

APLICAÇÃO DA ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA NO ESTUDO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ

APPLICATION OF MULTIVARIATE STATISTICAL ANALYSIS IN THE STUDY OF SURFACE WATER QUALITY IN THE CORUMBATAÍ RIVER BASIN

Leonardo dos Santos SEGANTIN¹, Nelson CALLEGARI JÚNIOR², Marcus Cesar Avezum Alves de CASTRO³, Marcelo Loureiro GARCIA³

¹Programa de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente (PPGGMA) - IGCE - UNESP - Universidade Estadual Paulista - Av. 24 A - Bela Vista, Rio Claro – SP. E-mail: leonardo.segantin@unesp.br

²Departamento de Estatística, Matemática Aplicada e Computação (DEMAC) - IGCE - UNESP - Universidade Estadual Paulista - Av. 24 A - Bela Vista, Rio Claro – SP. E-mail: nelson.callegari@unesp.br

³Departamento de Engenharia Ambiental - IGCE - UNESP - Universidade Estadual Paulista - Av. 24 A - Bela Vista, Rio Claro – SP. E-mails: marcus.castro@unesp.br; marcelo.garcia@unesp.br

Introdução
Material e métodos
 Área de estudo
 Obtenção e análise dos dados
 Análise espacial
 Análise de tendências temporais
 Análise multivariada
Resultados e discussão
 Análise de tendências espaciais e temporais
 Análise multivariada
Conclusões
Referências

RESUMO - Dada a sua relevância no contexto do abastecimento público e industrial da região, o presente trabalho teve o objetivo de realizar a avaliação da qualidade das águas superficiais da Bacia do Rio Corumbataí, por meio de técnicas estatísticas inferenciais e multivariadas. Foram aplicados os testes não paramétricos de Kruskal-Wallis e Mann-Kendall para a avaliação de tendências espaciais, temporais e presença de sazonalidade. A análise de cluster (AC) e de componentes principais (ACP) foram aplicadas para identificar os principais fatores que explicam a variabilidade da qualidade da água e as suas prováveis fontes. Os resultados indicam uma forte influência da sazonalidade climática e do uso do solo nos parâmetros de qualidade da água, ocorrendo uma nítida divisão entre as seções à montante e à jusante da área urbana de Rio Claro. Na primeira, os fatores de maior influência correspondem as atividades agropecuárias e erosão dos solos. Próximo ao perímetro urbano, se destacam o lançamento de efluentes e a poluição difusa à montante. Os métodos utilizados se mostraram uma ferramenta robusta para o entendimento das dinâmicas que ocorrem na bacia, podendo servir de modelo para estudos em áreas semelhantes e auxiliar na gestão dos recursos hídricos na região.

Palavras-chave: Recursos hídricos. Análise de Componentes Principais. Análise de Cluster. Poluição das Águas. Monitoramento ambiental.

ABSTRACT - Given its relevance to the region's public and industrial water supply, the aim of this study was to assess the quality of surface water in the Corumbataí River Basin using inferential and multivariate statistical techniques. The Kruskal-Wallis and Mann-Kendall non-parametric tests were applied to assess spatial and temporal trends and the presence of seasonality. Cluster analysis (CA) and principal component analysis (PCA) were applied to identify the main factors explaining water quality variability and their probable sources. The results indicate a strong influence of climatic seasonality and land use on water quality parameters, with a clear division between upstream and downstream sections of the urban area in the municipality of Rio Claro. In the former, the most influential factors are agricultural activities and soil erosion. Near the urban perimeter, effluent discharge and diffuse pollution upstream stand out. The methods used proved to be a robust tool for understanding the dynamics that occur in the basin and can serve as a model for studies in similar areas and assist in the management of water resources in the region.

Keywords: Water Resources. Principal Component Analysis. Cluster Analysis. Water Pollution. Environmental Monitoring.

INTRODUÇÃO

A água constitui-se um bem de referência cultural e social de suma importância para a promoção da qualidade de vida de todos os seres vivos, sendo assim um recurso essencial para o desenvolvimento econômico e equilíbrio dos ecossistemas. Atualmente, a crescente demanda hídrica necessária para suprir as necessidades

industriais, agropecuárias e de dessedentação humana tem tornado a questão da disponibilidade hídrica, tanto em termos qualitativos quanto quantitativos, um tópico cada vez mais discutido (Almeida, 2022).

Conforme Von Sperling (2005), a qualidade da água é resultado das condições naturais do

meio e da atuação antrópica, decorrente do uso e ocupação do solo. Entre os principais fatores de degradação, encontram-se os despejos industriais, comumente dotados de elementos metálicos tóxicos; despejos domésticos, que muitas vezes são sinais de deficiência ou ausência dos sistemas de saneamento municipais e a utilização de defensivos agrícolas, que resultam no carregamento difuso desse material para os corpos hídricos, ocasionando o fenômeno da eutrofização.

Nesse contexto, a Organização das Nações Unidas (ONU), por meio da Agenda 2030 e de seu Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6, visa, entre outros objetivos, assegurar o acesso universal e equitativo à água potável, a redução da poluição e eliminação dos despejos e liberação de produtos químicos e materiais perigosos que afetam a qualidade da água. Tais objetivos seriam alcançados por meio de uma gestão integrada dos recursos hídricos em todos os níveis (ONU, 2015).

No cenário brasileiro, essa gestão integrada é prevista na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), criada pela Lei nº 9.433/97, sendo fundamentada de forma descentralizada, contando com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades, dotando assim o Brasil dos instrumentos legais e institucionais necessários para a efetiva gestão dos recursos hídricos (Brasil, 1997).

Ainda, para assegurar a qualidade das águas superficiais, a Resolução CONAMA nº 357/2005 realiza o enquadramento dos corpos hídricos superficiais com base em seus usos preponderantes atuais e futuros, além de estabelecer padrões de qualidade que variam conforme o enquadramento.

Assim, o monitoramento da qualidade da água torna-se um dos principais instrumentos de sua gestão. A avaliação de séries históricas permite a detecção de mudanças ou tendências temporais nos níveis de poluição e a identificação e descrição dos principais fatores responsáveis por tais variações (Yu et al., 1993).

Os parâmetros avaliados em cada programa de monitoramento dependem dos objetivos do mesmo, dividindo-se em parâmetros físicos, químicos e biológicos (Von Sperling, 2005). No Estado de São Paulo, o monitoramento das águas

superficiais é realizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

Os programas de monitoramento, entretanto, geram uma grande quantidade de dados que são difíceis de interpretar. Vega et al. (1998) ressaltam que a interpretação desses dados é normalmente realizada de forma univariada, ou seja, avaliando-se uma variável por vez. Devido à complexidade dos sistemas naturais, onde as interações entre as variáveis são frequentes, essa abordagem univariada torna-se pouco eficiente para uma correta interpretação dos resultados. Nesse contexto, as análises estatísticas multivariadas apresentam-se como uma opção de ferramenta exploratória para estes complexos conjuntos de dados (Wunderlin et al., 2001; Simeonov et al., 2002).

Inserida nesse cenário, a Bacia do Rio Corumbataí apresenta grande importância regional, servindo como a principal fonte de abastecimento público e industrial dos municípios de Analândia, Rio Claro e Piracicaba. Apesar de sua importância, verifica-se constante degradação de suas águas, onde seus principais rios servem com receptores de esgoto de origem doméstica e industrial, seja *in natura* ou após receber algum tipo de tratamento. Ainda, é possível notar a precariedade da conservação da vegetação ripária em praticamente toda a sua extensão, fator que intensifica a entrada de nutrientes e matéria orgânica através do escoamento terrestre e diminui a capacidade de retenção de herbicidas e sedimentos gerados nas atividades agrícolas (Santos, 2008).

Do ponto de vista quantitativo, as bacias Piracicaba-Capivari-Jundiá (PCJ), onde se localiza a Bacia do Rio Corumbataí, apresentam uma disponibilidade bastante limitada de águas superficiais, com tendência de contínua redução do volume disponível por habitante, o que denota o agravamento do estresse hídrico na região (FAB-PCJ, 2024).

