

Artigo Técnico

Dinâmica temporal da qualidade da água em um córrego urbano

Temporal dynamics of water quality in an urban stream

João Miguel Mercês Bega^{1*} , Jefferson Nascimento de Oliveira¹ , Liliane Lazzari Albertin¹ 

RESUMO

A urbanização conduz ao acréscimo de superfícies de baixa permeabilidade nas bacias hidrográficas, o que resulta em aumento no volume de água pluvial escoado superficialmente nos terrenos e, conseqüentemente, na ampliação de poluentes carregados aos cursos de água receptores, o que pode prejudicar a qualidade de suas águas. O objetivo principal da presente pesquisa foi analisar a variação da qualidade da água ao longo do dia em um córrego impactado por área urbana por meio do índice de qualidade das águas (IQA_{CETESB}) e dos parâmetros envolvidos no seu cálculo. A coleta de amostras foi realizada uma vez ao mês, durante o período de sete meses, nos seguintes horários: 8h, 14h e 19h. No geral, foram encontradas baixas concentrações de oxigênio dissolvido e altos teores de matéria orgânica e nutrientes no córrego avaliado. A amostragem em diferentes períodos do dia foi eficiente em relação ao entendimento dos processos antrópicos que acontecem na sub-bacia estudada (e.g., lançamento de esgoto doméstico *in natura* e aporte intenso de fósforo no período da manhã). Além disso, foi observada uma oscilação significativa no valor do IQA_{CETESB} entre os três períodos do dia, tal como em junho de 2018: 52 (manhã) e 23 (noite). Dessa forma, a avaliação do IQA_{CETESB} conduzida em apenas um horário do dia pode deixar passar informações essenciais para os gestores ambientais, resultando em uma visão errônea do problema.

Palavras-chave: índice de qualidade das águas; poluição difusa; degradação ambiental.

ABSTRACT

Urbanization leads to the addition of areas of low permeability in watersheds, which results in an increase in the volume of rainwater drained superficially and, consequently, in the expansion of pollutants carried to the receiving watercourses, which may impair the quality of their waters. The main objective of this research was to analyze the variation in water quality throughout the day in a stream impacted by urban areas through the water quality index (WQI_{CETESB}) and the parameters involved in its calculation. Sample collection was performed once a month, for a period of seven months, at the following times: 8:00 am, 2:00 pm, and 7:00 pm. In general, low concentrations of dissolved oxygen and high levels of organic matter and nutrients were found in the stream evaluated. Sampling at different times of the day was efficient in terms of understanding the anthropic processes that take place in the studied sub-basin (e.g., the release of fresh domestic sewage and intense phosphorus input in the morning). In addition, a significant fluctuation in the value of the WQI_{CETESB} was observed between the three periods of the day, as in June 2018: 52 (morning) and 23 (night). Thus, the evaluation of the WQI_{CETESB} conducted in only one hour of the day can pass on essential information for environmental managers, resulting in an erroneous view of the problem.

Keywords: water quality index; nonpoint pollution; environmental degradation.

INTRODUÇÃO

A pressão antropogênica exercida sobre os ecossistemas aquáticos pode resultar no decréscimo da qualidade de suas águas. Parte dos ambientes aquáticos em meio urbano por todo o planeta encontra-se degradado (RIGOTTI; POMPÊO, 2011; SILVA *et al.*, 2016; KAY *et al.*, 2017; PESSOA; ORRICO; LORDÊLO, 2018; CARSTENS; AMER, 2019; BEGA *et al.*, 2020). As práticas desenvolvidas pela população, o planejamento do uso e da ocupação do solo, a frequência na coleta de resíduos sólidos, a disponibilidade de rede de esgotamento sanitário, a eficiência do sistema de tratamento de águas residuárias e a manutenção de obras de drenagem são fatores condicionantes na conservação dos cursos de água em

área urbana. Por sua vez, os rios e córregos estão entre os ecossistemas mais prejudicados pelas atividades antrópicas (SZYMANSKA *et al.*, 2020), com reflexos diretos na perda de serviços ecossistêmicos, definidos como os benefícios diretos e indiretos que as pessoas obtêm dos ecossistemas (fornecimento, regulação, suporte e valores culturais) (LIU *et al.*, 2019).

Além das alterações na qualidade da água de rios e córregos urbanos, o processo de urbanização provoca mudanças no trajeto da água pluvial escoada em relação ao seu ciclo natural, pela substituição da vegetação por superfícies de baixa permeabilidade (FERREIRA; WALSH; FERREIRA, 2018), podendo colocar a vida das pessoas em risco com a ocorrência de eventos hidrológicos extremos

¹Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Ilha Solteira (SP), Brasil.

*Autor correspondente: joamiguelbega@gmail.com

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: nenhum.

Recebido: 01/05/2018 - Aceito: 12/10/2020 - Reg. Abes: 20200163

(e.g., inundações, enchentes e alagamento de galerias pluviais) (LIU *et al.*, 2015; LIU; BRALTS; ENGEL, 2015). Ademais, o deflúvio pluvial que escoia superficialmente na bacia hidrográfica pode carrear diversos poluentes (e.g., substâncias tóxicas, bactérias e resíduos sólidos) (ZHAN; NI; XIE, 2016). Tais poluentes, ao atingirem os cursos de água, acrescidos das cargas provenientes de fontes pontuais de poluição (e.g., efluentes industriais e despejo de esgoto doméstico *in natura*), propiciam modificações em suas variáveis físicas, químicas e biológicas.

No que lhe diz respeito, a análise temporal da qualidade da água pode refletir as mudanças no uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica (KALSCHUR *et al.*, 2012). Além disso, a sua avaliação é uma ferramenta importante para verificar o quanto as ações antrópicas impactam os cursos de água. A maioria das pesquisas conduzidas nos últimos anos consideraram estudos sazonais, geralmente realizados uma vez ao mês, que contemplam o período chuvoso e de estiagem (ORTEGA; CARVALHO, 2013; MENEZES *et al.*, 2016; EJOH *et al.*, 2018; MEDEIROS; SILVA; LINS, 2018). No entanto, muito pouco tem sido explorado em relação aos índices empregados para aferir a qualidade das águas superficiais ao longo do dia, especialmente sobre o índice de qualidade da água utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (IQA_{CETESB}). A CETESB faz uso desse índice com vistas a que ele sirva de informação básica sobre a qualidade da água para uso público, bem como para o gerenciamento ambiental das 22 unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRH) do Estado de São Paulo (CETESB, 2015). As variáveis de qualidade que fazem parte do seu cálculo refletem, sobretudo, a poluição dos cursos de água ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos.

