

## ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA COMO FERRAMENTA PARA A GESTÃO DE RIACHOS TROPICAIS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS

**João Miguel Mercês Bega**

Engenheiro Civil e Mestre em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS/UNESP). Doutorado em andamento no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP).

**Endereço:** Avenida do Trabalhador São Carlense, 400, Laboratório de Biotoxicologia em Águas Continentais e Efluentes (BIOTACE) – Centro – São Carlos – SP – CEP: 13566-590 – Brasil – Tel.: +55 (16) 3373-9560 – e-mail: joaobega@usp.br.

### RESUMO

Os programas brasileiros de monitoramento de qualidade da água de riachos urbanos, em sua maioria, não consideram o ciclo diário da qualidade da água. Além disso, os Índices de Qualidade da Água (IQAs) utilizados geralmente dependem de um número excessivo de parâmetros correlacionados. Nenhum estudo utilizou ainda técnicas estatísticas multivariadas (*e.g.*, análise de componentes principais) em conjunto com o ciclo diário da qualidade da água de riachos urbanos para desenvolver melhores IQAs. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo principal desenvolver um IQA urbano (IQAurbano) considerando tais fatores. Para isso, o principal IQA brasileiro (IQAcetesb) foi utilizado como ponto de partida (parâmetros: sólidos totais, temperatura, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio, pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes). Os parâmetros selecionados para fazer parte do IQAurbano (pH, sólidos totais, coliformes termotolerantes e oxigênio dissolvido) receberam pesos e valores de qualidade. De modo geral, o índice desenvolvido foi capaz de manter os padrões sazonais e diários de qualidade da água do riacho estudado em comparação com o IQAcetesb. Os resultados obtidos podem auxiliar os gestores ambientais e pesquisadores locais a melhorar seus programas de monitoramento de recursos hídricos superficiais urbanos. Ademais, o IQAurbano pode proporcionar economia de dinheiro, tempo e recursos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Redução de parâmetros, recursos hídricos, desenvolvimento de índices

### INTRODUÇÃO

As atividades antropogênicas desenvolvidas nas bacias hidrográficas (*e.g.*, expansão da malha urbana) e os processos naturais (*e.g.*, efeitos sazonais e erosão) causaram a degradação de muitos cursos de água nas últimas décadas (CUNHA *et al.*, 2019), resultando em danos ambientais, econômicos e sociais nas regiões impactadas (*e.g.*, escassez hídrica, doenças em seres humanos e peixes e aumento nos custos do tratamento de água) (CUNHA *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2020; BEGA *et al.*, 2021). O monitoramento frequente de rios e riachos é importante para garantir o uso sustentável de suas águas, mas falta um sistema adequado em muitos países subdesenvolvidos e em desenvolvimento (LOISELLE *et al.*, 2017). O método tradicional de monitoramento trata-se da análise de parâmetros de qualidade da água e da comparação dos resultados obtidos com limites normativos (RIBEIRO *et al.*, 2022). Embora de simples aplicação, muitas variáveis são necessárias, o que pode resultar em perdas de tempo, dinheiro e recursos (OLIVEIRA *et al.*, 2019). No que lhes concernem, os Índices de Qualidade das Águas (IQAs) foram desenvolvidos para traduzir as informações dos parâmetros em um único valor, promovendo uma comunicação eficaz entre a população e os gerentes ambientais sobre a qualidade da água para diversos fins (CETESB, 2019). O primeiro IQA foi proposto por Horton em 1965 (BRICIU *et al.*, 2020). Apesar dos esforços para criar melhores IQAs nos últimos anos, ainda não há metodologia comumente aceita em razão das peculiaridades regionais das águas doces estudadas.

Os pesquisadores geralmente usam métodos estatísticos para lidar com a não linearidade das variáveis ambientais e avaliar os parâmetros mais apropriados para compor seus IQAs (OLIVEIRA *et al.*, 2019). Um dos métodos trata-se da Análise de Componentes Principais (ACP). Esta fornece um procedimento analítico pelo qual um conjunto de dados original, contendo fatores, é reconstruído em um conjunto reduzido de novos fatores (KUMAR *et al.*, 2021). Os componentes principais (CPs) são avaliados para manter as maiores informações sobre a variação total dos dados e formados em ordem sucessiva, com redução da influência na variação (MATTA *et al.*, 2022). Embora outros métodos estatísticos permitam a redução dimensional, como,

por exemplo, análises fatorial e discriminante, o uso de tais ferramentas estatísticas frequentemente ocorre quando há maior interesse em interpretar e examinar a associação espaço-temporal entre as variáveis (KUMAR *et al.*, 2021; MATTA *et al.*, 2022). Por sua vez, a ACP é mais empregada para enfatizar a redução de dados, embora alguma percepção possa ser perdida no processo (SOUZA *et al.*, 2020).

No Brasil, em 1975, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), responsável pelo monitoramento, controle, licenciamento e fiscalização de ações antropogênicas geradoras de poluição com a preocupação fundamental de recuperar e perseverar a qualidade do solo, do ar e das águas, passou a utilizar uma versão modificada do primeiro IQA de 1965 (IQAcetesb) (CETESB, 2019). A agência priorizou nove parâmetros indicadores, em sua maioria, de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos: nitrogênio total (NT), temperatura da água, sólidos totais (ST), turbidez, coliformes termotolerantes (*Escherichia coli* [*E. coli*]), pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e fósforo total (PT) (RIBEIRO *et al.*, 2022). No estado de São Paulo (~ 44 milhões de habitantes), a CETESB usa o índice para obter informações básicas sobre a qualidade da água bruta para o abastecimento público, após tratamento (CETESB, 2019). O estado de São Paulo é responsável por aproximadamente 24% da demanda total de água nas áreas urbanas brasileiras (ANA, 2010; CUNHA *et al.*, 2016). No entanto, o grande número de habitantes cria uma pressão antropogênica significativa nos recursos hídricos locais, resultando em elevadas concentrações de poluentes nas águas superficiais (CUNHA *et al.*, 2016). Outros estados brasileiros começaram a usar o IQAcetesb nas últimas décadas, considerado, atualmente, o principal IQA do país.

Apesar do amplo uso do IQAcetesb em território nacional, entende-se que faltam contribuições científicas sobre o seu comportamento ao longo do dia em riachos urbanos, assim como de seus parâmetros, para os quais o monitoramento de maior resolução (*i.e.*, com medições de alta frequência) pode ser caro. Os padrões dos perfis diários podem variar de um parâmetro para outro e são mais comumente apresentados para temperatura da água, pH, condutividade elétrica e OD, frequentemente medidos por sondas (BRICIU *et al.*, 2020). As atividades antropogênicas (*e.g.*, lançamentos de efluentes domésticos e desmatamento da vegetação ripária) podem alterar o ciclo diário de alguns parâmetros em riachos urbanos. As vazões de efluentes domésticos, por exemplo, variam a cada hora para uma mesma população (TAN *et al.*, 2021). Em geral, existem dois picos todos os dias, correspondentes ao efluente gerado pela manhã, à medida que as pessoas se preparam para o dia, e no início da noite, quando voltam para casa (AL-ANANZEHII *et al.*, 2012). Haider e Ali (2012) avaliaram as oscilações nos valores de poluentes a cada 2 h em uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE). A DBO e a turbidez variaram de 117 (6h) a 293 mg L<sup>-1</sup> (10h) e 110 (12h) a 228 NTU (10h), respectivamente. Tais alterações podem resultar em diferenças diárias na qualidade da água de riachos que recebem o lançamento de efluentes domésticos não regulamentados e devem ser consideradas nos programas de monitoramento.

