snis>. Acesso em : 25 nov. 2023.

SOARES, P.C. Divisão estratigráfica do Mesozóico no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 5, n. 4, p. 229-251, 1975.

SOUZA, A.C.A. DE. COSTA, N. DE R. Política de saneamento básico no Brasil: discussão de uma trajetória. **História, Ciências, Saúde-Manguinhos**, v. 23, n. 3, p. 615-634, 2016. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/hcsm/a/WWqtPW6LnkrVpbddJqHMGJk/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em 18 dez. 2023.

STANBUK-GILJANOVIC, N. Water quality evaluation by index in Dalmatia. **Water Research**, v. 33, n. 16, p. 3423-3440, 1999.

STREETER, H.S.; PHELPS, E.B. **A study of the pollution as natural purification of the Ohio River. III. Factors Concerned in the Phenomena of Oxidation and Reaeration.** Public Health Bulletin, n. 146, Washington D. C., 1925. Disponível em: <<https://udspace.udel.edu/items/03d5883b-d6e7-4cf6-8a35-e14f9190302f>>. Acesso em: 20 jun. 2024.

STREIT, N.M.; CANTERLE, L.P.; CANTO, M.W. DO; HECKTHEUER, L.H.H. As clorofilas. **Ciência Rural**, v. 35, n. 3, p. 748-755, 2005. Disponível em : <<https://www.scielo.br/j/cr/a/dWwJymDzZRFwHhchRTpvbqK/>>. Acesso em : 03 dez. 2023.

SURGIK, A.C.S. Eficácia da Lei de Fauna (Lei 5197/97) em uma região da Amazônia. In: XV Congresso Nacional do CONPEDI, 15., 2007. **Anais [...]**. Florianópolis: Fundação Boiteux, 2007. Disponível em: <http://www.publicadireito.com.br/conpedi/manaus/arquivos/anais/manaus/estado_dir_povos_ana_carolina_surgik.pdf>. Acesso em: 14 dez. 2023.

STUMM, W.; MORGAN, J.J. **Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Water.** New York: Wiley-Interscience, 3ª ed., 1002 p., 1996.

SUTADIAN, A.D.; MUTTIL, N.; YILMAZ, A.G.; PERERA, B.J.C. Development of river water quality indices - a review. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 188, n. 58, 29 p., 2015. Disponível em : <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-015-5050-0>>. Acesso em : 08 dez. 2023.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues.** New York: McGraw-Hill, Inc., p. 3-22, 1993.

TCHOUNWOU, P.B.; YEDJOU, C.G.; PATLOLLA, A.K.; SUTTON, D.J. Heavy metal toxicity and the environment. **Molecular, Clinical and Environmental Toxicology**, v. 3, p. 133-164, 2012.

TOLEDO, L.F.; ZINA, J.; HADDAD, C.F.B. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. **Holos Environment**, v. 3, n. 2, p. 136-149, 2003. Disponível em: <<https://www.cea-unesp.org.br/holos/article/view/1126>>. Acesso em: 05 fev. 2024.

TOLEDO, L.G. DE; NICOLELLA, G. Índice de qualidade da água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/sa/a/kpzVhzFFCk3zxFZfVFXPvZG/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 24 nov. 2023.

TRINDADE, A.L.C. **Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira do rio São Francisco.** 2013. 165 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013. Disponível em: <<https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/BUOS-97CHYV>>. Acesso em: 24 nov. 2023.

TROPPMAIR, H. **Aspectos históricos e geográficos de Rio Claro.** Rio Claro: Arquivo Público e Histórico do Município de Rio Claro, 33 p. 1993. Disponível em: <<https://aphrioclaro.sp.gov.br/wp-content/uploads/2016/03/31-Aspectos-Hist%C3%B3ricos-e-Geogr%C3%A1ficos-de-Rio-Claro.pdf>>. Acesso em: 22 dez. 2023.