Qualquer ambiente na proximidade de cidades enfrenta sérios desafios em relação à poluição de suas águas (CARSTENS; AMER, 2019). O córrego Sem Nome, inserido em uma sub-bacia urbana, costumava ter valor paisagístico para o município de Ilha Solteira, localizado no estado de São Paulo. Entretanto, a evolução de sua degradação ao longo dos anos, demonstrada por Poletto (2003), Ortega e Carvalho (2013) e Zambrano *et al.* (2017), elucida os problemas ordinários de mau cheiro, vetores de veiculação hídrica e eventos hidrológicos extremos no local. Esse córrego representa a situação de inúmeros cursos de água em ambientes urbanos em nível mundial. Além disso, por ser um curso de água de pequeno porte e primeira ordem, uma análise sobre ele pode demonstrar a dinâmica da influência antrópica sobre a qualidade da água em tais ambientes (i.e., urbano).

Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo principal analisar a variabilidade do IQA_{CETESB} e de seus parâmetros (i.e., físicos, químicos e biológico) ao longo do dia em um córrego impactado por área urbana, de forma a permitir o entendimento do comportamento do índice durante os diferentes períodos (i.e., manhã, tarde e noite). Uma hipótese importante do trabalho está relacionada ao fato de que, em virtude das oscilações nos valores das variáveis que compõem o índice ao longo do dia (e.g., pela disponibilidade de luz e pelo aporte de efluentes não contínuo), o seu valor altera-se, acompanhando as mudanças nos parâmetros isolados.

METODOLOGIA

Área de estudo

O córrego Sem Nome (Figura 1) encontra-se inserido na maior sub-bacia urbana de Ilha Solteira (SP), entre as coordenadas geográficas 51°06'35"W e

20°38'44"S. De acordo com o último censo, a população do município corresponde a 25.144 habitantes (IBGE, 2010). A sub-bacia do córrego Sem Nome tem área de 3,47 km², referente a 80% da área urbana da cidade. O córrego apresenta sua nascente na sub-bacia e recebe toda a drenagem pluvial gerada. Ao longo de sua extensão são observados taludes com solo exposto e mata ciliar degradada. Por sua vez, o córrego Sem Nome não se encontra enquadrado no licenciamento ambiental dos corpos de água superficiais. Assim, adotou-se a Classe 2 em função dos usos preponderantes mais exigentes, até que a autoridade outorgante tenha informações necessárias à sua definição.

Os solos encontrados na região são do tipo latossolos vermelhos e argilosos vermelho-amarelos, sendo o relevo do terreno definido por colinas médias e amplas (SANTIM, 2010). Por meio da classificação de Köppen, o clima do local caracteriza-se como semiúmido, Aw, marcado por estiagem no inverno e chuvas intensas no verão. O índice pluviométrico da cidade é da ordem de 1.300 mm por ano, predominantemente concentrado no período de novembro a março (80%), e a temperatura média corresponde a 23,5 °C (ALVARES *et al.*, 2013).

Monitoramento ambiental e amostragem

De modo a avaliar espacialmente a qualidade da água no córrego Sem Nome, foram escolhidos dois pontos de interesse, distantes 250 m entre si. O primeiro (P1: ponto de montante) localiza-se na rua Sete de Setembro (51°20'06"W e 20°25'50"S), e o segundo (P2: ponto de jusante) na avenida Quinze de Outubro (51°20'06"W e 20°25'59"S). As profundidades médias da lâmina da água verificadas nas seções dos pontos P1 e P2 foram de 0,15 e 0,40 m, respectivamente. Ambas as localidades foram escolhidas por apresentarem mau cheiro e vetores de veiculação hídrica. O ponto P2 conta, ainda, com uma série histórica de dados levantados por Poletto (2003), Ortega e Carvalho (2013) e Zambrano *et al.* (2017). Por se tratar de uma área de estudo de pequena dimensão (3,47 km²), considerou-se que mais pontos de amostragem não seriam tão significativos, visto que as piores localidades foram escolhidas por meio de uma avaliação preliminar de reconhecimento da sub-bacia.

O monitoramento ambiental do córrego Sem Nome foi conduzido entre os meses de novembro de 2017 e junho de 2018, sempre com frequência mensal, de modo a se obter a avaliação sazonal das variáveis físicas, químicas e biológica estudadas. Em cada mês, três amostras pontuais de água superficial foram coletadas para cada ponto de interesse (P1 e P2), uma em cada período do dia, nos seguintes horários: 8h, 14h e 19h. A metodologia adotada na coleta seguiu o que está definido no *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos* (CETESB, 2011).

Os parâmetros avaliados e os métodos empregados foram: potencial hidrogeniônico (pH) (eletrométrico), temperatura (dilatação volumétrica), turbidez (nefelométrico), sólidos totais (ST) (gravimétrico), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (teste de DBO_{5,20}), oxigênio dissolvido (OD) (Winkler modificado), nitrogênio total (NT) (Hach 10071), fósforo total (FT) (colorimétrico) e coliformes termotolerantes (CT) (placas Petrifilm 3M — contagem de *Escherichia Coli* — *E. Coli*). As análises foram conduzidas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira da Universidade Estadual Paulista (FEIS/UNESP) utilizando o procedimento metodológico descrito no *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2017). A qualidade da água foi aferida em todas as coletadas por meio do cálculo do IQA_{CETESB}, desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF) e adaptado pela CETESB. O processo de cálculo do índice e a classificação dos