Nenhum estudo anterior utilizou o ciclo diário da qualidade da água em conjunto com a técnica da ACP para desenvolver melhores IQAs. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo criar um IQA para ambientes urbanos (IQAurbano), empregando tanto o ciclo diário da qualidade da água como a ACP, tendo como ponto de partida o IQAcetesb. Buscou-se simplificar o monitoramento de cursos de água em tais localidades (em termos de dinheiro, tempo e recursos) e manter informações similares às do IQAcetesb. A ACP foi escolhida para remover parâmetros altamente correlacionados do IQAcetesb em razão da sua implementação relativamente direta, melhor utilizada para procedimentos padronizados em comparação com outros métodos que podem demandar inúmeros algoritmos (SOUZA *et al.*, 2020). Ressalta-se que o estudo não teve como objetivo determinar os parâmetros mais relevantes para a avaliação da qualidade das águas urbanas, mas procurou selecionar alguns parâmetros com base em sua representatividade.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Caracterização da área de estudo

O trabalho foi conduzido em uma bacia urbana (3,47 km<sup>2</sup>) (51°06'35" L; 20°38'44" S) do município de Ilha Solteira (SP), o qual possui 26.886 habitantes e área total de 652,6 km<sup>2</sup> (IBGE, 2022). O clima local é semiúmido (Aw: classificação de Köppen), com invernos secos e verões chuvosos (ALVARES *et al.*, 2013). A temperatura média do ar e a precipitação anual são 25,3 °C e 1.300 mm, respectivamente (CLIMA FEIS, 2021). Os meses de outubro a março correspondem ao período chuvoso e de abril a setembro, de estiagem (BEGA *et al.*, 2022). Dois pontos amostrais de um riacho de primeira ordem (curso de água principal da bacia urbana) (vazão de base: 3,65 L s<sup>-1</sup>) foram monitorados. O riacho tem função estética e é responsável por escoar

o volume de água pluvial gerado na área de contribuição durante eventos chuvosos. Os pontos P1 (área de contribuição: 2,08 km<sup>2</sup>) (51°20'06" L; 20°25'50" S) e P2 (2,53 km<sup>2</sup>) (51°20'06" L; 20°25'59" S) estão separados por 300 m. Existem lançamentos de efluentes domésticos não regulamentados por meio de galerias pluviais a montante do P1. Bega *et al.* (2021) obtiveram a concentração máxima de cafeína de 7,65 mg L<sup>-1</sup> no riacho. Além disso, Zambrano *et al.* (2017) encontraram elevados teores de DBO (máximo: 62,8 mg L<sup>-1</sup>) e TN (11,0 mg L<sup>-1</sup>), assim como baixas concentrações de OD (mínimo: 1,7 mg L<sup>-1</sup>) em suas águas.

### Coleta e frequência de amostragem

Ao todo, 72 amostras de água superficial foram coletadas no riacho entre março de 2019 e fevereiro de 2020, com frequência mensal, sempre nos três períodos do dia: 8h (manhã), 14h (tarde) e 19h (noite). Os procedimentos de amostragem seguiram os protocolos estabelecidos pelo “Guia Nacional de Coleta e Conservação de Amostras - Água, Sedimentos, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos” (ANA, 2011). Basicamente, garrafas de polietileno (1 L) foram utilizadas para coletar as amostras de água superficial (sempre em escoamento de base), armazenadas e transportadas em caixa térmica até o Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS/UNESP). Os parâmetros avaliados foram: ST, DBO, temperatura da água, turbidez, NT, pH, *E. coli*, OD e PT (Tabela 1). As análises foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). A temperatura da água foi medida *in situ*, enquanto que os demais parâmetros, no laboratório após a amostragem.

**Tabela 1 – Métodos (limite de detecção) e equipamentos utilizados para analisar os parâmetros de qualidade da água**

Parâmetro	Unidade	Método	LD	Equipamento
pH	-	Eletrométrico	0,01	pHmetro Digimed DM-22
Temperatura	°C	Expansão volumétrica	0,10	Termômetro de mercúrio
Turbidez	NTU	Nefelométrico	0,01	Turbidímetro Hach 2100AN
DBO	mg L <sup>-1</sup>	Incubação a 20 °C por 5 d	0,10	Incubadora de DBO
OD	mg L <sup>-1</sup>	Winkler modificado	0,10	-
NT	mg L <sup>-1</sup>	Digestão de persulfato ácido	0,10 / 1,00	Digestor/Espectrofotômetro
PT	mg L <sup>-1</sup>	Digestão de persulfato ácido	0,01	Digestor/Espectrofotômetro
<i>E. coli</i>	NMP/100 ml	Contagem de bactérias láticas	100,00	Placa de contagem 3M Petri-film <i>E. coli</i>
ST	mg L <sup>-1</sup>	Gravimétrico	1,00	Mufla e estufa

Abreviações: LD, limite de detecção; DBO, demanda bioquímica de oxigênio; OD, oxigênio dissolvido; NT, nitrogênio total; PT, fósforo total; ST, sólidos totais; NTU, unidade de turbidez nefelométrica; NMP, número mais provável.

Fonte: Autor (2023).

### Cálculo do IQAcetesb

No cálculo do IQAcetesb (equação 1), cada parâmetro teve um peso (w), fixado de acordo com a sua importância para a conformação da qualidade da água e definido por especialistas ambientais da CETESB (DO [0,17], *E. coli* [0,15], pH [0,12], PT [0,10], temperatura da água [0,10], DBO [0,10], NT [0,10], ST [0,08] e turbidez [0,08]) (CETESB, 2019). Além do w, um valor de qualidade (q) foi atribuído para cada parâmetro por meio de curvas de variação de qualidade da água em função de sua concentração ou medida (CETESB, 2019).

$$IQAcetesb = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad \text{equação (1)}$$

na qual  $q_i$  é a qualidade do  $i$ -ésimo parâmetro, variando de acordo com o gráfico de qualidade, e  $w_i$  é o peso correspondente ao  $i$ -ésimo parâmetro de modo que a soma dos pesos seja 1

A classificação da qualidade da água de cada amostra analisada foi encontrada conforme estabelecido pela CETESB (2019): excelente (80 - 100), boa (52 - 79), regular (37 - 51), ruim (20 - 36) e muito ruim (0 - 19).

## **Análises estatísticas e desenvolvimento do IQAurbano**

Todas as análises estatísticas foram executadas no programa MicroCal OriginLab 2020 (OriginLab Corporation, Northampton, MA, EUA). Testes não paramétricos foram utilizados, uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal (Shapiro-Wilk) ( $p > 0,05$ ). Em uma primeira abordagem, os resultados obtidos para os parâmetros de qualidade da água (Tabela 1) foram comparados entre os períodos do dia (testes de Kruskal-Wallis e Dunn [post-hoc]), possibilitando elucidar as variações diárias. Como o teste preliminar de Wilcoxon indicou diferenças significativas entre as estações do ano ( $p < 0,05$ ) para a maioria dos parâmetros estudados (exceto para a temperatura da água), as análises posteriores foram realizadas separadamente nos períodos de estiagem e chuvoso. No geral, tais informações, além dos resultados da ACP, nos auxiliaram na escolha dos parâmetros mais interessantes para avaliar a qualidade da água em riachos urbanos.