- TROPPMAIR, H. **Atlas da qualidade ambiental e de vida de Rio Claro-SP**. Rio Claro: Instituto de Geociências e Ciências Exatas/UNESP. 72 p. 1992.
- TUCCI, C.E.M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. DE M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 156 p., 2001.
- TUNDISI, J. G. Governança da Água. **Revista UFMG**, v. 20, n. 2, p. 222-235. 2013.
- TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. **A água**. São Carlos: Editora Scienza, p. 15-20, 2020.
- TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, p. 95-120, 2008.
- TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, 2008. Disponível em : < <https://www.revistas.usp.br/eav/article/view/10290/11934>>. Acesso em : 22 nov. 2023.
- UDDIN, M.G.; NASH, S.; OLBERT, A.I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, v. 122, 107218, 21 p., 2021. Disponível em : <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20311572>>. Acesso em : 06 dez. 2023.
- VALENTE, R. DE O.A.; VETTORAZZI, C.A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, v. 62, p. 114-129, 2002. Disponível em: < http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/bitstream/handle/123456789/17364/Scientia_Forestalis_n62_p114-129_2002.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 20 dez. 2023.
- VAN HECK, T. Power study of anova versus Kruskal-Wallis test. **Journal of Statistics and Management Systems**, v. 15, n. 2-3, p. 241-247, 2012. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/228457648_Power_study_of_anova_versus_Kruskal-Wallis_test>. Acesso em: 15 jul. 2024.
- VEGA, M; PARDO, R.; BARRADO, E.; DEBÁN, L. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water Research**, v. 32, n. 12, p. 3581-3592, 1998.
- VICINI, L. **Análise multivariada da teoria à prática**. 2005. 215p. Monografia (Especialização) – Departamento de Estatística, UFSM, Santa Maria, 2005. Disponível em: < <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/18058>>. Acesso em: 15 jul. 2024.
- VISUALCROSSING. **Historical Weather Data & Weather Forecast Data**, 2024. Disponível em: <<https://www.visualcrossing.com/weather-data>>. Acesso em: 30 jun. 2024.
- VON SPERLING, E.; JARIDM, F.A.; GRANDCHAMP, C.A.P. Qualidade da água durante a formação de lagos profundos em cavas de mineração: estudo de caso do lago de Águas Claras – MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 250-259, 2004. Disponível em: < <https://www.scielo.br/j/esa/a/NcSzzZ8qLqQX8GtNzXYkxFQ/?lang=pt#>>. Acesso em: 02 ago. 2024.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1ª ed., v. 7, p. 295-316, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2ª ed., v. 1, p. 11-50, 1996.

VUORINEN, H.S.; JUUTI, P.S.; KATKO, T. History of water and health from ancient civilizations to modern times. **Water, Science & Technology**, v. 7, n. 1, p. 49-57, 2007. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/250142768_History_of_water_and_health_from_ancient_civilizations_to_modern_times>. Acesso em: 26 jan. 2026.

WADA, Y.; FLORKE, M.; HANASAKI, N.; EISNER, S.; FISCHER, G.; TRAMBEREND, S.; SATOH, Y.; VAN VLIET, M.T.H.; YILLIA, P.; RINGLER, C.; BUREK, P.; WIBERG, D. Modeling global water use for the 21st century: the Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. **Geosci. Model Dev**, v. 9, n. 1, p. 175-222, 2016. Disponível em: < <https://gmd.copernicus.org/articles/9/175/2016/gmd-9-175-2016.pdf>>. Acesso em: 22 nov. 2023.

WANG, Y.; WANG, P.; BAI, Y.; TIAN, Z.; LI, J.; SHAO, X.; MUSTAVICH, L.F.; LI, B.L. Assessment of surface water quality via multivariate statistical techniques: A case study of the Songhua River Harbin region, China. **Journal of Hydro-environment Research**, v. 7, p. 30-40, 2013.

WARD, R.C. Monitoring progress toward 'sustainable development': implications for water quality monitoring. **European Water Pollution Control**, v. 7, n. 4, p. 17-21, 1997.

WHO – World Health Organization. **Barium in drinking-water**. Geneve, 15 p., 2016. Disponível em: < <https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/barium-background-jan17.pdf>>. Acesso em : 04 dez. 2023.