Frente ao exposto, busca-se com este trabalho realizar uma caracterização espaço-temporal da qualidade da água dos principais rios da Bacia do Rio Corumbataí, por meio de análises estatísticas inferenciais e multivariadas. Desse modo, espera-se poder identificar os trechos mais impactados, bem como avaliar a contribuição das principais fontes poluidoras responsáveis.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí (Figura 1) está situada 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, possuindo uma

área de aproximadamente de 171 mil ha. Tradicionalmente, divide-se em cinco sub-bacias, a saber: Alto Corumbataí, Passa-Cinco, Médio Corumbataí, Ribeirão Claro e Baixo Corumbataí. A sub-bacia do Médio Corumbataí é a que apresenta o maior percentual de urbanização, estando nela localizado o município de Rio Claro (Valente & Vetorazzi, 2002).

O Rio Corumbataí nasce no município de Analândia, a cerca de 800 m de altitude e, após percorrer cerca de 120 km, deságua na margem

direita do Rio Piracicaba. Seu alto curso apresenta elevada declividade, com escoamento rápido intercalado por cachoeiras e corredeiras, além de forte processo erosivo. No baixo e médio curso as declividades são menores, onde o rio adquire caráter mais volumoso (Troppmair, 1992). O Ribeirão Claro nasce na zona rural do município de Corumbataí, contando com uma extensão de cerca de 34 km e tendo sua foz no Rio Corumbataí, no município de Rio Claro (Fonseca, 2008).

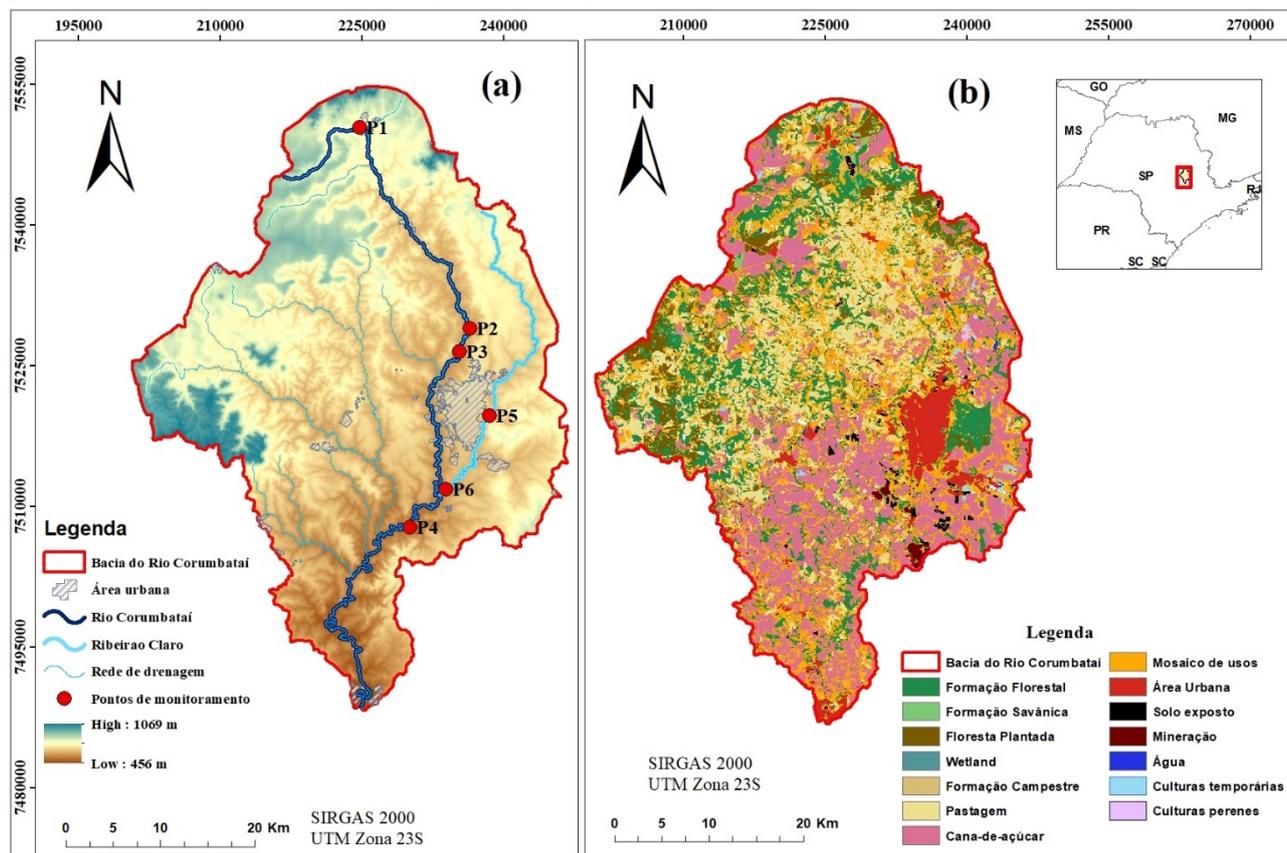


Figura 1 – a) Localização da Bacia do Rio Corumbataí, com destaque para os pontos de monitoramento selecionados. b) Mapa de uso do solo em 2023.

Devido à abundância de recursos naturais, a região representa uma área de grande interesse econômico e ambiental. Economicamente, parte da bacia se insere no Polo Cerâmico de Santa Gertrudes, considerado um dos principais polos produtores de revestimento do mundo, e o maior das Américas (PMRC, 2018). Ainda, a região apresenta grande potencial de mineração, relacionado principalmente a depósitos de argila da formação Corumbataí, utilizada para a fabricação de cerâmicas, corretivos de solo e revestimentos cerâmicos (FAB-PCJ, 2020a).

Do ponto de vista climático, a região apresenta aspectos de transição, onde verifica-se a alternância de avanços e recuos de massas polares e tropicais. O clima é classificado como CWA na classificação de Köppen, com invernos secos

e frios e verões quentes e chuvosos, apresentando grandes amplitudes térmicas diárias (Troppmair, 1992). A precipitação anual média da região entre 1991 e 2020, conforme dados da estação D4-012, operada pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAAE, 2025) é da ordem de 1507 mm (Figura 2). Ocorrem ainda eventos de geadas, nevoeiros e granizo (Brino, 1973).

Em relação à pedologia, predominam os Argissolos Vermelho-Amarelos, seguidos pelos Latossolos Vermelho-Amarelos, Neossolos lítólicos, Latossolos e Argissolos Vermelhos. De modo geral, estes solos apresentam textura média/argilosa, 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

Piramboia, Botucatu e Rio Claro (Zaine, 2000). Os Latossolos Vermelhos são predominantemente distro/eutroférricos, com textura argilosa e muito argilosa e altos teores de óxidos

de ferro. Os solos litolíticos se caracterizam por sua pequena espessura, geralmente inferior a 30 cm, ocorrendo principalmente nas porções norte e sul da bacia (Cottas, 1983).

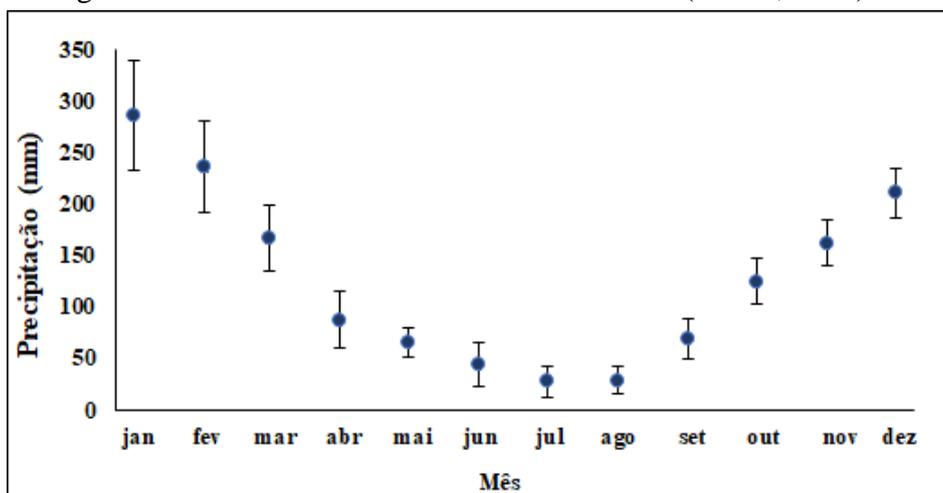


Figura 2 – Precipitação média mensal na estação D4-012, localizada no município de Rio Claro, entre os anos de 1991 e 2020, com intervalo de confiança de 95%. Fonte: DAEE (2025).