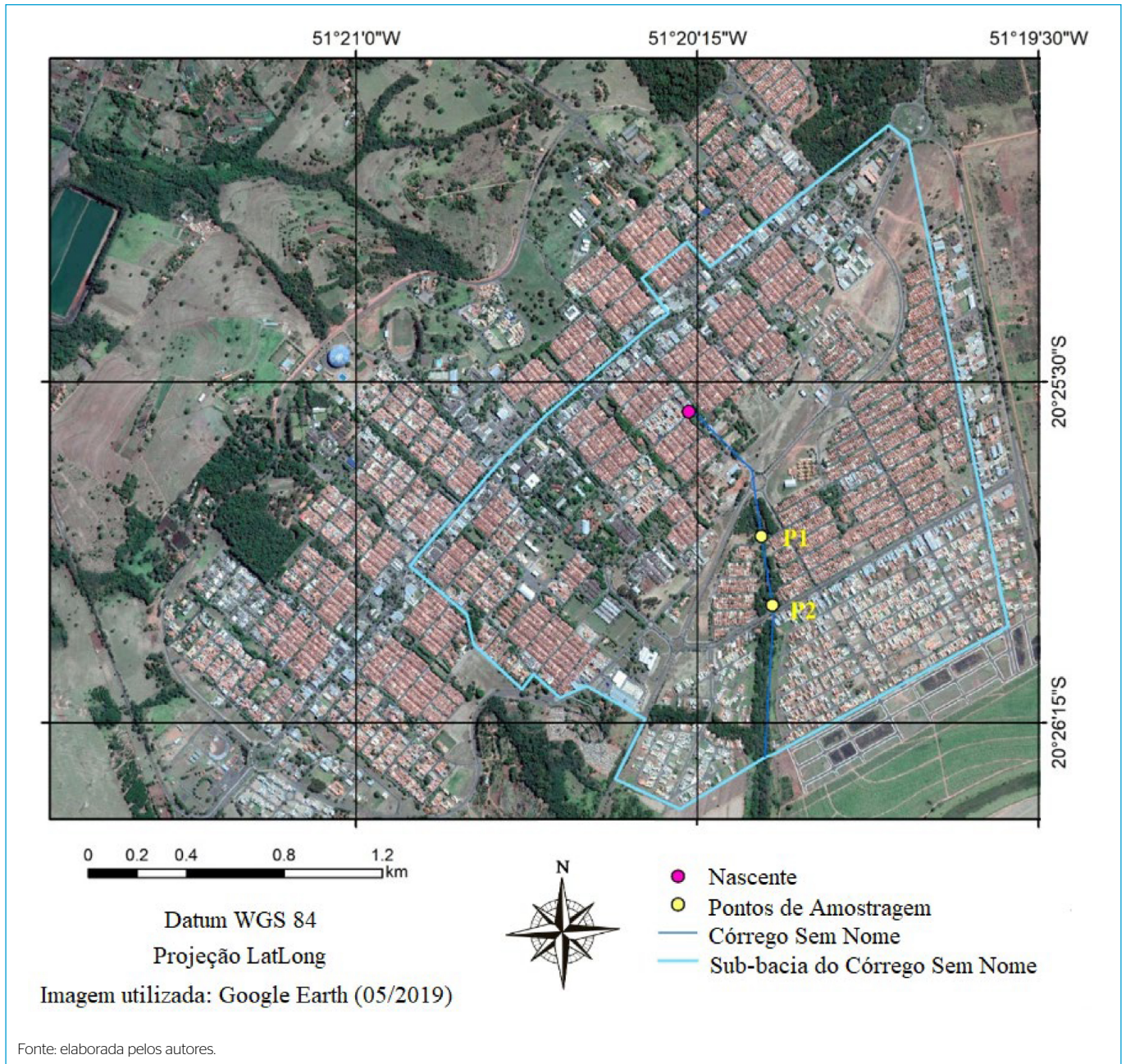


Figura 1 - Sub-bacia do córrego Sem Nome com os pontos de amostragem.

resultados encontrados estão apresentados detalhadamente no Apêndice C da série de relatórios publicados pela CETESB, intitulados *Índices de qualidade da água* (CETESB, 2015).

Os dados obtidos foram analisados de forma descritiva pelo cálculo das médias, mínimos e máximos. Foram elaborados gráficos e tabelas que facilitaram a visualização e a interpretação dos resultados. Além disso, foi realizada uma análise de conformidade dos parâmetros com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n° 357/05 (BRASIL, 2005). Aplicaram-se, ainda, análises de regressão linear múltipla entre os parâmetros envolvidos no cálculo do IQA_{CETESB}, buscando aferir o nível de correlação. As análises estatísticas foram realizadas no *software* OriginPro2015. Por fim, para melhores compreensão e

organização dos resultados, adotou-se a seguinte nomenclatura: 1 e 2: pontos P1 e P2, respectivamente; e A, B e C: manhã, tarde e noite, respectivamente. Dessa forma, o índice 1A diz respeito ao valor da variável aferida no ponto P1, no período da manhã.

Índices pluviométricos

A precipitação que ocorre no dia da coleta das amostras, assim como em dias anteriores, tem influência direta nos resultados obtidos, pois o carreamento de poluentes presentes nas superfícies dos terrenos e a sua posterior diluição nos cursos de água dependem de tal fenômeno meteorológico. Os índices pluviométricos utilizados na pesquisa foram retirados do banco de

dados da Área de Hidráulica e Irrigação do Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos, vinculado à FEIS/UNESP. A Tabela 1 apresenta os valores de precipitação mensal total nos meses de amostragem e chuvas diárias importantes ao estudo. Nos dias de coleta, entre os três períodos, os dados de chuva foram iguais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 2 apresenta as variações diária e sazonal dos parâmetros físicos estimados: temperatura, turbidez e ST.

Em relação à temperatura, no ponto P1 os valores estiveram entre 12,5 e 29,5°C (valor médio: 23,5°C). No ponto P2, os resultados variaram de 13,8 a 32,2°C (valor médio: 23,8°C). Em ambas as localidades, os valores mínimos foram aferidos no período da manhã e os máximos no da tarde. Tal comportamento é esperado e relacionado à incidência de radiação solar. Observou-se, ainda, que o curso de água apresentou variações sazonais de temperatura decorrentes do regime climático normal da região (OLIVEIRA *et al.*, 2008; MENEZES *et al.*, 2016; SALTARELLI *et al.*, 2018). Além da disponibilidade de radiação solar, outros fatores influenciaram no parâmetro temperatura, a saber: profundidade e largura do canal, altitude, latitude e período do ano. Os pontos P1 e P2 são rasos (profundidade da lâmina da água não superior a 0,40 m). Assim, o fato de o canal ser mais largo no ponto P2 propiciou os maiores valores de temperatura durante a pesquisa, em virtude da área de exposição da superfície do curso de água (i.e., sem sombreamento). Menezes *et al.* (2016) também verificaram a influência de maiores larguras no aumento da temperatura.

Os maiores valores da variável turbidez foram obtidos no ponto P1 (valor médio: 171,92 *Nefelometric Turbidity Unit* — NTU) superiores aos encontrados no ponto P2 (valor médio: 29,80 NTU). No ponto P1, foi aferido, no período da tarde, o valor máximo de 2.204,00 NTU, o qual superou em aproximadamente 1.300% o valor médio no mesmo ponto (i.e., 171,92 NTU). Na coleta da amostra que gerou esse resultado, foi observada uma mancha de coloração marrom na água, fenômeno característico da lavagem de solo, que indica a possível existência de uma fonte pontual de poluição, dado que não houve nenhuma precipitação no dia de amostragem (Tabela 1). Ademais, os elevados valores de turbidez medidos no ponto P1 podem ser decorrentes da falta de preservação da mata ciliar e, sobretudo, da dinâmica da água, uma vez que ocorre o estrangulamento do canal (i.e., diminuição da largura e profundidade) nesse

ponto em relação aos trechos de montante, o que provoca a ressuspensão do material de fundo pelo aumento da velocidade, podendo também causar erosão da margem. Medeiros, Silva e Lins (2018) destacaram que os altos valores de turbidez encontrados em pontos específicos de um rio em área agropecuária foram decorrentes de zonas desprovidas de mata natural. Haddad e Magalhães Jr. (2010) reforçaram a influência do uso e ocupação do solo sobre valores de turbidez. Os autores verificaram que cursos de água desprovidos de vegetação ripária geralmente apresentam valores mais altos de turbidez em comparação com os de mata ciliar preservada.