WHO – World Health Organization. **Guidelines for Drinking-Water Quality**. Geneve: v.1 – Recommendations, 2th Edition, 1993. Disponível em: < <https://www.who.int/publications/i/item/9241544600>>. Acesso em: 01 dez. 2023.

WITZEL, M. Water in mythology. **Daedalus**, v. 144, n. 3, p. 18-26, 2015. Disponível em: < <https://www.jstor.org/stable/24711227?seq=5>>. Acesso em: 20 jan. 2024.

WOLFF, W. 2013. 113 p. **Avaliação e Nova Proposta de Regionalização Hidrológica para o Estado de São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

WUNDERLIN, D.A.; DEL PILAR, D.M.; VALERIA, A.M.; PESCE, S.F.; CECILIA, H.A.; LOS ANGELES, B.M. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquía River Basin (Córdoba-Argentina). **Wat. Res.**, v. 35, n. 12, p. 2881-2894, 2001.

YIDAMA, S.N.; BANOENG-YAKUBO, B.; AKABZAA, T.; ASIEDU, D. Characterization of the groundwater flow regime and hydrochemistry of groundwater from the Buem formation, Eastern Ghana. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 14, p. 2288-2301.

YU, Y.S.; ZOU, S.; WHITTEMORE, D. Non-parametric trend analysis of water quality data of rivers in Kansas. **Journal of Hydrology**, v. 150, n. 1, p. 61-80, 1993.

ZAINE, J.E. **Geologia da Formação Rio Claro na folha de Rio Claro (SP)**. 1994. 87 p. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1994. Disponível em: <<https://geoparkcorumbatai.com.br/wp-content/uploads/2017/08/Zaine-1994-Geologia-da-Forma%C3%A7%C3%A3o-Rio-Claro-na-Folha-Rio-Claro-SP.pdf>>. Acesso em: 03 jan. 2024.

ZAINE, J.E. **Mapeamento geológico-geotécnico por meio do método do detalhamento progressivo: ensaio de aplicação na área urbana do município de Rio Claro (SP)**. 2000. 149 p. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2000.

ZAINE, M. F.; PERINOTTO, J. A. J. **Patrimônios Naturais e História Geológica da Região de Rio Claro - SP**. Rio Claro: Câmara Municipal de Rio Claro e Arquivo Público Histórico do Município de Rio Claro. 91 p. 1996. Disponível em: <<https://geoparkcorumbatai.com.br/wp-content/uploads/2017/09/Patrim%C3%B4nios-Naturais-e-Hist%C3%B3ria-Geol%C3%B3gica-da-Regi%C3%A3o-de-Rio-Claro.pdf>>. Acesso em: 17 jan. 2024.

ZAMBETTA, P.M.A. **Espécies químicas inorgânicas (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb e Sn) no sedimento e nos sólidos em suspensão do rio Corumbataí, SP**. 2006. 73 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agrossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006. Disponível em: <<https://teses.usp.br/teses/disponiveis/91/91131/tde-11122006-142152/pt-br.php>>. Acesso em: 06 jan. 2024.

ZAW, M.; CHISWELL, B. **Iron and Manganese Dynamics in Lake Water**. Water Research, v. 33, n. 8, p. 1900-1910, 1999.

APÊNDICE A

Tabela A.1 – Matriz de correlação de Pearson.

	pH	OD	DBO	Cond.	Turbidez	Temperatura	Amônia	Nitrato	Fósforo	E. coli	Clorofila-a	Cloreto	Ferro diss.
OD	-0,245												
DBO	0,071	-0,437											
Cond.	-0,185	-0,459	0,637										
Turbidez	0,164	-0,289	0,451	0,126									
Temperatura	0,059	-0,133	0,361	0,197	-0,1								
Amônia	-0,077	-0,281	0,722	0,748	0,129	0,13							
Nitrato	-0,315	-0,379	0,307	0,827	0,082	-0,076	0,467						
Fósforo	-0,107	-0,461	0,588	0,878	0,29	0,207	0,626	0,759					
E. coli	0,124	0,019	0,505	0,292	0,429	0,206	0,455	-0,056	0,326				
Clorofila-a	-0,16	-0,135	0,491	0,514	0,157	0,249	0,554	0,449	0,488	0,131			
Cloreto	-0,209	-0,437	0,556	0,983	0,104	0,141	0,683	0,867	0,866	0,206	0,478		
Ferro diss.	0,113	-0,252	0,245	0,142	-0,087	0,517	-0,087	-0,032	0,164	-0,237	0,104	0,118	
Alumínio diss.	0,215	-0,098	0,351	0,159	0,173	0,348	-0,023	0,008	0,173	-0,055	0,08	0,119	0,706

Fonte: Autor (2024).