Os dados brutos foram normalizados para a ACP, com o objetivo de remover qualquer variação substancial, ou seja, para que cada variável tivesse desvio padrão ( $\sigma$ ) igual a 1 e média aritmética ( $\mu$ ) igual a 0, dado que os parâmetros apresentam unidades contrastantes (DOBBIE; DALI, 2013; BEGA *et al.*, 2022). Para obter os resultados normalizados, cada parâmetro  $x$  foi modificado para seu escore normal ( $z$ ) (equação 2). Posteriormente, os parâmetros foram combinados em componentes ortogonais (independentes) para explicar suas relações nos períodos da manhã, tarde e noite (em ambas as estações). Todos os valores iniciais foram considerados e os dados foram projetados em um pequeno número de CPs (para maiores detalhes, ver Souza *et al.* [2020]). Resumidamente, os carregamentos das CPs são os autovetores extraídos da matriz de correlação e as suas pontuações são uma combinação linear dos autovetores com a matriz de dados original e representam as pontuações dos parâmetros individuais em uma determinada CP (JOLLIFFE; CADIMA, 2016).

$$z = (x - \mu) / \sigma \quad \text{equação (2)}$$

Em seguida, foram geradas as matrizes de correlação da ACP, com o intuito de analisar a relação entre as variáveis estudadas dentro de um intervalo adimensional [-1,1] e realizar uma redução preliminar dos parâmetros do IQAcetesb para desenvolver o IQAurbano. Valores próximos da magnitude |1| apresentaram forte correlação, enquanto que os sinais positivos ou negativos descreveram a direção da ligação.

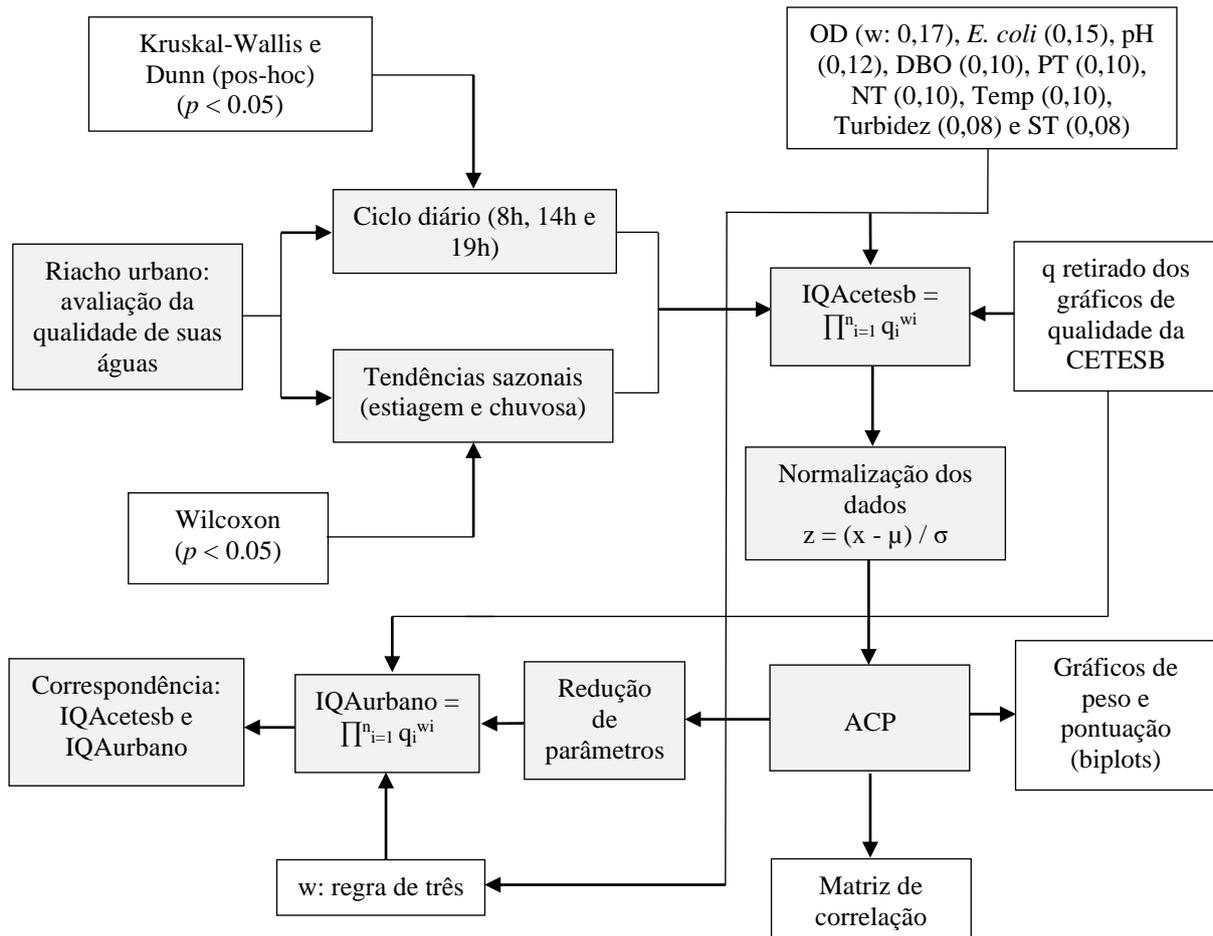
Levando-se em consideração os resultados obtidos no ciclo diário da qualidade das águas do riacho monitorado e na ACP, alguns parâmetros do IQAcetesb foram escolhidos para compor o IQAurbano. O IQAurbano foi calculado por meio da equação 3, seguindo o mesmo procedimento de cálculo do IQAcetesb (equação 1). Os parâmetros selecionados receberam pesos ( $w$ ) de acordo com a sua importância para a conformação da qualidade da água, conforme estabelecido pela CETESB (2019). Para isso, uma regra de três foi aplicada, respeitando a proporção de pesos designada pela CETESB (2019). Ademais, um valor de qualidade ( $q$ ) foi atribuído para cada parâmetro por meio do gráfico de qualidade em função de sua concentração ou medida utilizado no IQAcetesb. Por fim, os valores médios encontrados para ambos os índices (IQAcetesb e IQAurbano) foram comparados para verificar a correspondência.

$$\text{IQAurbano} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad \text{equação (3)}$$

na qual  $q_i$  é a qualidade do  $i$ -ésimo parâmetro, variando de acordo com o gráfico de qualidade, e  $w_i$  é o peso correspondente ao  $i$ -ésimo parâmetro de modo que a soma dos pesos seja 1

Um resumo da metodologia utilizada para desenvolver o IQAurbano segue apresentado na Figura 1.

**Figura 1 – Síntese da metodologia empregada no desenvolvimento do IQAurbano**



Abreviações: OD, oxigênio dissolvido; *E. coli*, *Escherichia coli*; DBO, demanda bioquímica de oxigênio; PT, fósforo total; NT, nitrogênio total; Temp, temperatura da água; ST, sólidos totais; IQAcetesb, índice de qualidade da água da CETESB; IQAurbano, índice de qualidade da água urbano; w, peso; q, valor de qualidade; ACP, análise de componentes principais.

Fonte: Autor (2023).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Ciclo diário da qualidade da água no riacho tropical urbano

Os resultados obtidos para os parâmetros de qualidade da água, monitorados no riacho urbano nos três períodos do dia, estão apresentados na Tabela 2. A temperatura foi significativamente maior no período da tarde ( $p < 0,05$ ) em razão da incidência de radiação solar, conforme descrito exhaustivamente em muitos estudos de riachos tropicais (e.g., SALTARELLI *et al.*, 2018). Libânio (2010) recomendou pH entre 6,0 e 8,5 para manutenção da vida aquática em ecossistemas lóticos. Todos os valores de pH encontrados no riacho estiveram dentro do intervalo supracitado. Não houve diferença significativa nos valores de pH entre os três períodos do dia, embora foram minimamente maiores no período da tarde. A maior incidência de radiação solar pode provocar maior atividade fotossintética (e.g., por algas) e, conseqüentemente, maior consumo de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), possivelmente responsáveis por aumentar os valores de pH nas águas do riacho.