De modo geral, acerca do parâmetro físico ST, no córrego os valores estiveram entre 22,00 e 1.312,00 mg.L⁻¹ durante o período monitorado. As concentrações variaram de 92,00 a 1.312,00 mg.L⁻¹ e de 22,00 a 542,00 mg.L⁻¹ nos pontos P1 e P2, respectivamente. Entende-se que a erosão é um fenômeno preponderante na presença de sólidos nos cursos de água e está relacionada, especialmente, com o desmatamento de matas ciliares e a mudança no uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (KUJANOVÁ; MATOUSKOVÁ; HOSEK, 2018; MELLO *et al.*, 2018; ZIMBRES; MACHADO; PERES, 2018). No entorno dos dois pontos estudados, foi observado que a degradação da vegetação ripária é mais intensa no ponto P1 em comparação ao ponto P2, o que justifica os maiores valores de ST e turbidez encontrados no ponto P1. Além do mais, na estação de estiagem, compreendida entre março de 2018 e junho de 2018, foram aferidas as maiores concentrações de ST no córrego, possivelmente em decorrência do aporte de esgotos domésticos lançados de forma indevida (i.e., ligações clandestinas) (ORTEGA; CARVALHO, 2013; ZAMBRANO *et al.*, 2017). Dessa maneira, foi verificado que no córrego Sem Nome a precipitação melhora a qualidade da água em termos de ST, visto que, com a sua ocorrência, as menores concentrações foram obtidas (i.e., agente diluidor).

Os resultados levantados para os parâmetros químicos envolvidos no cálculo do IQA_{CETESB} estão apresentados na Figura 3, a saber: pH, OD, DBO, FT e NT.

No que se refere ao pH, no geral, os valores encontrados ficaram entre 7,14 e 8,30, compatíveis com o intervalo recomendado para a manutenção da vida aquática em águas naturais de superfície, de 6,0 a 8,5, de acordo com Libânio (2010). Embora muito próximos, os valores medidos no ponto P1 foram maiores que os averiguados no ponto P2 na maioria das coletas (> 90%). Em relação à variabilidade diária, os valores mais altos de pH foram encontrados no período da tarde. Além disso, observou-se que os dias ensolarados e sem nenhuma precipitação (i.e., entre março e junho de 2018) proporcionaram maiores valores de pH na água do córrego em comparação aos dias nublados e com precipitação. A maior insolação está associada à maior atividade fotossintética (e.g., pelas algas) e, conseqüentemente, ao maior consumo de dióxido de carbono (CO₂), resultando na elevação de pH. Damasceno *et al.* (2015), pelo monitoramento sazonal da qualidade da água no rio Amazonas, no Amapá, também verificaram a diminuição no valor do pH em períodos chuvosos.

Durante o período de monitoramento, as maiores concentrações de OD foram estimadas à noite (P1) e à tarde (P2). No mês de março de 2018, foi encontrada a concentração de OD igual a 0,0 mg.L⁻¹ no período da noite no ponto P2. Dodds *et al.* (2017) e Saltarelli *et al.* (2018) relataram que a dinâmica do OD pode ser associada à evapotranspiração realizada pelas árvores, na qual a água com menor concentração de OD presente no entorno das raízes é transpirada nos períodos ensolarados. Tal processo produz um padrão análogo ao da fotossíntese no córrego, pelo aumento da concentração de OD no período da tarde e sua diminuição à noite. Diante do resultado obtido, demonstrou-se

Tabela 1 – Precipitações mensais e diárias durante o período de monitoramento.

Data da amostragem	Precipitação mensal (mm)	DO (mm)	D1 (mm)	D2 (mm)	D3 (mm)
24/11/2017	311,8	0,0	0,0	1,0	16,8
21/12/2017	263,9	0,5	20,3	0,0	36,6
30/01/2018	259,8	2,5	0,5	0,0	11,7
02/03/2018	94,0 (fevereiro)	2,5	2,8	0,0	0,5
24/03/2018	51,8	0,0	0,0	0,0	0,0
05/05/2018	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0
08/06/2018	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0