Os usos predominantes do solo se referem às atividades agropecuárias. As áreas de pastagem se apresentam na parte central da bacia, enquanto a monocultura da cana-de-açúcar predomina na parte baixa e na sub-bacia do Ribeirão Claro, onde as declividades são menores. Áreas de reflorestamento se apresentam na parte norte

(município de Analândia), oeste (sub-bacia do Passa-Cinco) e no município de Rio Claro, na Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade. Nos últimos anos, verifica-se uma expansão da urbanização e das atividades agrícolas na bacia, enquanto ocorre uma redução nas áreas de pastagem (Tabela 1) (MapBiomias, 2025).

Tabela 1 – Variações no uso do solo entre 2010 e 2023. Fonte: MapBiomias (2025).

Tipologia	2010		2023		Variação de área (%)
	Área (km ²)	Percentual	Área (km ²)	Percentual	
Floresta	375,70	22,49	417,52	24,99	11,13
Agricultura	411,37	24,62	430,69	25,78	4,70
Pastagem	322,87	19,32	289,64	17,33	-10,29
Mosaico agricultura/pastagem	476,60	28,52	434,70	26,02	-8,79
Área urbana	65,01	3,89	73,80	4,42	13,51
Mineração	5,67	0,34	5,99	0,36	5,57
Solo exposto	7,64	0,46	11,26	0,67	47,44

Em relação ao saneamento, os municípios integrantes da bacia apresentam realidades consideravelmente distintas no que tange à coleta e tratamento de esgoto e à coleta de resíduos sólidos domiciliares (RDO) (Tabela 2). As

menores taxas de coleta de esgoto atualmente pertencem aos municípios de Ipeúna (67,1%) e Charqueada (69,9%), enquanto os municípios de Analândia, Itirapina e Piracicaba apresentam uma cobertura total de coleta (SNIS, 2023a, b).

Tabela 2 – Indicadores de acesso ao saneamento básico dos municípios da Bacia do Rio

Município	Taxa de coleta de esgoto (%)		Taxa de tratamento de esgoto (%)		Taxa de coleta de RDO	
	2010	2022	2010	2022	2010	2022
Analândia	NI	100	NI	100	NI	79,17
Charqueada	77,1	69,96	93,3	98,3	90,72	90,12
Corumbataí	54	80	100	100	59,18	60,1
Ipeúna	64,5	67,1	NI	100	86,07	94,98
Itirapina	82,1	100	100	100	100	100
Piracicaba	100	100	41,8	100	100	100
Rio Claro	100	99,23	12,7	92	100	100
Santa Gertrudes	98,9	81,42	0	100	98,93	99,4

Corumbataí. Fonte: SNIS (2023a, b). NI: Não informado.

Obtenção e análise dos dados

A base de dados referente aos parâmetros de qualidade da água utilizados 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 conta com coletas bimestrais.

Foram selecionados seis pontos de monitoramento (Figura 3), sendo quatro localizados no Rio Corumbataí e dois no Ribeirão Claro. Os pontos foram selecionados de forma estratégica,

contemplando áreas à montante e à jusante da área urbana de Rio Claro, zonas próximas à confluência dos dois corpos hídricos em análise e pontos dispostos em áreas de proteção ambiental.

Foi utilizada uma série histórica de 13 anos, compreendida entre 2010 e 2022, ano da publicação do relatório mais recente disponível até então.

Tal recorte permite a avaliação de um maior número de dados, dando mais embasamento para análises de tendência temporal. Ressalta-se, entretanto, que o ponto 3 apresentou dados até o ano 2019, sendo seu monitoramento descontinuado posteriormente pela CETESB.

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"

Figura 3 – Descrição dos pontos de monitoramento (Fonte: CETESB, 2023).

Foram investigados 17 parâmetros de qualidade da água, sendo eles: alumínio dissolvido, cloreto, clorofila-a, condutividade elétrica, cor verdadeira, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), *Escherichia coli* (E. coli), ferro dissolvido, fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal, oxigênio dissolvido (OD), pH, sólidos dissolvidos totais (SDT), temperatura da água e turbidez. Os dados foram então organizados em planilhas no software Microsoft Excel 2021 e submetidos a análises estatísticas inferenciais e multivariadas visando a identificação de padrões e diferenças espaciais e temporais. Para verificar a adequação legal, os valores de concentração dos parâmetros foram comparados aos padrões impostos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para rios de classe 2.

Análise espacial

Para cada parâmetro, os dados referentes a toda a série temporal em todos os pontos foram comparados entre si por meio do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, com significância estatística de 5%, visando identificar variações significativas entre os pontos de amostragem. Ainda, foram elaborados gráficos do tipo *boxplot* para avaliar a dispersão dos dados e presença de *outliers*.

O teste de Kruskal-Wallis é um teste não-paramétrico que permite 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 nesse cenário (Kruskal & Wallis, 1952). Também é comumente utilizado para avaliar a presença de sazonalidade em séries temporais (McLeod et al., 1991).

Se puder ser realizada a suposição de que todas as outras características acerca da distribuição são idênticas para todos os grupos analisados, com exceção das medianas, o teste de Kruskal-Wallis pode ainda ser utilizado como um teste de comparação de medianas (Helsel & Hirsch, 2002).

Análise de tendências temporais

A presença de sazonalidade nas séries temporais de cada parâmetro em cada ponto foi realizada também pelo teste de Kruskal-Wallis, comparando-se os valores das coletas do período seco (abril-setembro) e chuvoso (outubro-março), com significância estatística de 5%. Tendências temporais de aumento ou redução nas concentrações dos parâmetros foram avaliadas por meio do teste de Mann-Kendall e Sazonal de Mann-Kendall, quando verificada a influência da sazonalidade.

O teste de Mann-Kendall é um teste não-paramétrico de análise de tendência temporal. 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. De forma geral, é aplicado com o propósito específico de avaliar se o valor central ou a mediana variam com o tempo (Helsel & Hirsch, 2002).

O teste se baseia em um ranqueamento dos dados, 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. A hipótese nula H_0 do teste admite que não há tendência, sendo indicada por valores absolutos de S próximos de zero. A hipótese alternativa H_1 admite a possibilidade de existência de tendência entre os dados. Valores negativos da estatística S afastados de zero indicam uma tendência de queda, enquanto valores positivos elevados indicam uma tendência de aumento (Helsel & Hirsch, 2002; EPA, 2011).

Análise multivariada

As técnicas de análise multivariada foram aplicadas com o objetivo de validar os resultados obtidos nas análises temporal e espacial. Primeiramente, foi aplicada a análise hierárquica de *cluster* utilizando a distância euclidiana para agrupar os pontos com características semelhantes. O método consiste em agrupar objetos baseando-se em características comuns, de modo

a criar grupos homogêneos (*clusters*) de acordo com um critério pré-determinado, formando assim um dendrograma (Shrestha & Kazama, 2007).

Para cada grupo formado na etapa anterior, foi aplicada a análise de componentes principais (ACP) com rotação *varimax*. Esta etapa teve por objetivo verificar os parâmetros que mais influenciavam na variação dos dados, além das prováveis fontes poluidoras.

O método da ACP consiste em reescrever as variáveis originais correlacionadas entre si em novas variáveis, denominadas componentes principais, através de uma transformação de coordenadas. Tais componentes 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 (Wunderlin et al., 2001; Simeonov et al., 2002).

Para a aplicação das técnicas multivariadas, os dados passaram por uma padronização, de modo a evitar problemas nos processos de classificação devido a diferenças em suas dimensões. Assim, os valores das concentrações foram transformados para uma escala Z, com média igual a zero e variância igual a um, tornando-se adimensionais.

Valores censurados cujo limite de detecção se encontrava abaixo dos limites legais foram substituídos pelo próprio limite de detecção. Em casos em que o limite de detecção era igual ao próprio limite legal, os valores foram substituídos por metade do limite de detecção. As análises estatísticas foram realizadas nos softwares livres Jamovi 2.3.28 e Past 4.17.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise de tendências espaciais e temporais

Com exceção do alumínio dissolvido, todas as demais variáveis apresentaram resultados estatisticamente significativos ($p < 0,05$) para o teste de Kruskal-Wallis entre as estações de monitoramento (Tabela 3).

Tal heterogeneidade aponta para um forte condicionamento da qualidade das águas na Bacia do Rio Corumbataí ao uso do solo e características naturais particulares à região de cada estação. De modo geral, observou-se um cenário mais crítico em pontos localizados próximos à área urbana do município de Rio Claro.