Além disso, não houve diferença significativa entre os três períodos do dia para turbidez. No entanto, as concentrações de ST foram significativamente maiores ( $p < 0,05$ ) no período da manhã. Bega *et al.* (2021) relataram a existência de ligações não regulamentadas de águas residuárias em residências situadas na bacia de

contribuição estudada, nas quais os efluentes domésticos são lançados diretamente na rede de drenagem de águas pluviais predial. Os autores obtiveram as maiores concentrações de cafeína (traçador antrópico) às 8h no P1, provavelmente indicando maior aporte de efluentes domésticos no riacho durante o período da noite e nas primeiras horas da manhã. Cunha *et al.* (2016) encontraram turbidez média aproximadamente 5 vezes maior nos riachos urbanos brasileiros (48 NTU) em comparação com os localizados em áreas florestais (10 NTU). Além do uso e ocupação do solo predominantemente urbano, a degradação da vegetação ripária pode ter contribuído para a elevada presença de sedimentos nas águas do riacho monitorado.

**Tabela 2 – Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água monitorados nos pontos amostrais P1 e P2 do riacho em estudo**

Parâmetro	Período	P1				P2			
		Valor mín.	Valor máx.	Média	Desvio padrão	Valor mín.	Valor máx.	Média	Desvio padrão
Temp (°C)	M	21,5	29,0	25,2	2,5	21,0	28,2	25,0	2,4
	T	23,5	31,0	27,1	2,3	22,8	31,0	26,9	2,6
	N	23,2	30,0	26,7	2,1	23,0	30,0	26,5	2,4
Turbidez (NTU)	M	5,9	336,0	97,9	96,1	3,6	99,0	19,3	24,6
	T	12,8	229,0	60,8	61,7	5,6	78,5	18,4	18,7
	N	13,9	349,0	69,1	93,2	6,1	36,9	12,3	9,5
ST (mg L-1)	M	480,0	1900,0	1165,0	360,0	312,0	862,0	589,0	147,0
	T	424,0	896,0	702,0	122,0	320,0	762,0	546,0	161,0
	N	234,0	966,0	602,0	168,0	260,0	790,0	493,0	162,0
pH	M	7,26	8,00	7,52	0,23	7,19	8,15	7,60	0,27
	T	7,08	8,09	7,59	0,30	7,18	7,90	7,54	0,25
	N	6,17	8,02	7,45	0,44	7,25	8,09	7,55	0,24
OD (mg L-1)	M	0,00	3,85	1,32	1,19	0,00	4,46	0,85	1,49
	T	1,42	4,46	2,76	0,85	0,10	3,24	1,02	1,00
	N	2,03	3,85	2,50	0,62	0,10	1,22	0,38	0,39
DBO (mg L-1)	M	55,8	222,9	115,9	50,1	6,1	50,7	19,8	12,1
	T	10,1	135,1	66,4	36,4	8,1	46,6	27,7	11,6
	N	36,5	212,8	78,0	46,5	4,0	64,9	28,9	16,2
NT (mg L-1)	M	0,0	15,7	4,8	5,5	1,1	18,3	8,6	4,3
	T	0,0	9,5	4,0	3,7	0,4	11,9	6,2	3,4
	N	0,0	12,1	5,5	4,3	0,6	9,7	6,2	2,9
PT (mg L-1)	M	1,19	3,65	2,44	0,71	0,04	1,98	1,01	0,61
	T	0,63	2,07	1,51	0,41	0,02	1,93	1,07	0,55
	N	0,69	2,19	1,42	0,38	0,49	2,15	1,22	0,48
E. coli (NMP/100 mL)	M	3,0E+05	9,0E+06	4,0E+06	3,0E+06	5,0E+04	1,3E+06	5,4E+05	3,9E+05
	T	5,0E+05	4,0E+06	1,5E+06	9,5E+05	1,0E+05	1,8E+06	6,8E+05	5,2E+05
	N	1,0E+05	6,5E+06	1,8E+06	1,9E+06	3,0E+05	3,1E+06	1,0E+06	9,2E+05

Abreviações: Temp, temperatura da água; ST, sólidos totais; OD, oxigênio dissolvido; DBO, demanda bioquímica de oxigênio; NT, nitrogênio total; PT, fósforo total; *E. coli*, *Escherichia coli*; M, manhã; T, tarde; N, noite; NTU, unidade de turbidez nefelométrica; NMP, número mais provável.

Fonte: Autor (2023).

As concentrações de OD foram significativamente maiores no período da tarde ( $p < 0,05$ ) e menores no período manhã ( $p < 0,05$ ), especificamente para o P1. Embora pareça ser um efeito marginal no riacho em estudo, principalmente em razão da vegetação ripária parcialmente degradada, a dinâmica do OD pode estar associada à evapotranspiração realizada pelas árvores, na qual a água com uma concentração de OD menor ao redor das raízes é transpirada em períodos ensolarados, produzindo um padrão análogo ao da fotossíntese no riacho (aumento na concentração de OD no período da tarde e diminuição no período da noite) (DODDS *et al.*, 2017). Em alguns meses, foram obtidas concentrações de OD iguais a 0 mg L<sup>-1</sup> no período da manhã, possivelmente em razão da intensa respiração bacteriana durante a noite. Por sua vez, as concentrações de DBO foram estatisticamente semelhantes ao longo do dia e, no geral, similares, por exemplo, às de efluentes domésticos (MIZUKAWA *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2020). Esse resultado, reforçado por muitos outros fatores, elucida o cenário de poluição das águas superficiais resultantes da falta ou ineficiência de sistemas de esgotamento sanitário no território nacional. Em 2020, 50,9% dos efluentes brasileiros gerados não recebiam

tratamento e eram lançados diretamente em corpos hídricos (BRASIL, 2020). Alguns estudos avaliaram a qualidade da água superficial urbana sujeita a interferências antropogênicas e demonstraram os impactos de lançamentos de efluentes fora dos padrões de qualidade, especialmente aqueles que não passaram por processos de tratamento (e.g., ZAMBRANO *et al.*, 2017; BEGA *et al.*, 2021; RIBEIRO *et al.*, 2022).

A urbanização é um dos fatores mais importantes relacionados ao enriquecimento de nutrientes nos riachos de países em desenvolvimento, resultante, sobretudo, da infraestrutura insuficiente de saneamento que leva a baixos níveis de coleta e tratamento de esgotos (CUNHA *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2020; RIBEIRO *et al.*, 2022). O processo de urbanização acelerado das últimas décadas trouxe uma série de mudanças nos parâmetros químicos (e.g., nutrientes e contaminantes excessivos), físicos e biológicos das águas, conceito conhecido como síndrome do riacho urbano (*sensu urban stream syndrome*) (WALSH *et al.*, 2005; WIEDERKEHR *et al.*, 2020). Sob o estresse da urbanização, riachos vulneráveis sofreram declínios graves na biodiversidade aquática e degradação das funções do ecossistema, como a diminuição na capacidade de reter nutrientes. Por exemplo, a quantidade de fósforo e nitrogênio transportada de riachos para o oceano aumentou nos últimos anos (YUAN *et al.*, 2018). No presente estudo, as concentrações de PT e NT foram estatisticamente similares nos três períodos do dia. Ademais, os valores obtidos excederam os limites de referência propostos para riachos tropicais (CUNHA; CALIJURI, 2011).

Em todas as amostras, foram encontradas colônias formadoras de *E. coli*, indicando a existência de descarte de efluentes domésticos e/ou fezes de animais de sangue quente no riacho (MIZUKAWA *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2020). No geral, o número de colônias nas águas do riacho foi maior no período da manhã ( $p < 0,05$ ). Levando-se em consideração os resultados obtidos para o ciclo diário da *E. coli* e dos outros parâmetros de qualidade da água avaliados, observou-se que existe maior geração de efluentes domésticos durante a noite e no início da manhã na bacia de contribuição do riacho urbano monitorado. Essa informação pode ser importante para a gestão brasileira das águas urbanas superficiais e permitir o delineamento de estratégias para o controle de tais lançamentos e reduzir os impactos negativos gerados nos corpos hídricos receptores.