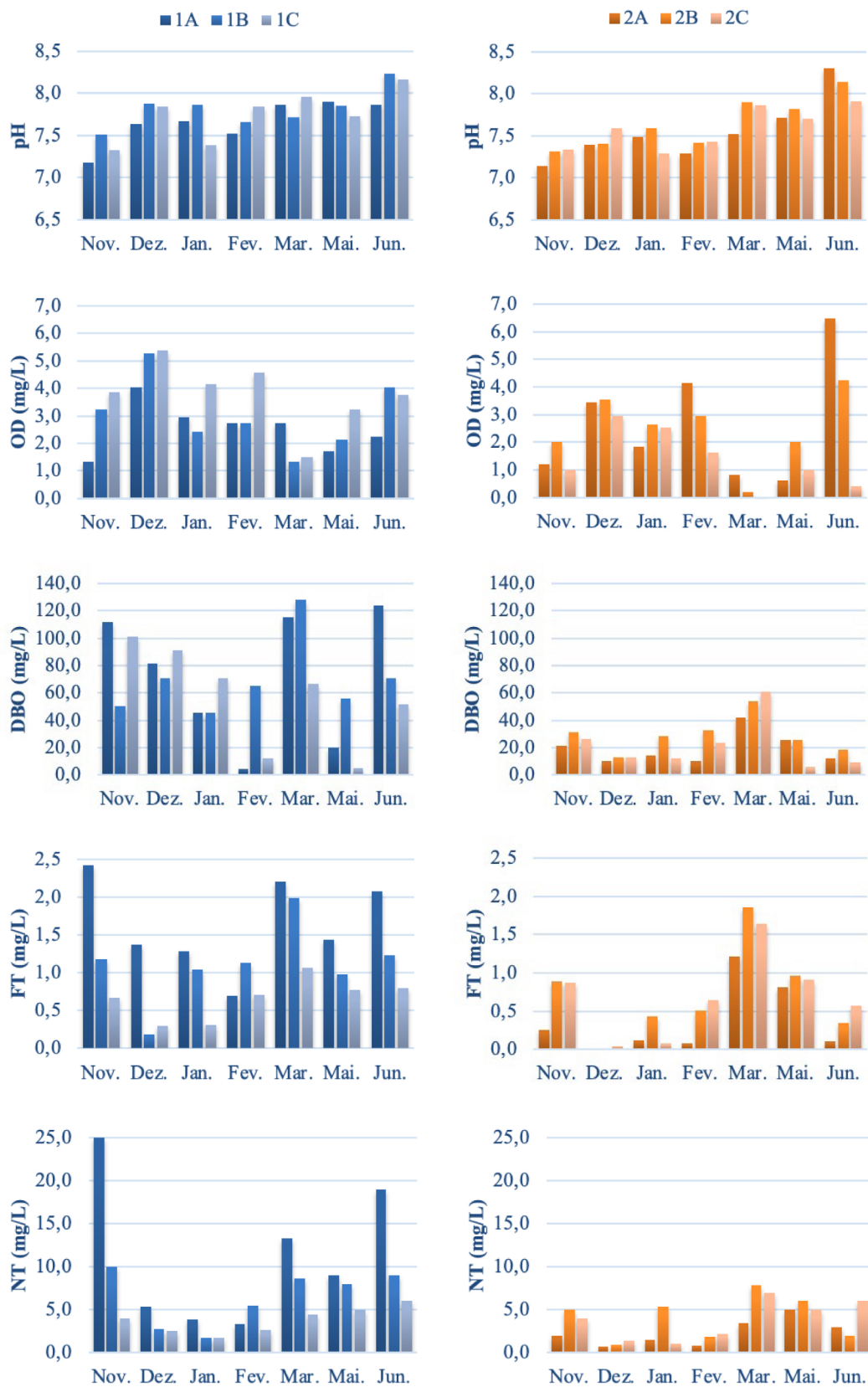
DO: precipitação ocorrida no dia da coleta; D1, D2 e D3: precipitação ocorrida um, dois e três dias antes da amostragem, respectivamente.

Fonte: elaborada pelos autores.



ST: sólidos totais; NTU: unidade de turbidez nefelométrica.
 Fonte: elaborada pelos autores.

Figura 2 - Variações diárias e sazonais dos parâmetros físicos estimados nos pontos P1 (esquerda) e P2 (direita).



pH: potencial hidrogeniônico; OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; FT: fósforo total; NT: nitrogênio total.
 Fonte: elaborada pelos autores.

Figura 3 - Variações diárias e sazonais dos parâmetros químicos avaliados nos pontos P1 (esquerda) e P2 (direita).

que a saúde ecológica do córrego Sem Nome se encontra afetada dado que o OD é indispensável à manutenção dos organismos aeróbios, podendo causar a mortalidade de peixes em concentrações inferiores à necessária para a sobrevivência desses seres vivos (MADER *et al.*, 2017; BANNERJEE *et al.*, 2019). Poletto (2003) e Ortega e Carvalho (2013) encontraram concentrações de OD superiores às estimadas nesta pesquisa. Os autores monitoraram o córrego Sem Nome no ponto P2 nos anos de 2002 (POLETO, 2003) e 2011 (ORTEGA; CARVALHO 2013). Desse modo, foi possível inferir que a concentração de OD diminuiu em relação às duas últimas décadas. A sua depleção ao longo dos anos está vinculada ao aumento da poluição gerada na bacia, atribuída às possíveis ligações irregulares de esgoto doméstico na rede de drenagem pluvial e ao mau planejamento do uso e ocupação do solo.

A sub-bacia do córrego Sem Nome passou por um intenso processo de urbanização entre os anos de 2002 e 2018. Novos loteamentos foram implantados em direção ao seu exutório. Além disso, houve o desgaste paulatino das manilhas de concreto da rede coletora de água pluvial municipal, o que acabou prejudicando a correta disposição final do volume pluvial escoado e gerando problemas corriqueiros de alagamentos em partes centrais da cidade e inundações nos arredores do córrego, especificamente no ponto P1. De acordo com a pesquisa realizada por Poletto (2003), nenhuma concentração de OD no córrego em 2002 foi inferior a $6,00 \text{ mg.L}^{-1}$. Pelo que pode ser observado nos resultados apresentados na Figura 3, apenas no mês de junho de 2018, no período da manhã, esse valor foi superado, o que demonstra o efeito prejudicial da presença de população e das práticas desenvolvidas por ela na água do córrego, principalmente em decorrência de um planejamento territorial falho sob o aspecto de preservação dos recursos naturais (e.g., curso de água).

O parâmetro químico DBO está diretamente relacionado com a concentração de matéria orgânica no ambiente aquático. Os maiores teores de DBO foram obtidos no ponto P1, variando de $4,11$ a $127,64 \text{ mg.L}^{-1}$ (valor médio: $44,67 \text{ mg.L}^{-1}$). No entanto, no ponto P1 também foram encontradas as maiores concentrações de OD. *A priori*, esperava-se que as elevadas concentrações de OD no ponto P1 estivessem associadas a teores de DBO menores em comparação ao ponto P2 (i.e., pela degradação da matéria orgânica). Entretanto, o resultado obtido evidenciou a influência da profundidade e da largura do canal na reaeração da água. O canal é mais raso no ponto P1 cerca 25 cm em relação ao ponto P2, além de ser mais estreito. Tais fatores contribuíram para a melhor reaeração no ponto P1. Da comparação das concentrações de OD com os teores de DBO encontrados no córrego em todas as coletas, foram obtidas fraca correlação negativa ($r = 0,14$) no ponto P1 e moderada correlação negativa no ponto P2 ($r = 0,51$).

Outrora supracitado, a precipitação influencia a qualidade da água. Os maiores teores de DBO tanto no ponto P1 quanto no ponto P2 foram estimados no período de estiagem, compreendido entre os meses de março e junho de 2018, o que pode indicar o lançamento de esgoto doméstico *in natura* no córrego por meio da existência de ligações clandestinas, uma vez que a chuva propiciou a diluição. Especialmente, ainda, os teores de DBO foram menores no ponto P2 em comparação ao ponto P1 em virtude do processo de autodepuração. No trajeto entre os pontos P1 e P2 não há nenhum despejo de efluentes que justifique aumento na concentração de matéria orgânica. Dessa maneira, mesmo com a pequena distância entre os pontos de amostragem, de 250 m, o efeito depurativo mostrou-se significativo.