Sazonalmente, observou-se diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso para todos os parâmetros (Tabela 4). Nesse cenário, torna-se evidente a influência da precipitação sobre a qualidade da água, principalmente devido ao aumento do escoamento superficial, criando uma tendência de aumento das concentrações no período chuvoso. Entretanto, nos locais mais impactados, próximos à área urbana, houve diminuição nas concentrações de alguns parâmetros, provavelmente causados pelo aumento de vazão e da capacidade diluidora dos rios.

Os testes de Mann-Kendall apresentaram tendências temporais de aumento de nutrientes

Tabela 3 – Resultados do teste de Kruskal-Wallis para identificação de diferenças espaciais entre as estações de monitoramento. *Valores em negrito indicam resultados estatisticamente significativos. Gl = Graus de liberdade; H = estatística do teste.

Parâmetro	Gl	H	p
Alumínio dissolvido	5	10,2	0,06976
Cloreto	5	353,7	2,80E-74
Clorofila-a	5	81,22	4,67E-16
Condutividade	5	356	9,05E-75
Cor verdadeira	5	23,75	2,82E-05
DBO _{5,20}	5	204,7	2,85E-42
E. coli	5	177,2	2,11E-36
Ferro dissolvido	5	37,31	5,20E-07
Fósforo total	5	195,6	2,44E-40
Nitrato	5	173	1,64E-35
Nitrogênio amoniacal	5	195,9	2,17E-40
Oxigênio dissolvido	5	148	3,57E-30
pH	5	111,4	1,00E-22
SDT	5	256,3	2,48E-53
Temperatura da água	5	13,29	0,02081
Turbidez	5	37,52	4,70E-07

Tabela 4 – Resultados dos testes de Kruskal-Wallis para identificação de influência da sazonalidade e Mann-Kendall para identificação de tendências temporais. ↑ = tendência de aumento; ↓ tendência de diminuição; - = sem tendência.

Parâmetro	Sazonalidade (Kruskal-Wallis)	Tendência temporal (Mann-Kendall)					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6
Alumínio dissolvido	P1, P2, P3, P4, P5 e P6	-	-	-	-	-	-
Cloreto	P4 e P6	↑	↑	-	↑	-	↑
Clorofila-a	P3	-	-	-	-	↑	-
Condutividade	P1, P2, P3, P4, P5 e P6	↑	-	-	↑	↑	↑
Cor verdadeira	P2, P3, P5 e P6	-	-	-	-	↑	-
DBO _{5,20}	P4 e P6	-	-	-	-	-	↓
E. coli	P2, P3, P5 e P6	-	↓	-	↓	-	↓
Ferro dissolvido	P1, P2, P3, P4, P5 e P6	↑	↑	-	-	↑	-
Fósforo total	P2, P3 e P6	-	↑	↑	↑	-	↑
Nitrato	P1, P2, P3, P5 e P6	↑	↑	↑	↑	-	↑
Nitrogênio amoniacal	P4 e P6	↑	↑	↑	-	↑	-
Oxigênio dissolvido	P1, P2, P3 e P5	↑	↑	↑	↑	-	↑
pH	P1, P2, P3, P4 e P6	↓	↓	-	-	↓	↓
SDT	P2, P3, P5 e P6	-	-	-	-	↓	↑
Temperatura da água	P1, P2, P3, P4, P5 e P6	↓	-	-	-	-	-
Turbidez	P1, P2, P3, P4, P5 e P6	-	-	-	-	-	↓

em todos os pontos, provavelmente relacionados à expansão das atividades agrícolas na região. Entretanto, observou-se tendências de aumento no oxigênio dissolvido e de redução de E. coli.

O parâmetro oxigênio dissolvido (OD) apresentou valores variando entre 2,5 mg.L⁻¹ em nov/2010 no ponto 4 e 10,4 mg.L⁻¹ em jul/2019 no ponto 1. 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 (Von Sperling, 2005).

Suas principais fontes 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 (Tundisi & Tundisi, 2008).

Os menores valores foram observados no ponto 4, no rio Corumbataí e à jusante da área urbana de Rio Claro, que em várias ocasiões, ficaram abaixo do limite de mínimo de 5 mg.L⁻¹ estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05. Este resultado pode estar relacionado ao lançamento de efluentes orgânicos que ocorrem próximo ao perímetro urbano, visto que, a partir de 2016, com a instalação da ETE Jardim Novo à montante do ponto, os resultados melhoraram substancialmente.

Sazonalmente, observou-se maiores concentrações de OD no período seco nos pontos à

montante da área urbana, o que pode indicar o carregamento de matéria orgânica para os rios nos períodos chuvosos (Silva & Oliveira, 2014). Já nos pontos próximos à área urbana, não houve resultados estatisticamente significativos para a sazonalidade, indicando um provável aumento na concentração de OD devido a maior turbulência ocasionada pelo aumento de vazão. Com exceção do ponto 5, os demais apresentaram tendência temporal de aumento na concentração de OD ao

longo dos anos, o que indica um quadro de melhoria geral na qualidade da água de ambos os rios em análise.

O fósforo total apresentou valores entre 0,007 mg.L⁻¹ e 6 mg.L⁻¹ em jun/2021 no ponto 5. Em todos os pontos ocorreram valores acima do limite legal de 0,1 mg.L⁻¹, principalmente nos pontos 4 e 6, onde a quase totalidade das coletas encontrou-se em desconformidade aos limites impostos (Figura 4).

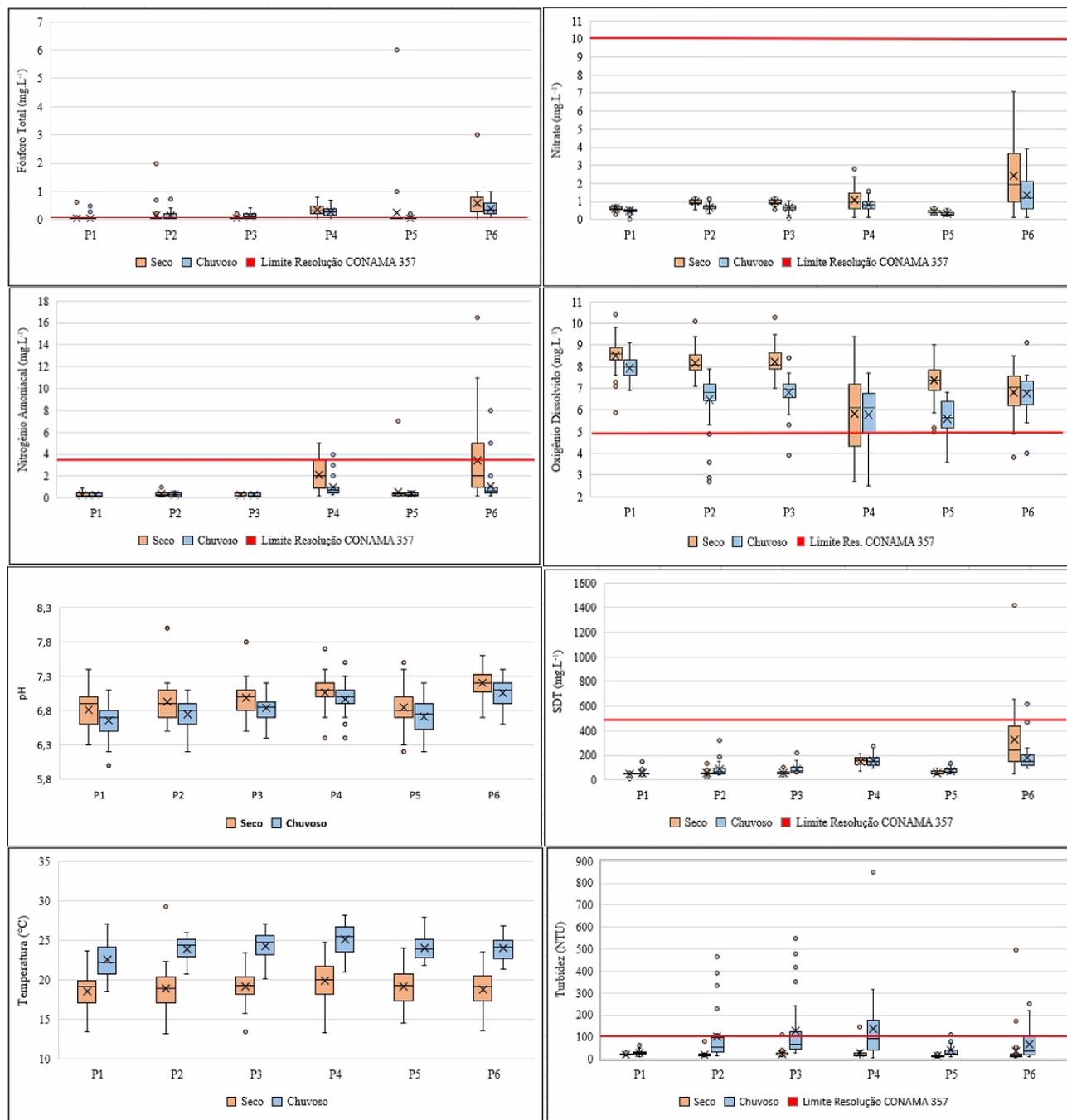


Figura 4 – Gráficos *boxplot* dos parâmetros fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal, OD, pH, SDT, temperatura da água e turbidez para os pontos de monitoramento, utilizando toda a série temporal (2010 – 2022), nos períodos seco e chuvoso.