No que lhe concerne, o IQAcetesb indicou que a qualidade das águas do riacho urbano foi pior na estação de estiagem ( $p < 0,05$ ) (Tabela 3). De acordo com o esquema da CETESB (2019), a qualidade da água esteve entre muito ruim (50%), ruim (47,5%) e regular (2,5%). Os valores mais baixos do índice encontrados para o P1 e no período da manhã foram compatíveis com os resultados dos parâmetros isolados (Tabela 2), reforçando a influência direta dos lançamentos de águas residuárias não regulamentados, cuja periodicidade horária pode criar uma periodicidade análoga no IQAcetesb. Portanto, o ciclo diário da qualidade da água pode ser uma periodicidade causada por ações antropogênicas nas áreas urbanas. Briciu *et al.* (2020) monitoraram, por meio de um IQA (parâmetros: potencial de redução de oxidação, DO, condutividade elétrica, pH e temperatura), a qualidade das águas de um rio, na área metropolitana da cidade de Sucuva, a cada hora. Os autores obtiveram resultados semelhantes aos do presente trabalho para o ciclo diário da qualidade da água.

**Tabela 3 - IQAcetesb médio nos pontos de amostragem P1 e P2 do riacho estudado para cada período do dia nas estações de estiagem e chuvosa**

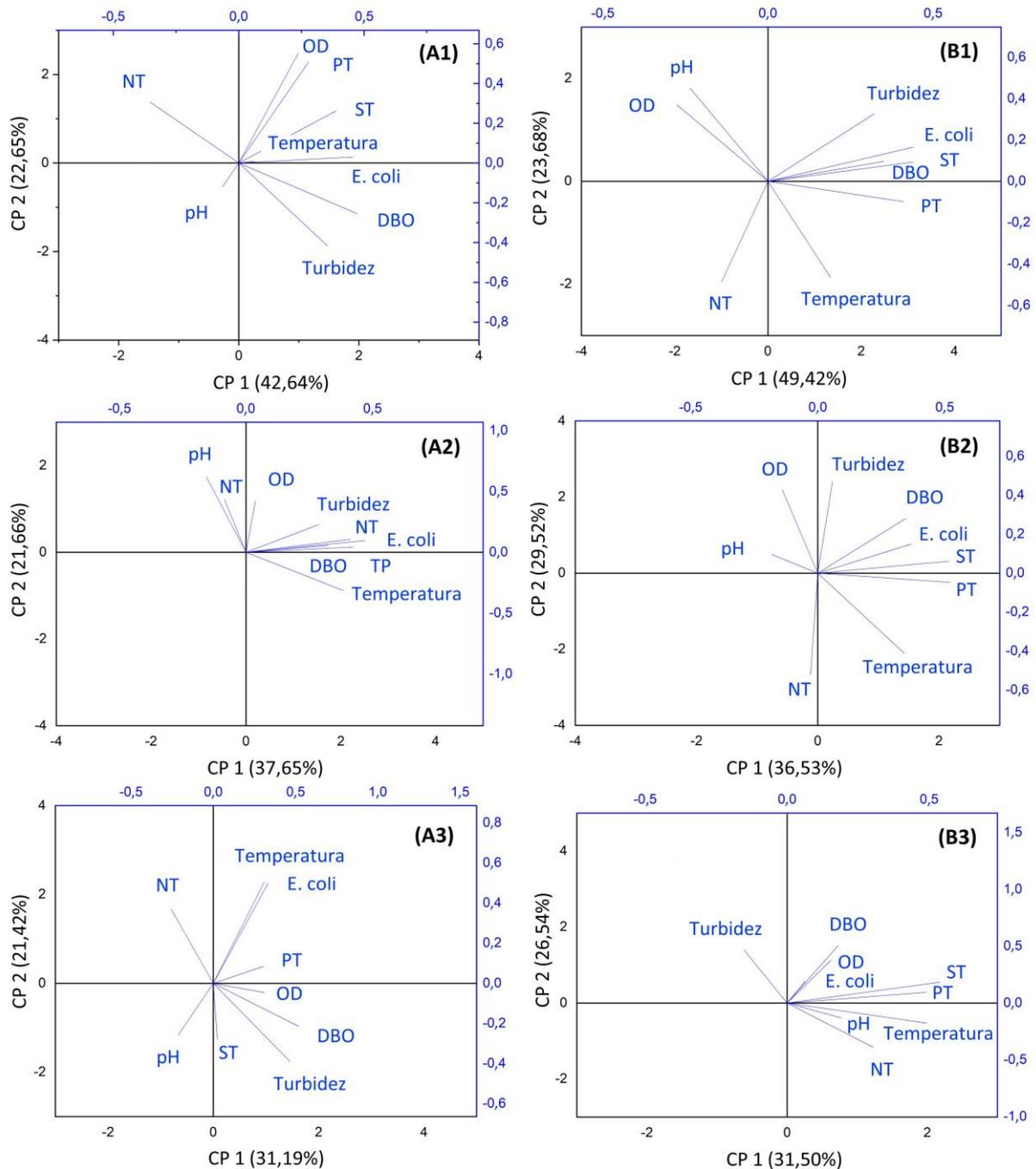
Ponto amostral	P1			P2		
	Manhã	Tarde	Noite	Manhã	Tarde	Noite
IQAcetesb (estiagem)	15,5	20,8	20,2	19,5	19,7	18,2
IQAcetesb (chuvosa)	17,2	22,3	21,3	27,7	23,7	19,5

Fonte: Autor (2023).

### **Análise estatística: ACP**

A ACP foi realizada separadamente para cada estação do ano e período do dia (Figura 2), conforme supracitado. A estação de estiagem teve 42,64 (manhã), 37,65 (tarde) e 31,19% (noite) de seus componentes explicados pela CP1 (CP2: 22,65, 21,66 e 21,42%, respectivamente). Na estação chuvosa, a CP1 foi responsável por 49,42 (manhã), 36,53 (tarde) e 31,50% (noite) da variação total dos dados (CP2: 23,68, 29,53 e 26,54%, respectivamente). As elevadas porcentagens obtidas para a CP1 ( $> 30\%$ ) podem representar uma redundância dos parâmetros em razão da alta correlação (OLIVEIRA *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2020).

**Figura 2 - Gráfico de pesos e pontuações (biplots) dos parâmetros nos períodos da manhã, tarde e noite para as estações de estiagem (A1, A2 e A3, respectivamente) e chuvosa (B1, B2 e B3, respectivamente)**



Abreviações: DBO, demanda bioquímica de oxigênio; OD, oxigênio dissolvido; NT, nitrogênio total; PT, fósforo total; ST, sólidos totais; CP, componente principal.

Fonte: Autor (2023).

Algumas mudanças nos biplots foram observadas entre os três períodos do dia. De modo geral, a CP1 foi composta, principalmente, por turbidez, ST, DBO, PT e *E. coli* (Figura 2 e Tabela 4). Essa componente orgânica pode ser interpretada como indicadora do lançamento de efluentes domésticos no meio aquático e refletir aspectos da degradação da matéria orgânica. Outros parâmetros fizeram parte da CP1 em alguns períodos do dia e em diferentes estações do ano. A temperatura, por exemplo, apresentou mais influência na

componente nos períodos da tarde e da noite. Além disso, na estação de estiagem, o OD integrou a CP1 somente no período da noite, provavelmente em razão da falta de atividades fotossintéticas, maximizando os efeitos negativos dos lançamentos de efluentes domésticos no riacho urbano. O maior percentual da CP1 no período da manhã (Figura 2) reforçou que as fontes pontuais de poluição relacionadas aos hábitos da população foram mais intensas nesse período. Souza *et al.* (2020) encontraram uma CP1 semelhante no monitoramento de um riacho brasileiro e destacaram que a CP encontrada representou a ação antropogênica direta e indireta na forma de poluição por efluentes industriais, agrícolas e domésticos.