O fósforo caracteriza-se por ser o principal fator limitante da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos tropicais e é apontado como o responsável pela eutrofização de tais ambientes (DU *et al.*, 2018). No período de estiagem, entre os meses de março e junho de 2018, foram encontradas as maiores concentrações de FT, que indicam a menor influência da poluição difusa em relação à pontual (e.g., lançamento de esgoto clandestino e utilização de detergentes superfosfatados). Por sua vez, a menor concentração de FT foi encontrada em dezembro de 2017, um mês chuvoso com reflexos diretos das chuvas anteriores à amostragem, como as de novembro, que favoreceram o aumento do nível de água no lençol freático que abastece o córrego. Observou-se, também, que nos meses de janeiro e fevereiro de 2018 os valores foram mais baixos comparados aos de outros períodos influenciados pelas precipitações médias mensais anteriores. Os valores de concentração de FT obtidos por Poletto (2003) em um ponto de amostragem no córrego Sem Nome foram, em média, 450% maiores que os estimados na presente pesquisa. Por outro lado, Ortega e Carvalho (2013) encontraram concentrações 160% menores que as apresentadas na Figura 3. Poletto (2003) relacionou as altas concentrações de FT com as práticas agrícolas desenvolvidas na sub-bacia no início do século XXI. Ortega e Carvalho (2013) destacaram que, apesar de as concentrações de FT estimadas terem sido menores que as obtidas por Poletto (2003), elas ainda eram superiores às recomendadas pela Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005).

Ao longo do dia, as maiores concentrações de FT no ponto P2 foram encontradas nos períodos da tarde e da noite. No entanto, no ponto P1 as maiores concentrações foram medidas no período da manhã. Entre os pontos P1 e P2 não existe nenhum aporte de poluentes específico. Portanto, o suposto efluente doméstico lançado, por meio da galeria pluvial, a montante do ponto P1 corrobora os valores encontrados no local. Em virtude das características das seções do canal nos dois locais avaliados, a menor velocidade da água no ponto P2 acaba propiciando maior volume de água e minimizando os efeitos dos poluentes lançados anteriormente. Supõe-se que os efluentes na sub-bacia do córrego Sem Nome sejam lançados no córrego em maior quantidade no período da manhã.

No âmbito dos nutrientes, tem-se, ainda, o NT. As suas concentrações no córrego estiveram entre $0,7$ e $25,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (manhã), entre $0,9$ e $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (tarde) e entre $1,0$ e $6,9 \text{ mg.L}^{-1}$ (noite). No ponto P1 foram aferidas as maiores concentrações, principalmente no período da manhã. O resultado obtido reforça que as principais fontes de poluição na sub-bacia encontram-se antes do ponto P1, dado que a sua concentração diminuiu no ponto P2. Medeiros, Silva e Lins (2018) encontraram, em uma bacia hidrográfica com desenvolvimento de práticas agropecuárias, concentrações médias de NT de até $0,027 \text{ mg.L}^{-1}$ no período de estiagem e de até $0,022 \text{ mg.L}^{-1}$ no chuvoso. Zambrano *et al.* (2017), no ponto P2 no córrego Sem Nome, obtiveram valores na mesma faixa dos aferidos nesta pesquisa (i.e., entre $0,7$ e $25,0 \text{ mg.L}^{-1}$). Averiguou-se no mês de novembro de 2017, no ponto P1 e no período da manhã, a concentração máxima de $25,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Tal concentração é superior à menor encontrada por Souza *et al.* (2015) para um efluente secundário de uma estação de tratamento de esgoto doméstico, igual a $22,0 \text{ mg.L}^{-1}$. De fato, no momento da coleta seria possível a ocorrência de um lançamento pontual de poluentes no córrego, por suas altas concentrações de nutrientes ($2,4$ e $25,0 \text{ mg.L}^{-1}$ para FT e NT, respectivamente) e DBO ($110,0 \text{ mg.L}^{-1}$, além do baixo teor de OD ($1,24 \text{ mg.L}^{-1}$). Valores altos de FT, NT e DBO também foram aferidos em outros meses, o que demonstra a degradação do ambiente aquático estudado.

O único parâmetro biológico envolvido no cálculo do IQA_{CETESB} são os CT (Figura 4). No ponto P1 os valores encontrados variaram de $5,0E + 05$ a $7,9E + 06$ NMP/100 mL e, no ponto P2, de $5,0E + 04$ a $6,5E + 06$ NMP/100 mL. Em todas as amostras foram detectadas colônias formadoras de *E. coli*, o que indica contaminação fecal, que pode ser provocada pelo lançamento de esgoto doméstico *in natura*. No mês de março de 2018, nos três períodos do dia, foram encontradas as maiores quantidades de CT nas amostras de água do córrego, coincidindo com o mês em que os maiores teores de DBO e as menores concentrações de OD foram verificados. Menezes *et al.* (2016), ao avaliarem a relação entre a qualidade da água e o uso e ocupação do solo, obtiveram os maiores números de *E. coli* em áreas urbanas. Poletto (2003) e Ortega e Carvalho (2013), em estudos no córrego Sem Nome, encontraram valores de CT inferiores aos apresentados nesta pesquisa.

Na análise de conformidade dos parâmetros com a Resolução CONAMA nº357/05 (BRASIL, 2005), foram obtidos os percentuais dos resultados que não atenderam aos valores estabelecidos para um curso de água Classe 2 (BRASIL, 2005) (Figura 5). O pH foi a única variável que esteve de acordo com o indicado

pela resolução em todas as amostras. Posteriormente, os parâmetros turbidez e ST, o segundo comparado com o limite estabelecido para sólidos dissolvidos totais, apresentaram os percentuais mais baixos de desconformidade com a legislação brasileira. As demais variáveis, com seus percentuais de desconformidade elevados, refletem as práticas de uso e ocupação do solo inadequadas na sub-bacia.

Após a avaliação de cada parâmetro que compõe o IQA_{CETESB} foi feita uma análise do valor encontrado para o índice em todas as coletas (Figura 6).

Os valores mínimos e máximos obtidos para o IQA_{CETESB} foram 14 e 38 no ponto P1 (valores médios: 26 (A), 25 (B) e 32 (C)) e 14 e 52 no ponto P2 (valores médios: 40 (A), 33 (B) e 31 (C)), respectivamente. No ponto P1 foram encontrados os valores do IQA_{CETESB} mais baixos no período de monitoramento do córrego Sem Nome, de acordo com o que foi observado nos parâmetros analisados isoladamente. Ademais, a qualidade da água foi pior nos meses de estiagem (março, maio e junho) em comparação aos meses chuvosos (novembro, dezembro, janeiro e fevereiro).