APÊNDICE B

Tabela B.1 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk para cada parâmetro em cada ponto.

Ponto	pH		OD		DBO		Condutividade		Turbidez		Temperatura	
	W	p	W	p	W	p	W	p	W	p	W	p
P1	0,9746	0,1541	0,9865	0,6385	0,3308	1,54E-15	0,9399	0,001881	0,8347	1,941E-07	0,9884	0,7522
P2	0,9037	6,11E-05	0,8911	1,995E-05	0,4071	1,58E-14	0,77	4,93E-06	0,5388	2,161E-13	0,9649	0,04985
P3	0,9345	0,003104	0,9672	0,106	0,5169	9,34E-13	0,9038	0,0001808	0,5531	3,073E-12	0,9568	0,03306
P4	0,9554	0,01397	0,9595	0,0234	0,8713	8,94E-06	0,9643	0,04318	0,5781	7,086E-13	0,9634	0,03882
P5	0,9669	0,06104	0,9899	0,8476	0,43	3,04E-14	0,9617	0,03126	0,6348	6,489E-12	0,9585	0,02061
P6	0,9739	0,1646	0,9651	0,05357	0,8854	3,52E-05	0,7493	1,94E-09	0,5726	9,078E-13	0,9528	0,01183

Ponto	Amônia		Nitrato		Fósforo total		E. coli		Clorofila		SDT	
	W	p	W	p	W	p	W	p	W	p	W	p
P1	0,8088	3,095E-05	0,9403	0,002133	0,4054	1,92E-15	0,4049	4,411E-14	0,5086	7,985E-10	0,5456	1,558E-13
P2	0,8519	8,888E-07	0,9783	0,2745	0,4219	5,136E-15	0,453	3,9E-13	0,7377	3,366E-08	0,6217	4,726E-12
P3	0,8279	7,22E-07	0,966	0,09246	0,7172	1,934E-09	0,3495	2,809E-13	0,7557	1,938E-05	0,7755	3,485E-08
P4	0,7949	1,76E-08	0,9098	9,63E-05	0,9485	0,006056	0,8869	5,94E-05	0,6006	5,808E-10	0,9553	0,01387
P5	0,2355	2,76E-17	0,9597	0,02406	0,1624	5,001E-18	0,3607	1,799E-14	0,6974	4,677E-09	0,8475	5,595E-07
P6	0,6686	4,14E-11	0,8757	6,31E-06	0,6947	1,332E-10	0,458	4,513E-13	0,6593	6,881E-08	0,6868	9,286E-11

Ponto	Cor verdadeira		Cloreto		Sulfato total		Ferro diss.		Alumínio diss.	
	W	p	W	p	W	p	W	p	W	p
P1	-	-	0,7751	4,633E-09	0,1838	1,315E-11	0,7361	1,543E-07	0,6424	4,162E-09
P2	0,6013	3,46E-10	0,9469	1,982E-03	0,6627	1,224E-06	0,7923	4,816E-07	0,6625	1,458E-09
P3	0,8869	0,0006953	0,9352	0,003337	0,8062	0,00186	0,931	0,01403	0,8491	5,952E-05
P4	-	-	0,9097	9,573E-05	0,9101	0,0199	0,3963	2,627E-13	0,2509	7,958E-15
P5	0,9075	0,001112	0,8884	1,389E-05	0,6718	1,168E-06	0,8264	2,631E-06	0,6013	1,212E-10
P6	0,8894	0,0002521	0,7665	4,853E-09	0,6446	1,009E-06	0,7541	8,933E-08	0,6618	1,818E-09

Fonte: Autor (2024). *Valores em negrito indicam distribuição normal.