**Tabela 4 - Pesos (autovetores extraídos) associados aos parâmetros avaliados nos períodos da manhã, tarde e noite nas estações de estiagem e chuvosa**

Estação	Estiagem						Chuvosa					
	Manhã		Tarde		Noite		Manhã		Tarde		Noite	
CP	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Temp	0,06	0,01	0,38	-0,31	0,31	0,50	0,19	-0,46	0,34	-0,41	0,49	-0,18
Turbidez	0,35	-0,42	0,37	0,30	0,47	-0,39	0,36	0,36	0,06	0,47	-0,17	0,52
ST	0,39	0,26	0,41	0,11	0,02	-0,28	0,44	0,09	0,52	0,06	0,54	0,18
pH	-0,06	-0,12	-0,16	0,62	-0,22	-0,27	-0,25	0,47	-0,19	0,10	0,19	-0,13
OD	0,24	0,55	0,04	0,46	0,31	-0,05	-0,28	0,37	-0,15	0,45	0,15	0,38
DBO	0,47	-0,25	0,32	0,06	0,52	-0,21	0,35	0,10	0,39	0,31	0,20	0,55
NT	-0,39	0,34	-0,09	0,44	-0,26	0,37	-0,14	-0,49	-0,03	-0,52	0,31	-0,40
PT	0,28	0,51	0,43	0,04	0,31	0,09	0,41	-0,10	0,52	-0,05	0,49	0,09
<i>E. coli</i>	0,46	0,03	0,47	0,10	0,33	0,50	0,44	0,17	0,37	0,15	0,06	0,19

Abreviações: Temp, temperatura da água; DBO, demanda bioquímica de oxigênio; OD, oxigênio dissolvido; NT, nitrogênio total; PT, fósforo total; *E. coli*, *Escherichia coli*; ST, sólidos totais; CP, componente principal. Fonte: Autor (2023).

A CP2 foi composta, sobretudo, por turbidez, NT, OD e DBO. Conforme comentado anteriormente, a vegetação ripária do riacho encontra-se parcialmente degradada, especialmente na região dos locais de amostragem, o que pode ter favorecido a entrada e ressuspensão de sedimentos, responsáveis pelo aumento da turbidez e das concentrações de NT no curso de água (SALTARELLI *et al.*, 2018). No período chuvoso, a DBO distanciou-se da CP1 ao longo do dia, integrando a CP2 nos períodos da tarde e da noite, inferindo que nestes períodos os principais insumos de matéria orgânica foram de fontes não pontuais de poluição (*e.g.*, folhas de árvores, resíduos sólidos e fezes de animais), uma vez que a CP1 caracterizou o lançamento pontual de efluentes domésticos. Em condições aeróbicas, no processo de degradação da matéria orgânica, há consumo de OD por organismos aquáticos aeróbicos (MIZUKAWA *et al.*, 2019; RIBEIRO *et al.*, 2022), o que pode explicar a correlação negativa e a presença de tais parâmetros na mesma CP. Ademais, o percentual decrescente da CP1 ao longo do dia indicou que outras atividades antrópicas desenvolvidas na bacia de drenagem tornaram-se mais intensas, como, por exemplo, a lavagem de quintais, responsável pelo aporte de outras formas de poluentes e pela maior diluição dos efluentes domésticos nas águas do riacho.

### Redução de parâmetros

Descartar variáveis para desenvolver um IQA pode atender objetivos distintos, tanto do ponto de vista pragmático (redução de equipamentos, tempo e custos) como estratégico (exclusão de fatores redundantes que podem superestimar um determinado resultado) (OLIVEIRA *et al.*, 2019). Os valores de correlação entre os parâmetros monitorados nas águas do riacho urbano, nos períodos da manhã, tarde e noite, estão apresentados separadamente para as estações de estiagem e chuvosa nas Tabelas 5 e 6, respectivamente.

A partir dos resultados obtidos, quatro dos nove parâmetros monitorados foram selecionados para compor o IQAurbano. O pH foi escolhido em razão da sua independência da maioria dos parâmetros, alta correlação com a temperatura da água, especialmente na estação de estiagem (Tabela 5), e simplicidade de medição. No geral, os parâmetros ST, DBO e PT, integrantes da CP1, apresentaram alta correlação positiva, principalmente no período da manhã (Tabelas 5 e 6), reforçando a possível redundância de alguns parâmetros do IQAcetesb no contexto de riachos urbanos que recebem aportes de esgotos domésticos. Em relação à *E. coli*, a correlação

com tais parâmetros (ST, DBO e PT) foi observada principalmente no período da manhã, mas também, em menor intensidade, nos outros períodos. Além disso, os valores de *E. coli* foram significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) nos três horários em ambas as estações. Dois deles foram escolhidos para fazer parte do IQAurbano: ST e *E. coli*. ST como referência ao lançamento de efluentes domésticos e às atividades erosivas e *E. coli* como indicador biológico e controle de doenças. Embora a DBO representasse bem o conjunto, sua análise dura cinco dias (120 h) (ST [~ 24 h], NT [~ 3 h], PT [~ 3 h] e *E. coli* [~ 24 h]), enfraquecendo o objetivo direto do índice reduzido. Por fim, o OD foi escolhido para indicar a saúde da vida aquática e a eutrofização. Dessa forma, o IQAurbano proposto é composto por pH (w: 0,23), ST (0,15), *E. coli* (0,29) e OD (0,33). A Tabela 7 apresenta o IQAurbano médio obtido a partir do cálculo de cada amostra de água do riacho (equação 3) e a comparação com os valores médios encontrados para o IQAcetesb (Tabela 3).

**Tabela 5 – Matriz de correlação entre os parâmetros monitorados nos períodos da manhã, tarde e noite para a estação de estiagem. Parâmetros altamente correlacionados (> 0,5) estão indicados em negrito**

Manhã									
	Temp	Turbidez	ST	pH	OD	DBO	NT	PT	<i>E. coli</i>
Temp	1,00	-0,10	-0,01	<b>-0,70</b>	-0,10	0,10	-0,23	0,08	0,08
Turbidez		1,00	0,35	0,09	-0,14	<b>0,87</b>	<b>-0,67</b>	-0,02	<b>0,53</b>
ST			1,00	-0,26	<b>0,63</b>	<b>0,60</b>	-0,34	<b>0,58</b>	<b>0,51</b>
pH				1,00	0,05	-0,11	-0,05	-0,09	-0,05
OD					1,00	0,13	-0,01	<b>0,75</b>	0,47
DBO						1,00	<b>-0,83</b>	0,22	<b>0,80</b>
NT							1,00	-0,06	<b>-0,67</b>
PT								1,00	<b>0,55</b>
<i>E. coli</i>									1,00

Tarde									
	Temp	Turbidez	ST	pH	OD	DBO	NT	PT	<i>E. coli</i>
Temp	1,00	0,25	0,25	<b>-0,51</b>	-0,18	<b>0,51</b>	-0,28	0,41	<b>0,61</b>
Turbidez		1,00	0,41	0,05	0,11	0,27	0,28	0,36	<b>0,88</b>
ST			1,00	-0,12	0,08	0,30	-0,01	<b>0,91</b>	0,49
pH				1,00	<b>0,55</b>	0,08	0,47	-0,10	-0,26
OD					1,00	0,38	-0,07	0,05	0,06
DBO						1,00	-0,40	0,31	0,39
NT							1,00	-0,12	0,14
PT								1,00	0,47
<i>E. coli</i>									1,00

Noite									
	Temp	Turbidez	ST	pH	OD	DBO	NT	PT	<i>E. coli</i>
Temp	1,00	0,03	-0,08	<b>-0,54</b>	0,05	0,21	0,03	0,32	<b>0,67</b>
Turbidez		1,00	0,18	0,02	0,32	<b>0,91</b>	<b>-0,54</b>	0,26	0,13
ST			1,00	-0,22	0,04	0,02	0,09	0,37	<b>-0,53</b>
pH				1,00	-0,40	0,07	0,14	-0,24	-0,18
OD					1,00	0,37	-0,15	0,06	0,18
DBO						1,00	-0,40	0,35	0,42
NT							1,00	0,05	0,16
PT								1,00	0,23
<i>E. coli</i>									1,00

Abreviações: Temp, temperatura; DBO, demanda bioquímica de oxigênio; OD, oxigênio dissolvido; NT, nitrogênio total; PT, fósforo total; *E. coli*, *Escherichia coli*; ST, sólidos totais.