A CETESB classifica a qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo por meio de uma tabela vinculada a valores do IQA_{CETESB} . Nesta pesquisa,

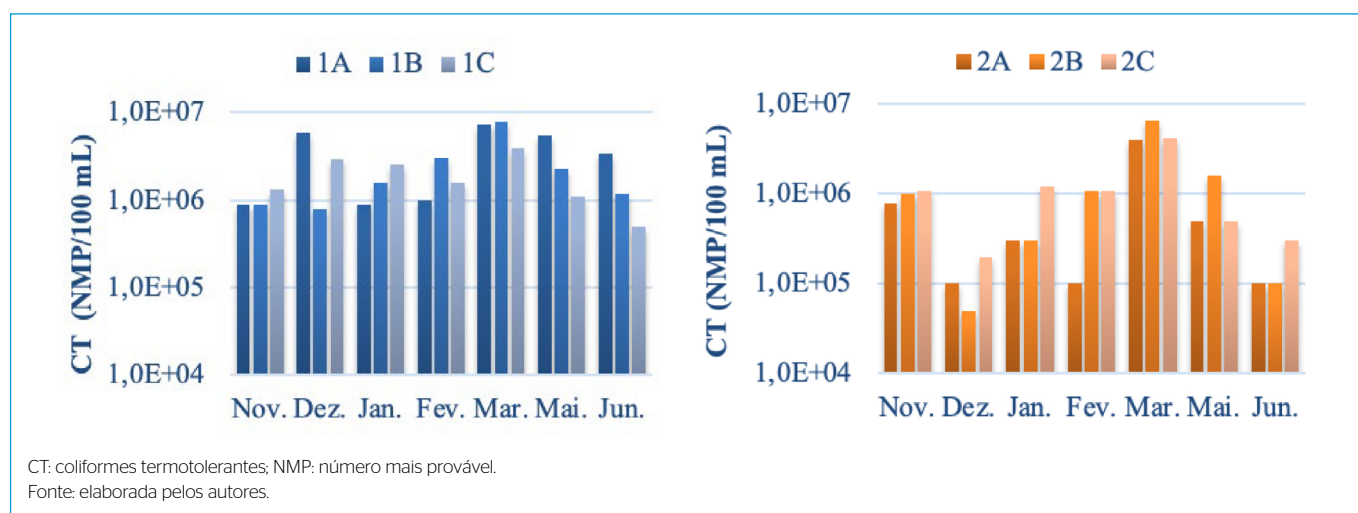


Figura 4 - Variações diária e sazonal do parâmetro biológico avaliado nos pontos P1 (esquerda) e P2 (direita).

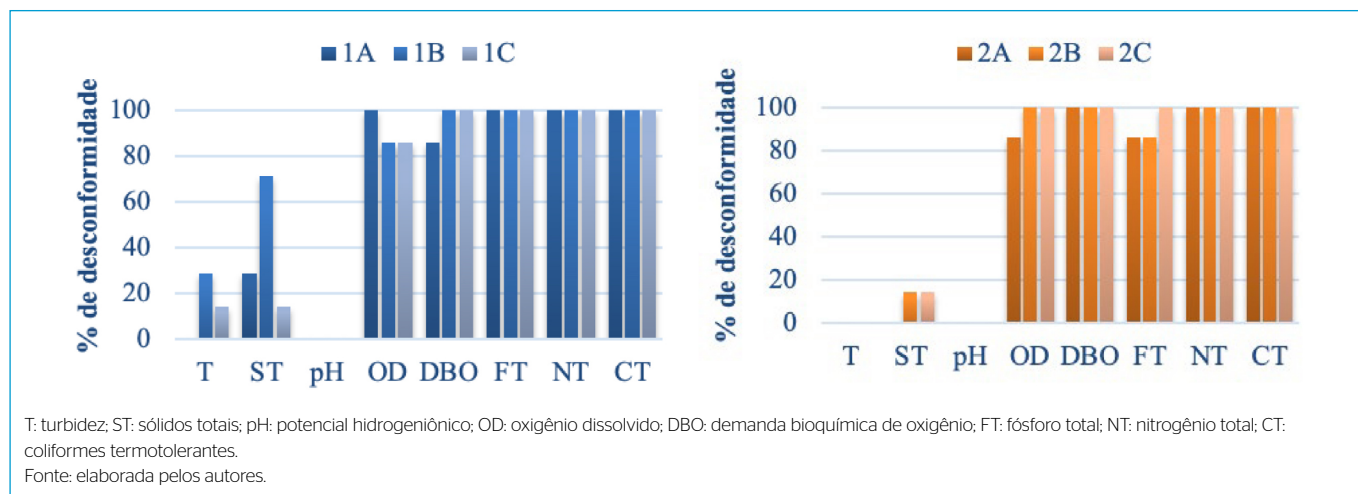


Figura 5 - Desconformidade dos parâmetros estudados com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº357/05 nos pontos P1 (esquerda) e P2 (direita).

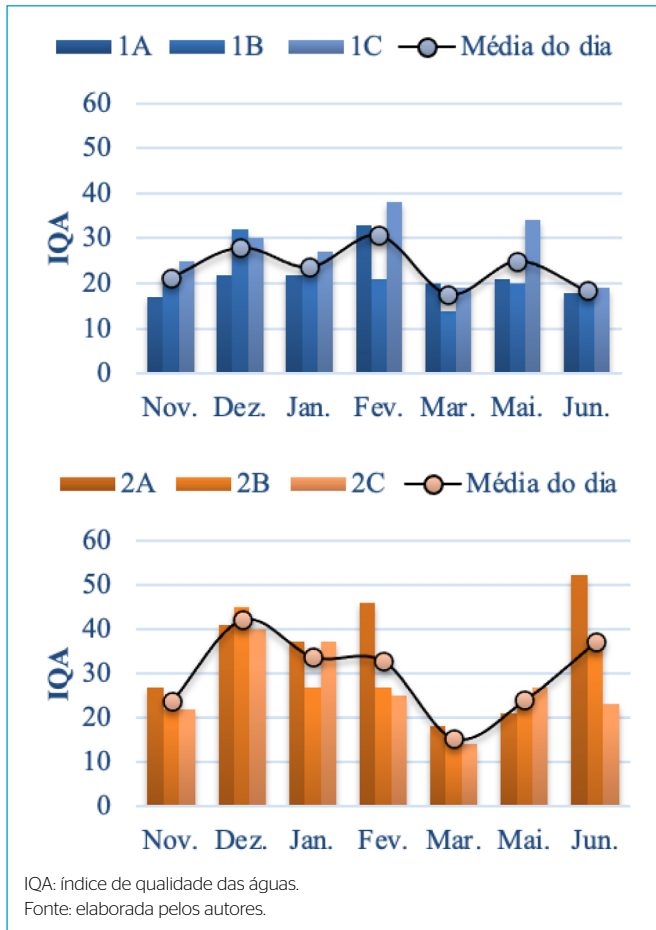


Figura 6 - Variações diárias e sazonais do IQA_{CETESB} nos pontos P1 (esquerda) e P2 (direita) do córrego Sem Nome.

apenas 2% das amostras de água coletadas apresentaram a qualidade boa. Quanto às faixas regular, ruim e péssima, foram estimadas as percentagens de 17, 60 e 21%, respectivamente. Dessa forma, inferiu-se que 81% das amostras exibiram qualidade da água ruim (60%) e péssima (21%). Tal resultado reflete as práticas desenvolvidas na sub-bacia pela população de modo a degradar o curso de água (e.g., existência de ligações clandestinas).