Considerando a presença de outros nutrientes nos mesmos pontos, este resultado pode ser decorrente do lançamento de efluentes domés-

ticos nas proximidades do perímetro urbano, em especial, os que contém detergentes, apontados como a principal fonte antrópica de fósforo na

água (Campbell & Edwards, 2001).

Entretanto, mesmo locais afastados da área urbana apresentaram valores desconformes de fósforo, o que indica maior possibilidade de relação com o escoamento de insumos utilizados na agricultura. A sub-bacia do Ribeirão Claro, onde se localiza o ponto 6, é ocupada predominantemente pela monocultura da cana-de-açúcar.

Ainda, observam-se maiores concentrações de fósforo no período chuvoso para os pontos 2 e 3, indicando assim a influência do escoamento superficial. 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 *E. coli* no ponto 4.

Nesse cenário, 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. Assim como o nitrogênio, o excesso de fósforo na água pode ocasionar o fenômeno da eutrofização.

Os menores valores nos pontos 1 e 5 se devem à vasta presença de vegetação em seu entorno, especialmente no ponto 5, localizado no interior do Horto Florestal em Rio Claro. A vegetação atua mitigando o escoamento de nutrientes e outros poluentes por meio dos processos de deposição e absorção (Chen & Lu, 2014).

O nitrogênio amoniacal apresentou concentrações entre 0,002 mg.L⁻¹ no ponto 1 e 16,5 mg.L⁻¹ em ago/2021 no ponto 6. Assim como o fósforo, as maiores concentrações foram observadas após a área urbana, nos pontos 4 e 6, onde alguns meses excederam o limite legal de 3,7 mg.L⁻¹. Nos pontos à montante, foi observada apenas uma desconformidade, no ponto 5. Conforme Von Sperling (2005), a presença de amônia é um indicador de poluição recente cuja fonte se encontra próxima. Assim, considerando ainda a presença de elevadas concentrações de fósforo e cloreto, sua provável causa é o lançamento pontual de efluentes no perímetro urbano.

Os pontos 4 e 6 apresentaram variações sazonais, com concentrações consideravelmente mais elevadas no período seco, o que atesta a influência do aumento da vazão e da turbulência da água para a diluição dos poluentes. Além de

ser um dos responsáveis pela eutrofização, a presença de amônia é bastante restritiva a vida aquática, onde exposições prolongadas podem reduzir drasticamente a capacidade de difusão das guelras dos peixes, resultando em mortes por deficiência na absorção de oxigênio (Smart, 1976).

Em relação ao nitrato, as concentrações variaram entre 0,01 mg.L⁻¹ em jan/2010 no ponto 1 e 7,1 mg.L⁻¹ em set/2018 no ponto 6. Desse modo, os valores permaneceram dentro do limite legal de 10 mg.L⁻¹. Ainda assim, é possível constatar valores consideravelmente mais elevados no ponto 6, quando comparado aos demais. A presença de nitrato se relaciona à lixiviação de insumos agrícolas e dejetos animais das áreas à montante, despejos industriais e esgotos contendo dejetos humanos (Araujo, 2006). Conforme Von Sperling (2005), sua predominância em relação as outras formas de nitrogênio é um indicativo de poluição remota. Assim, considerando o uso do solo predominantemente agrícola da região, a presença de nitrato no Ribeirão Claro provavelmente se deve ao escoamento agrícola das áreas à montante do ponto.

Assim como o fósforo, amônia e cloreto, o nitrato apresentou tendência de elevação em quase todos os pontos. Este resultado pode estar relacionado à expansão das atividades agrícolas que ocorrem no âmbito da Bacia do Rio Corumbataí, que presenciaram um aumento de 19,71 km² (4,7%) desde 2010 (MapBiomias, 2025).

A turbidez apresentou valores entre 3 NTU em ago/2021 no ponto 4 e 850 NTU em mar/2019 no mesmo ponto. O limite de 100 NTU foi ultrapassado nos pontos 2, 3, 4 e 6, sempre na estação chuvosa.

Este resultado indica a provável influência do escoamento superficial sobre tal parâmetro, que resulta em maior quantidade de material particulado sendo arrastado para os rios, consequentemente aumentando os valores de turbidez observados, bem como intensificando os processos erosivos (Hill et al., 1992). Os baixos valores nos pontos 1 e 5 provavelmente se devem à presença de vegetação em seu entorno, que atenuam os processos erosivos, conforme Figura 1b.

Nos demais pontos, devido à retirada da vegetação ripária, os processos erosivos nas margens dos rios são mais intensos. Ainda, os pontos 2 e 3 localizam-se em áreas predominantemente de pastagem, onde o pisoteio excessivo do solo ocasionado pela atividade pecuária intensifica a sua compactação e a perda da cobertura vegetal,

também favorecendo o processo de erosão (Araújo et al., 2010).

Os sólidos dissolvidos totais (SDT) apresentaram concentrações entre 13,5 mg.L⁻¹ em mai/2010 no ponto 1 e 1.420 mg.L⁻¹ em ago/2022 no ponto 6. As maiores concentrações foram observadas no ponto 6, com alguns meses ultrapassando o limite legal de 500 mg.L⁻¹. Os sólidos dissolvidos totais 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). 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 pH variou entre 6 em out/2021 no ponto 1 e 8 em jul/2013 no ponto, se mantendo assim dentro dos limites legais, compreendidos entre 6 e 9. De modo geral, o pH se manteve próximo à neutralidade em quase todos os pontos, com exceção do ponto 1, na nascente do Rio Corumbataí no município de Analândia, onde apresentou valores levemente ácidos. Tais valores provavelmente se devem aos solos ácidos presente na região. Tal hipótese é reforçada pelos menores valores de pH encontrados na estação chuvosa, refletindo o escoamento desse material para os rios.

A DBO_{5,20} apresentou concentrações entre 2 mg.L⁻¹ e 15,17 mg.L⁻¹ em dez/2020 no ponto 4. Os maiores valores foram observados novamente após a área urbana, nos pontos 4 e 6, onde parte considerável da série histórica ultrapassou o limite legal de 5 mg.L⁻¹. A DBO retrata de maneira indireta o teor de matéria orgânica presente na água, sendo tradicionalmente o parâmetro mais utilizado para esse fim (Von Sperling, 2005).

Considerando as elevadas concentrações de nutrientes e cloreto nos mesmos pontos, especialmente no ponto 6, é possível inferir que sua causa tem relação com o despejo de efluentes. Entretanto, nota-se uma queda nas concentrações da DBO no ponto 6 após o ano de 2015, que também é indicada pela tendência de redução apontada pelo teste de Mann-Kendall.

As concentrações de *E. coli* variaram entre 61 UFC.100mL⁻¹ em ago/2021 no ponto 5 e 120.000 UFC.100mL⁻¹ em jan/2013 no ponto 3 (Figura 5).

Em todos os pontos, foram observadas concentrações consideravelmente acima do limite de 600 UFC.100mL⁻¹, imposto pela Decisão de Diretoria 112/2013/E da CETESB. A *E. 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 10⁹ por grama, sendo assim considerada o indicador mais adequado de contaminação fecal em águas doces. É encontrada no esgoto, efluentes tratados, solos e águas naturais sujeitos à contaminação fecal recente (WHO, 1993).