Fonte: Autor (2023).

Houve correspondência, no P1, em valores médios, de 96,9, 99,1 e 92,7% (estação de estiagem) e 94,0, 100 e 100% (chuvosa) para os períodos da manhã, tarde e noite, respectivamente, entre os dois índices. Tais resultados demonstraram que as conclusões sobre a qualidade das águas do riacho estudado com o uso do IQAurbano foram similares às encontradas com o IQAcetesb (Tabela 3), indicando que o índice desenvolvido foi eficaz e apresenta potencial de ser utilizado em programas de monitoramento dos recursos hídricos superficiais urbanos. Por outro lado, no P2, a correspondência encontrada foi de 70,8, 85,3 e 81,3% (estiagem) e 73,3, 75,1 e 79,5% (chuvosa) nos respectivos períodos. Os resultados do segundo ponto de amostragem evidenciaram um comportamento mais conservador do índice desenvolvido, uma vez que menores valores de IQA representam pior qualidade da água. O P2 encontra-se a jusante do P1 e possui água de melhor qualidade,

conforme observado nos parâmetros avaliados (Tabela 2) e no IQAcetesb (Tabela 3). Desse modo, o IQAurbano mostrou-se um melhor indicador de contaminação fecal e excesso de nutrientes, variáveis importantes quando se considera a água para consumo humano (abastecimento público). No contexto geral, o índice desenvolvido foi capaz de manter os padrões sazonais e diários.

**Tabela 6 – Matriz de correlação entre os parâmetros monitorados nos períodos da manhã, tarde e noite para a estação chuvosa. Parâmetros altamente correlacionados (> 0,5) estão indicados em negrito**

Manhã									
	Temp	Turbidez	ST	pH	OD	DBO	NT	PT	<i>E. coli</i>
Temp	1,00	0,02	0,24	<b>-0,52</b>	<b>-0,55</b>	0,16	0,27	0,32	0,26
Turbidez		1,00	<b>0,79</b>	0,04	-0,23	0,46	<b>-0,54</b>	0,48	<b>0,89</b>
ST			1,00	-0,38	-0,41	<b>0,59</b>	-0,25	<b>0,79</b>	<b>0,95</b>
pH				1,00	<b>0,65</b>	-0,32	-0,19	<b>-0,51</b>	-0,27
OD					1,00	-0,16	-0,06	-0,44	-0,45
DBO						1,00	-0,33	<b>0,82</b>	<b>0,56</b>
NT							1,00	0,00	-0,41
PT								1,00	<b>0,70</b>
<i>E. coli</i>									1,00

Tarde									
	Temp	Turbidez	ST	pH	OD	DBO	NT	PT	<i>E. coli</i>
Temp	1,00	-0,46	<b>0,50</b>	-0,17	<b>-0,53</b>	-0,01	<b>0,53</b>	<b>0,62</b>	0,38
Turbidez		1,00	0,07	0,28	0,28	0,43	-0,42	-0,04	<b>0,50</b>
ST			1,00	-0,40	-0,16	<b>0,72</b>	-0,24	<b>0,85</b>	0,49
pH				1,00	0,01	-0,32	-0,03	-0,34	0,33
OD					1,00	0,14	<b>-0,68</b>	-0,26	-0,07
DBO						1,00	-0,39	<b>0,55</b>	0,42
NT							1,00	-0,06	-0,06
PT								1,00	<b>0,61</b>
<i>E. coli</i>									1,00

Noite									
	Temp	Turbidez	ST	pH	OD	DBO	NT	PT	<i>E. coli</i>
Temp	1,00	-0,40	<b>0,65</b>	0,18	0,02	-0,07	<b>0,52</b>	<b>0,58</b>	0,25
Turbidez		1,00	-0,08	-0,34	0,16	<b>0,67</b>	-0,44	-0,06	0,08
ST			1,00	0,14	0,38	<b>0,57</b>	0,30	<b>0,73</b>	0,12
pH				1,00	0,05	-0,01	0,19	0,11	0,26
OD					1,00	0,46	-0,24	0,13	0,08
DBO						1,00	-0,19	0,38	0,08
NT							1,00	0,31	<b>-0,50</b>
PT								1,00	0,04
<i>E. coli</i>									1,00

Abreviações: Temp, temperatura; DBO, demanda bioquímica de oxigênio; OD, oxigênio dissolvido; NT, nitrogênio total; PT, fósforo total; *E. coli*, *Escherichia coli*; ST, sólidos totais.

Fonte: Autor (2023).

**Tabela 7 - IQAurbano médio nos pontos de amostragem P1 e P2 do riacho estudado para cada período do dia nas estações de estiagem e chuvosa. Os valores do IQAcetesb estão apresentados entre parênteses**

Ponto amostral	P1			P2		
	Manhã	Tarde	Noite	Manhã	Tarde	Noite
IQAurbano (estiagem)	16,0 (15,5)	21,0 (20,8)	21,8 (20,2)	13,8 (19,5)	16,8 (19,7)	14,8 (18,2)
IQAurbano (chuvosa)	18,3 (17,2)	22,3 (22,3)	21,3 (21,3)	20,3 (27,7)	17,8 (23,7)	15,5 (19,5)

Fonte: Autor (2023).

O presente estudo demonstrou que pesquisadores locais e gestores ambientais podem customizar os seus próprios IQAs com base nos aspectos antrópicos da área estudada. O IQAurbano pode ser útil para ambientalistas, planejadores de políticas públicas e gestores municipais, especialmente em países em desenvolvimento e subdesenvolvidos (em razão da possível falta de recursos financeiros para um monitoramento mais robusto). Ademais, o índice pode ser importante em circunstâncias excepcionais, nas

quais a qualidade da água deve ser avaliada rapidamente, deixando de lado os parâmetros mais demorados de serem analisados, sem perder informações importantes para a gestão dos recursos hídricos. No entanto, ressalta-se que os parâmetros descartados para desenvolver o IQAurbano têm papel fundamental no monitoramento e na conservação de riachos e, quando possível, não devem ser negligenciados. Entende-se que reduzir o número de parâmetros utilizados para avaliar a qualidade das águas superficiais urbanas pode ser preciso, mas essa tarefa depende da região estudada e requer julgamento experiente na seleção dos parâmetros.

## CONCLUSÕES

A técnica estatística da ACP e o ciclo diário da qualidade da água de riachos urbanos permitiram desenvolver um IQA que pode ser usado no monitoramento de cursos de água em áreas urbanas por gestores ambientais, planejadores de políticas públicas e pesquisadores. O IQAurbano (pH, ST, *E. coli* e OD) demonstrou ser capaz de manter o propósito original do IQAcetesb, especialmente em ambientes sujeitos a entradas de águas residuárias domésticas, e manter os padrões sazonais e diários da qualidade das águas do riacho monitorado. No geral, os resultados do estudo elucidaram que reduzir o número de parâmetros de um IQA pode ser preciso e levar a economia de recursos, dinheiro e tempo. Todavia, deve ser feito após uma análise criteriosa dos aspectos antrópicos da região e depende, sobretudo, do julgamento experiente na escolha dos parâmetros. Embora os resultados obtidos apresentem informações significativas para os pesquisadores e tomadores de decisões, mais estudos são recomendados, como, por exemplo, utilizar o IQAurbano em outros riachos brasileiros e comparar os valores encontrados com outros índices com a mesma finalidade.

## AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AL-ANANZEHII, N., AL-ZBOON, K., ALSHAWARKEH, A., AL MEFLEH, N. *Design criteria for wastewater of residential community: Case study from Jordan. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, v. 7, n. 1, p. 213–221, 2012.
2. ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., MORAES GONÇALVES, J.L., SPAROVEK, G. *Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
3. ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). Atlas de Abastecimento Urbano. Disponível em [https://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/AguasBrasil/AguasBrasil15\\_19022010.pdf](https://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/AguasBrasil/AguasBrasil15_19022010.pdf). Acesso em: 02/08/2021.
4. ANA. Guia Nacional de coleta e Preservação de amostras Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e efluentes líquidos. Disponível em <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Guia-nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pdf>. Acesso em: 02/08/2021.
5. APHA (American Public Health Association). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Washington, 23ed, 2017.
6. BEGA, J.M.M., OLIVEIRA, J.N., ALBERTIN, L.L., ISIQUE, W.D. *Uso da cafeína como indicador de poluição por esgoto doméstico em corpos d'água urbanos. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 26, n. 2, 381–388, 2021.
7. BEGA, J.M.M., ZANETONI FILHO, J.A., ALBERTIN, L.L., OLIVEIRA, J.N. *Temporal changes in the water quality of urban tropical streams: An approach to daily variation in seasonality. Integrated Environmental Assessment and Management*, p. 1-12, 2022.

8. BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR). Secretaria Nacional de Saneamento (SNS). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. Brasília: SNS/MDR. 2020.
9. BRICIU, A.E., GRAUR, A., OPREA, D.I. *Water quality index of suceava river in Suceava city metropolitan area. Water (Switzerland)*, v. 12, n. 8, 2020.
10. CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. Disponível em <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites-12/2020/09/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>. Acesso em 02/08/2021.
11. CUNHA, D.G.F., CALIJURI, M.C. *Limiting factors for phytoplankton growth in subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. Lake and Reservoir Management*, v. 27, p. 162–172, 2011.
12. CUNHA, D.G.F., SABOGAL-PAZ, L.P., DODDS, W.K. *Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). Ecological Engineering*, v. 94, p. 516–524, 2016.
13. CUNHA, D.G.F., MAGRI, R.A.F., TROMBONI, F., RANIERI, V.E.L., FENDRICH, A.N., CAMPANHÃO, L.M.B., RIVEROS, E.V., VELÁZQUEZ, J.A. *Landscape patterns influence nutrient concentrations in aquatic systems: Citizen science data from Brazil and Mexico. Freshwater Science*, v. 38, n. 2, p. 365–378, 2019.
14. DOBBIE, M.J., DAIL, D. *Robustness and sensitivity of weighting and aggregation in constructing composite indices. Ecological Indicators*, v. 29, p. 270–277, 2013.
15. DODDS, W.K., TROMBONI, F., SALTARELLI, W.A., CUNHA, D.G.F. *The root of the problem: Direct influence of riparian vegetation on estimation of stream ecosystem metabolic rates. Limnology and Oceanography Letters*, v. 2, n. 1, p. 9–17, 2017.
16. HAIDER, H., ALI, W. *Diurnal variations in wastewater characteristics at Main Outfall in Lahore. Pakistan Journal of Engineering and Applied Science*, v. 10, p. 6–20, 2012.
17. IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Ilha Solteira (SP). Disponível em <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/ilha-solteira.html>. Acesso em: 15/01/2022.
18. JOLLIFFE, I.T., CADIMA, J. *Principal component analysis: a review and recent developments. Philosophical Transactions of the Royal Society a Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, v. 374, 2016.
19. KUMAR, A., MATTA, G., BHATNAGAR, S. *A coherent approach of Water Quality Indices and Multivariate Statistical Models to estimate the water quality and pollution source apportionment of Ganga River System in Himalayan region, Uttarakhand, India. Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, p. 42837-42852, 2021.
20. LIBÂNIO, M. Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água (3a ed.). 2010.
21. LOISELLE, S.A., FROST, P.C., TURAK, E., THORNHILL, I. *Citizen scientists supporting environmental research priorities. Science of the Total Environment*, 598, 937, 2017.
22. MATTA, G., KUMAR, A., NAYAK, A., KUMAR, P. *Appraisal of spatial-temporal variation nad pollution source estimation of Ganga River system through pollution indices and environmetrics in Upper Ganga basin. Applied Water Science*, v. 12, n. 33, 2022.
23. MIZUKAWA, A., FILIPPE, T.C., PEIXOTO, L.O.M., SCIPIONI, B., LEONARDI, I.R., AZEVEDO, J.C.R. *Caffeine as a chemical tracer for contamination of urban rivers. Revista Brasileira de Recursos Hidricos*, v. 24, 2019.

24. OLIVEIRA, M.D., REZENDE, O.L.T., FONSECA, J.F.R., LIBÂNIO, M. *Evaluating the surface Water quality index fuzzy and its influence on water treatment. Journal of Water Process Engineering*, v. 32, 2019.
25. RIBEIRO, N.U.F., BEGA, J.M.M., ZAMBRANO, K.T., AMÉRICO-PINHEIRO, J.H.P., CARVALHO, S.L. *Qualidade da água do rio Paraná em região de balneabilidade: discussão sobre os impactos potenciais do lançamento de efluentes provenientes de tratamento secundário. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27 n. 3, 445-455, 2022.
26. SALTARELLI, W.A., DODDS, W.K., TROMBONI, F., CALIJURI, M.D.C., NERES-LIMA, V., JORDÃO, C. E., PALHARES, J.C.P., CUNHA, D.G.F. *Variation of stream metabolism along a tropical environmental gradient. Journal of Limnology*, v. 77, n. 3, p. 359–371, 2018.
27. SOUZA, A.T., CARNEIRO, L.A.T.X., SILVA JUNIOR, O.P., CARVALHO, S.L., AMÉRICO-PINHEIRO, J.H.P. *Assessment of water quality using principal component analysis: a case study of the Marrecas stream basin in Brazil. Environmental Technology*, p. 1–10, 2020.
28. TAN, R.İ., ARSLANKAYA, E., KESGIN, E., AGACCIOGLU, H. *Determination of peaking factors for sewerage system in Antalya, tourism capital of Turkey. Water Environment Research*, p. 1–14, 2021.
29. WALSH, C.J., ROY, A.H., FEMINELLA, J.W., COTTINGHAM, P.D., GROFFMAN, P.M., MORGAN, R.P. *The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, n. 3, 706-723, 2005.
30. WIEDERKEHR, F., WILKINSON, C.L., ZENG, Y., YEO, D.C.J., EWERS, R.M., O’GORMAN, E.J. *Urbanization affects ecosystem functioning more than structure in tropical streams. Biological Conservation*, v. 249, 2020.
31. YUAN, Z., JIANG, S., SHENG, H., LIU, X., HUA, H., LIU, X., ZHANG, Y. *Human perturbation of the global phosphorus cycle: changes and consequences. Environmental Science and Technology*, v. 52, n. 5, p. 2438-2450, 2018.
32. ZAMBRANO, K.T., POLETO, C., OLIVEIRA, J.N. *A comparative analysis on water quality in an urban micro watershed. Management of Environmental Quality: An International Journal*, v. 28, n. 4, p. 566–578, 2017.