Desse modo, pode-se inferir que os dois rios objetos de estudo sofrem com contaminação fecal, embora, não necessariamente humana. Próximo à área urbana de Rio Claro, em especial, no ponto 4, as altas concentrações provavelmente se relacionam ao lançamento de esgoto. Ainda que o cenário atual do município apresente uma taxa de tratamento de esgoto de 92% (Tabela 1), o lançamento da parcela não tratada, em conjunto com os despejos das estações de tratamento à montante, bem como a possibilidade de lançamentos clandestinos (FAB-PCJ, 2020b), podem estar contribuindo para este resultado. Entretanto, são observados valores elevados mesmo em áreas distantes do centro urbano.

Os pontos 2 e 3, no Rio Corumbataí, localizam-se em área ocupada predominantemente por pastagens. 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 as altas concentrações de *E. Coli* em locais anteriores à área urbana sejam provenientes do escoamento de dejetos animais, considerados uma fonte comum de contaminação das águas superficiais e subterâneas por coliformes e outros organismos patogênicos em áreas drenadas próximas a pastagens (Doran & Linn, 1979; Hooda et al., 2000).

Apesar do cenário crítico em relação à concentração de *E. coli*, os pontos 2, 4 e 6 apresentaram tendência de redução ao longo dos anos, especialmente no ponto 4, a partir de 2016. Este resultado indica melhor controle sobre a poluição fecal dos corpos hídricos, principalmente no município de Rio Claro.

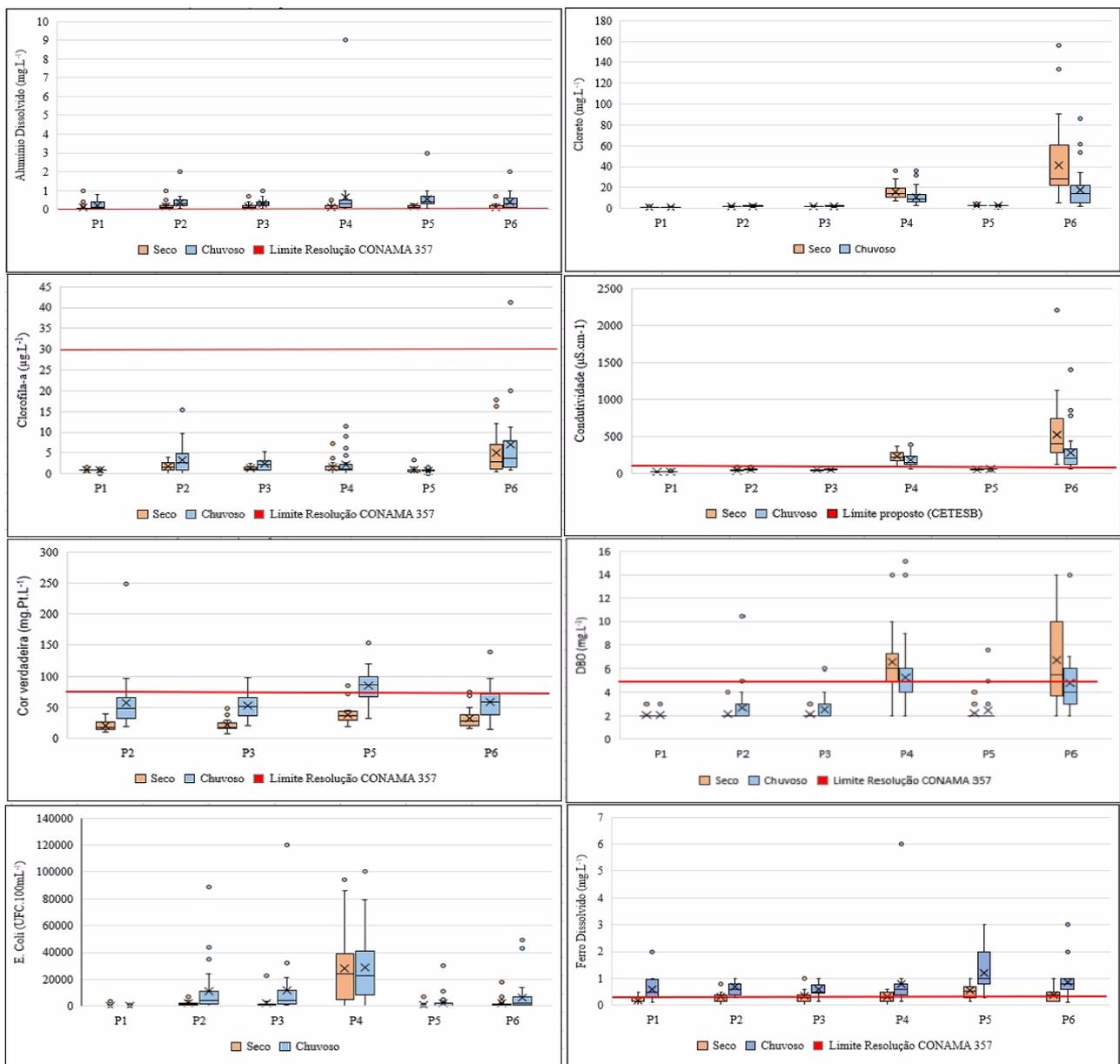


Figura 5 – Gráficos *boxplot* dos parâmetros alumínio dissolvido, cloreto, clorofila-a, condutividade elétrica, cor verdadeira, DBO_{5,20}, E. coli e ferro dissolvido para os pontos de monitoramento, utilizando toda a série temporal (2010 – 2022), nos períodos seco e chuvoso.

A análise dos íons metálicos abordou os elementos ferro e alumínio, ambos em sua fração dissolvida. O ferro dissolvido variou entre 0,001 mg.L⁻¹ e 6 mg.L⁻¹ em dez/2020 no ponto 4. Em todos os pontos foram observadas desconformidades em relação ao limite de 0,3 mg.L⁻¹ para rios de classe 2, principalmente no ponto 5. Em concentrações moderadas, a presença de ferro não causa riscos à saúde humana, estando seus efeitos relacionados à estética da água, como cor e sabor, além de problemas para alguns usos industriais e em sistemas de distribuição. Ocorre naturalmente em solos e minerais e sua principal fonte antrópica são os despejos industriais (Sawyer et al., 2003).

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. Desse modo, as concentrações elevadas provavelmente se devem aos solos da região, que são ácidos e possuem altos teores de ferro e alumínio. O mesmo padrão foi observado para o alumínio dissolvido e pH. Ainda, as maiores concentrações de ferro no ponto 5 coincidem com os maiores valores de cor verdadeira observados.

O alumínio dissolvido apresentou concentrações entre 0,003 mg.L⁻¹ em jul/2011 no ponto 3 e 9 mg.L⁻¹ em dez/2020 no ponto 4. O alumínio constitui entre 7% e 8% da crosta terrestre e é

encontrado 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. 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 a deficiências no controle e operação desse processo (Howells et al., 1990; WHO, 1993).

Foi o único parâmetro que não apresentou diferenças espaciais entre os pontos de monitoramento, não apresentando também tendências temporais em nenhum ponto. As maiores concentrações observadas na estação chuvosa e em todos os pontos monitorados indicam sua provável origem relacionada ao arraste dos solos e fragmentação das rochas da região (Siqueira et al., 2012), processos que se intensificam nos períodos chuvosos e são agravados pelos processos erosivos que ocorrem nas margens nos rios. Assim, a estabilidade espaço-temporal do alumínio dissolvido pode estar associada à predominância dos Argissolos Vermelho-Amarelos na região, que apresentam o elemento em sua composição. O comportamento diferente em relação à alta concentração de ferro no ponto 5 provavelmente se relaciona à presença de Latossolos-Vermelhos, que possuem altas concentrações de ferro, quase que exclusivamente na margem esquerda do Ribeirão Claro (EMBRAPA, 2021).

A cor verdadeira apresentou valores entre 7,3 mg.Pt.L⁻¹ em jul/2011 no ponto 3 e 153 mg.Pt.L⁻¹ em nov/2015 no ponto 5. Em todos os pontos analisados ocorreram valores acima do limite legal de 75 mg.L⁻¹ estabelecido para rios de classe 2. A coloração da água é causada pela presença de sólidos dissolvidos, que podem ter origem natural, como a decomposição da matéria orgânica, principalmente relacionada a 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. Ainda, águas com valores mais elevados de cor demandam maior cuidado operacional para o tratamento e abastecimento (Von Sperling, 2005). Assim, chama-se a atenção especialmente para o ponto 5, que se localiza em local de captação para abastecimento público.

Os elevados valores de cor verdadeira encontrados majoritariamente na estação chuvosa podem indicar que este parâmetro está relacionado à

oxidação do ferro dissolvido na água, causado pelo arraste dos solos das margens, ricos neste elemento. A cor verdadeira apresentou o mesmo padrão que os íons metálicos (ferro e alumínio), além de maiores concentrações no ponto 5.

Quanto à clorofila-a, suas concentrações variaram entre 0,01 µg.L⁻¹ e 41,1 µg.L⁻¹ em nov/2021 no ponto 6. Os valores se mantiveram dentro do limite legal de 30 µg.L⁻¹, exceto na situação supracitada. As clorofilas são pigmentos verdes, comuns em todas as células fotossintéticas, que ocorrem nos cloroplastos das folhas e outros tecidos vegetais. 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). Apesar de atender aos padrões impostos, as concentrações mais elevadas no ponto 6, onde também se verifica maior concentração de nutrientes, podem ser um indicativo de eutrofização no ambiente.

Em relação ao cloreto, as concentrações variaram entre 0,71 mg.L⁻¹ em nov/2010 no ponto 1 e 156 mg.L⁻¹ em ago/2022 no ponto 6. Em todos os pontos os valores se mantiveram dentro do limite de 250 mg.L⁻¹. 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 aferir sabor salgado a 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 (Chapman & Kinstach, 1996; Von Sperling, 2005). Novamente, as maiores concentrações foram observadas após a área urbana de Rio Claro, especialmente no ponto 6.

Análise multivariada

Visando avaliar os resultados obtidos nas seções anteriores, foi aplicada a análise hierárquica de *cluster* para identificar similaridades entre os pontos de monitoramento, de modo a agrupá-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. O parâmetro cor verdadeira foi removido das análises multivariadas em função de não apresentar coletas nos pontos 1 e 4.

A partir do dendrograma (Figura 6), 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 sua proximidade geográfica.

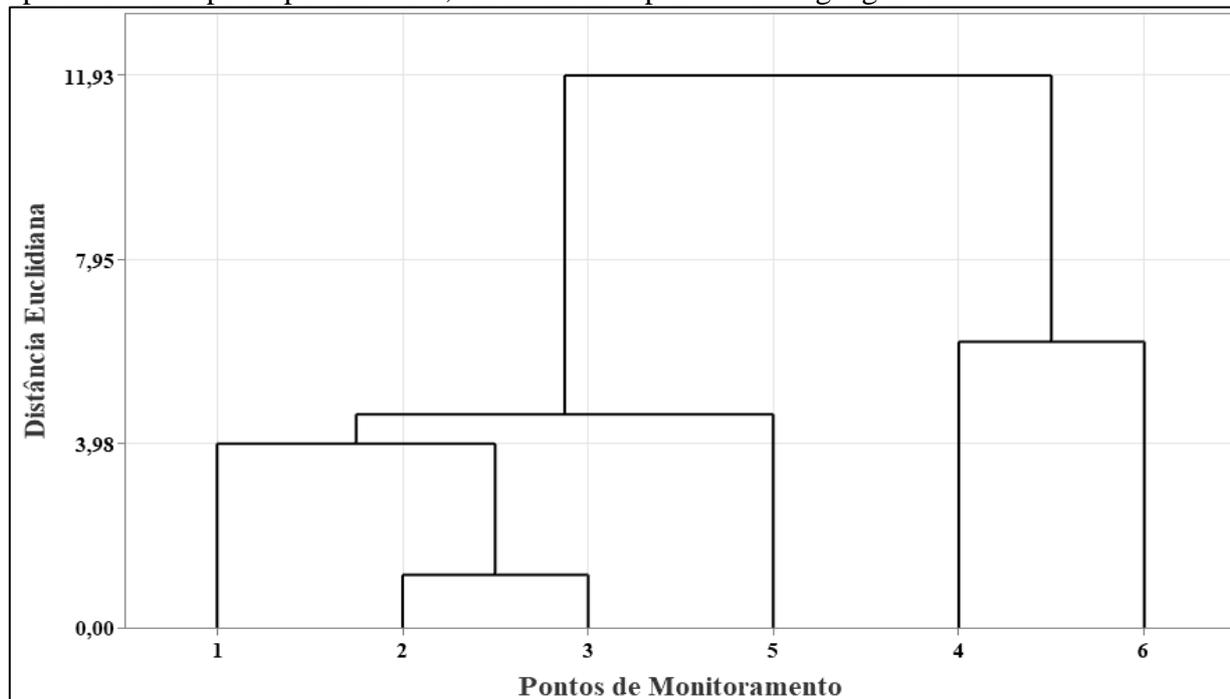


Figura 6– Dendrograma gerado pela análise de *cluster*.

Após a delimitação dos grupos, a análise de componentes principais (ACP) foi aplicada individualmente a cada grupo, visando identificar os parâmetros que mais influenciavam na variabilidade dos dados e os fatores que exerciam maior influência sobre cada um (Simeonov et al., 2002; Shrestha & Kazama, 2007). A interpretação da matriz resultante da aplicação da PCA é realizada por meio das cargas, que representam a correlação de cada variável com cada componente. Liu et al. (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.

Para o grupo 1, relativo aos pontos localizados à montante da área urbana, foram retidas seis componentes principais (CPs), que explicaram 79% da variabilidade dos dados (Tabela 5).

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 se encontram 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.

Tabela 5 - Cargas obtidas para cada parâmetro relativo a cada componente (Grupo 1). Valores em negrito indicam cargas no mínimo moderadas (> |0,5|).

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	-0,6143	-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	73,00	79,02

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 à 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 à lixiviação dos solos, contendo altos teores de alumínio, e dos insumos agrícolas utilizados na monocultura da cana-de-açúcar na região.

Para o grupo 2, relativo aos pontos localizados à jusante da área urbana (P4 e P6), foram retidas seis componentes, que juntas explicaram 88% da variabilidade dos dados (Tabela 6). 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 à 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.

A CP2, responsável por 16,44% da variância dos dados, tem como principais variáveis o ferro e o alumínio dissolvidos. Conforme abordado anteriormente, esses elementos provavelmente possuem origem natural, derivados da erosão e 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 à contaminação fecal, provavelmente derivada do lançamento de esgoto *in natura* ou de efluentes de estações de tratamento, presentes à montante dos dois pontos. 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.

Tabela 6 - Cargas obtidas para cada parâmetro relativo a cada componente (Grupo 2). Valores em negrito indicam cargas no mínimo moderadas (> |0,5|).

Variável	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6
Ph	0,0435	-0,4144	0,3276	0,6119	-0,2329	0,2341
OD	0,1336	0,0338	-0,9062	-0,1339	0,0313	-0,1469
Condutividade	0,9432	-0,0679	0,0116	0,1824	-0,1591	0,0939
DBO	-0,0756	0,1632	-0,3226	0,8145	0,2029	-0,0866
Turbidez	-0,3381	0,1319	0,0179	-0,1033	0,8708	-0,1312
Temperatura	-0,3824	0,3984	-0,3291	-0,5621	0,2540	0,2262
N amoniacal	0,3534	-0,2340	-0,2153	0,6549	-0,1215	0,3932
Nitrato	0,8509	-0,1630	0,4000	-0,0285	-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	0,0159	0,0682	-0,2246
Clorofila-a	0,1091	0,0344	0,0396	0,0410	-0,0149	0,9272
SDT	0,9524	-0,0277	0,0111	0,0500	0,0607	0,0105
Cloreto	0,9372	-0,0757	0,1162	0,1042	-0,1690	0,0283
Ferro Dissolvido	-0,0955	0,9084	0,2038	-0,2699	-0,0114	0,0759
Alumínio Dissolvido	-0,0481	0,9545	0,0256	0,0912	0,0941	-0,0403
Sódio	0,9260	-0,0444	0,1295	-0,0020	-0,0694	0,1205
Potássio	0,5522	-0,0400	-0,1149	0,2019	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

A CP4, responsável por 8,02% da variância dos dados, tem como principais variáveis a DBO, nitrogênio amoniacal e pH, estando assim associada à 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 à 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 à eutrofização, influenciada pela presença de grandes concentrações de nutrientes.

CONCLUSÕES

De modo geral, a qualidade das águas superficiais na Bacia do Rio Corumbataí apresentou forte relação com o uso do solo e fatores naturais dos locais monitorados. Foi possível observar dois agrupamentos principais entre os pontos de monitoramento. Aqueles localizados próximos ao perímetro urbano (4 e 6) aparentam sofrer influência negativa de despejos domésticos e das atividades agrícolas à montante. Já os pontos localizados à montante da área urbana (1, 2, 3 e 5) aparentam sofrer mais influência das atividades agropastoris que ocorrem no âmbito da bacia, como a monocultura da cana-de-açúcar e a criação de animais.

Observou-se maior frequência de desconformidade em relação aos padrões legais nos pontos 4 e 6, principalmente em relação à presença de nutrientes e DBO. Entretanto, parâmetros como

o alumínio e ferro dissolvidos apresentaram desconformidades em todos os pontos, indicando a possibilidade de ocorrência natural desses elementos, associada a pedologia regional. A análise temporal apontou influência da sazonalidade climática para todos os parâmetros, explicitando assim a influência da precipitação e do escoamento superficial sobre a qualidade da água na bacia.

Os parâmetros alumínio dissolvido, clorofila-a, DBO, temperatura da água e turbidez apresentaram valores relativamente estáveis ao longo do período estudado, sem tendências temporais ou com tendência em apenas um ponto isolado. Os parâmetros cloreto, fósforo total, nitrato e nitrogênio amoniacal apresentaram tendência de aumento na maioria dos pontos, tanto à montante como à jusante da área urbana. O oxigênio dissolvido apresentou tendência de aumento em

quase todos os pontos, enquanto as concentrações de *E. coli* apresentaram tendência de redução nos pontos 2, 4 e 6.

Este cenário evidencia a maior necessidade de atenção às fontes difusas de poluição em relação as fontes estritamente pontuais, principalmente relacionadas as atividades agrícolas, onde a sua expansão na área de estudo pode estar relacionada as tendências constatadas de aumento da concentração de nutrientes. Por outro lado, a redução na concentração de coliformes e aumento dos níveis

de oxigênio dissolvido revelam o resultado positivo dos esforços recentes empreendidos na região acerca da melhora nos sistemas de saneamento e tratamento de efluentes.

Dessa forma, este estudo demonstrou a relevância do monitoramento contínuo e da identificação de tendências temporais e espaciais no âmbito da Bacia do Rio Corumbataí, de modo a auxiliar no manejo adequado dos recursos hídricos e na tomada de decisões de acordo com as necessidades específicas de cada local.

REFERÊNCIAS

- ALLAN, J.D. **Stream Ecology: Structure and function of running waters**. London, 2-6 Boundary Row: Chapman & Hall, 1ª ed., 388 p., 1995.
- ALMEIDA, V.G. **Relações multivariadas da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba/MG: qualidade das águas superficiais**. Ouro Preto, 2022, 155 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto.
- ARAÚJO, E.P. **Aplicação de dados SRTM à modelagem da erosão em microbacias por geoprocessamento**. São José dos Campos, 2006, 89 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE.
- ARAÚJO, M.L.M.N.; REINALDO, L.R.L.R.; SOUSA, J. DA S.; ALMEIDA, P.G.; ALVES, L.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.
- 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.
- 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 outras 312 providências. Disp. em: < https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm>.
- 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.
- BRINO, W.C. **Contribuição à definição climática da Bacia do Corumbataí e adjacências (SP), dando ênfase à caracterização dos tipos de tempo**. Rio Claro, 1973, 171 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Rio Claro.
- CAMPBELL, K.L & EDWARDS, D.R. Phosphorus and Water Quality Impacts. In: RITTER, W.F. & SHIRMOHAMMADI, A. (Coords). **Agricultural nonpoint source pollution: watershed management and hidrology**. Boca Raton, Florida: Lewis Publisher, p. 91-109, 2001.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria da CETESB nº 112/2013/E**. Dispõe sobre o estabelecimento dos valores limites do parâmetro *Escherichia coli* (*E. coli*), para avaliação da qualidade dos corpos de águas do território do Estado de São Paulo. São Paulo: Diário Oficial do Estado de São Paulo – Caderno Executivo I, 2013.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2023. Disp. em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2023/09/Relatorio-de-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2022.pdf>>.
- CHAPMAN, D. & KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (Org.). **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.
- 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, p. e102714, 2014.
- CORRELL, D.L. Phosphorus: A Rate Limiting Nutrient in Surface Waters. **Poultry Science**, v. 78, n. 5, p. 674-682, 1999.
- COTTAS, L.R. **Estudos geológico-geotécnicos aplicados ao planejamento urbano de Rio Claro-SP**. 1983. São Paulo, 1983, 171 p. Tese (Doutorado em Geologia Geral e de Aplicação) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- DAAE - DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ENERGIA ELÉTRICA. **Banco de dados hidrológicos. 2025**. Disp. em: <https://hidrologia.spaguas.sp.gov.br/>. Acesso em 23 abr. 2025.
- DORAN, J.W. & LINN, D.M. Bacteriological Quality of Runoff Water from Pastureland. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 37, n. 5, p. 985-991, 1979.
- EMBRAPA. **Solos Tropicais – Latossolos Vermelhos, 2021**.
- EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Statistical analysis for monotonic trends**, Tech Notes 6, 23 p., 2011.
- FONSECA, W.C. **Ajuste do modelo QUAL2K e simulação de cenários para o Ribeirão Claro**. Rio Claro, 2008, 51 p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista.
- FUNDAÇÃO AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ (FAB-PCJ). **Estudo do uso dos recursos hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí**. Relatório Final. Volume I - Tomo I. Piracicaba, 2020a.
- 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, 2020b.
- FUNDAÇÃO AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ (FAB-PCJ). **Relatório de situação dos recursos hídricos 2023: ano base 2022**; versão simplificada. Piracicaba, 147 p., 2024.
- HELSEL, D.R. & HIRSCH, R.M. **Statistical Methods in Water Resources**. Resto, VA: U.S. Geological Survey, 522 p., 2002.
- 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.
- HOODA, P.S.; EDWARDS, A.C.; ANDERSON, H.A.; MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **Science of the Total Environment**, v. 250, n. 1-3, p. 143-167, 2000.
- HOWELLS, G.; DALZIEL, T.R.K.; READER, J.P.; SOLBE, J.F. Eifac water quality criteria for European freshwater fish: report on aluminum. **Chemistry and Ecology**, v. 4, n. 3, p. 117-173, 1990.

- 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.
- 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.
- MAPBIOMAS. **Coleção 9 da série anual de mapas de cobertura e uso da terra no Brasil**. 2025. Disp. em: <<https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/>>. Acesso em 25 jan. 2025.
- 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.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Transforming our world: the 2030**. Agenda for Sustainable Development. General Assembly Resolution A/RES/70/1, 35 p., 2015.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO CLARO. **Plano de mobilidade urbana de Rio Claro – Relatório Final**. Rio Claro, São Paulo, 354 p., 2018.
- SANTOS, M.A.P.F. DOS. **Avaliação da qualidade da água e sedimento da sub-bacia do rio Corumbataí (SP) por meio de testes ecotoxicológicos**. Piracicaba, 2008, 186 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.
- SAWYER, C.N.; MCCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for Environmental and Engineering Science**. New York: McGraw Hill Inc., 5th Edition, 758 p., 2003.
- 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.
- SILVA, E.S. & OLIVEIRA, J.C.S. 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.
- 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.
- SIQUEIRA, G.W.; APRILE, F.; MIGUÉIS, A.M. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará - Brasil). **Acta Amaz.**, v. 42, n. 3, p. 413-422, 2012.
- 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.
- SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico temático, serviços de água e esgoto – ano de referência 2022**. Brasília, 2023a.
- SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico temático, manejo de resíduos sólidos urbanos – ano de referência 2022**. Brasília, 2023b.
- TROPMAIR, H. **Atlas da qualidade ambiental e de vida de Rio Claro-SP**. Rio Claro: Instituto de Geociências e Ciências Exatas/UNESP, 72 p. 1992.
- TUNDISI, J.G. & TUNDISI, T.M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 631 p., 2008.
- 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.
- 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.
- 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, 3ª ed., v. 1, 452 p., 2005.
- WHO – World Health Organization. **Barium in drinking-water**. Geneve, 15 p., 2016.
- 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: Suquia River Basin (Córdoba-Argentina). **Wat. Res.**, v. 35, n. 12, p. 2881-2894, 2001.
- 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. **Mapeamento geológico-geotécnico por meio do método do detalhamento progressivo: ensaio de aplicação na área urbana do município de Rio Claro (SP)**. Rio Claro, 2000, 149 p. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista.

Submetido em 20 de fevereiro de 2025

Aceito para publicação em: 28 de abril de 2025