No mês de junho de 2018, foram obtidos no ponto P2 valores do IQA_{CETESB} iguais a 23 (noite) e 52 (manhã). Portanto, ao longo do mesmo dia, as amostras coletadas apresentaram qualidade da água boa (manhã) e ruim (noite). Ainda, por meio da análise da Figura 6, pode-se observar uma diferença expressiva entre os valores do IQA_{CETESB} encontrados nos três períodos em praticamente todos os dias de amostragem. Desse modo, um curso de água pode exibir resultados satisfatórios em termos de qualidade (i.e., boa-ótima em relação à finalidade específica), mas, ao mesmo tempo, não refletir a sua situação de degradação, pois, dependendo do horário da coleta das amostras, os fenômenos preponderantes que levam à perda de qualidade da água podem não estar atuando ou não terem atingido sua magnitude. Assim, a gestão do curso de água pode se tornar, muitas vezes, ineficiente (i.e., falta de uma abordagem efetiva).

CONCLUSÕES

Há o despejo de esgotos domésticos (poluição pontual) na água do córrego, tão evidente que, quando chove, a qualidade da água melhora. Em relação aos períodos do dia, as piores condições de qualidade foram obtidas pela manhã: maiores concentrações de DBO, PT e NT, menores teores de OD e maior quantidade de *E. coli*, sobretudo no ponto P1. De forma geral, as oscilações nos valores dos parâmetros indicam hábitos da população da área de estudo, como, por exemplo, a maior geração de efluentes no período da manhã. Foram encontradas grandes variações na qualidade da água ao longo do dia em todos os meses monitorados, o que reflete a importância da presente abordagem. Os resultados deste trabalho apontam diretamente que há diferenças entre períodos do dia e que isso deve ser considerado em estudos de qualidade da água de bacias urbanas.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Bega, J. M. M.: Conceituação, Curadoria de Dados, Análise Formal, Investigação, Visualização, Escrita — Primeira Redação, Escrita — Revisão e Edição. Oliveira, J. N.: Conceituação, Obtenção de Financiamento, Metodologia, Administração do Projeto, Recursos, Supervisão, Visualização, Escrita — Revisão e Edição. Albertin, L. L.: Análise Formal, Supervisão, Validação, Escrita — Revisão e Edição.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23. ed. Washington, DC: APHA, 2017.

BANNERJEE, A.; CHAKRABARTY, M.; RAKSHIT, N.; BHOWMICK, A.R.; RAY, S. Environmental factors as indicators of dissolved oxygen concentrations and zooplankton abundance: deep learning versus traditional regression

approach. *Ecological Indicators*, v. 100, p. 99-117, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.051>

BEGA, J.M.M.; RIBEIRO, N.U.F.; ALMEIDA, J.C.R.; RICARDI, A.M.; OLIVEIRA, J.N. Avaliação dos parâmetros químicos de qualidade da água em um ecossistema aquático lótico. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 16, n. 1, p. 73-84, 2020. <http://dx.doi.org/10.17271/1980082716120202318>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução nº 357/05*. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Brasília, SEMA, 2005.

- CARSTENS, D.; AMER, R. Spatio-temporal analysis of urban changes and surface water quality. *Journal of Hydrology*, v. 569, p. 720-734, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.12.033>
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326 p.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Índices de qualidade da água*. Série de relatórios, Apêndice C. São Paulo: CETESB, 2015. 31 p.
- DAMASCENO, M.C.S.; RIBEIRO, H.M.C.; TAKIYAMA, L.R.; PAULA, M.T. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do Rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. *Ambiente & Água*, v. 10, n. 3, p. 598-613, 2015. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1606>
- 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. <https://doi.org/10.1002/lol2.10032>
- DU, C.; WANG, Q.; LI, Y.; LYU, H.; ZHU, H.; ZHENG, Z.; WEN, S.; LIU, G.; GUO, Y. Estimation of total phosphorus concentration using a water classification method in inland water. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 71, p. 29-42, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.05.007>
- EJOH, A.S.; UNUAKPA, B.A.; IBADIN, F.H.; EDEKI, S.O. Dataset on the assessment of water quality and water quality index of Ubogo and Egini rivers, Udu LGA, Delta State Nigeria. *Data in Brief*, v. 19, p. 1716-1726, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.06.053>
- FERREIRA, C.S.S.; WALSH, R.P.D.; FERREIRA, A.J.D. Degradation in urban areas. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, v. 5, p. 19-25, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.001>
- HADDAD, E.A.; MAGALHÃES JR., A.P. Influência antrópica na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio São Miguel, carste do alto São Francisco, Minas Gerais. *Geosul*, v. 25, n. 49, p. 79-102, 2010. <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2010v25n49p79>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo demográfico 2010. *Diário Oficial da União*, Brasília, Seção 1, n. 211, 2010. 110 p.
- KALSCHUR, K.N.; PENSKAR, R.R.; DALEY, A.D.; PECHAUER, S.M.; KELLY, J.J.; PETERSON, C.G.; GRAY, K.A. Effects of anthropogenic inputs on the organic quality of urbanized streams. *Water Research*, v. 46, n. 8, p. 2515-2524, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.043>
- KAY, P.; HUGHES, S.R.; AULT, J.R.; ASHCROFT, A.E.; BROWN, L.E. Widespread, routine occurrence of pharmaceuticals in sewage effluent, combined sewer overflows and receiving waters. *Environmental Pollution*, v. 220, parte B, p. 1447-1455, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.087>
- KUJANOVÁ, K.; MATOUSKOVÁ, M.; HOSEK, Z. The relationship between river types and land cover in riparian zones. *Limnologica*, v. 71, p. 29-43, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.05.002>
- LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 3. ed. Campinas: Átomo, 2010.
- LIU, Y.; AHIABLAME, L.M.; BRALTS, V.F.; ENGEL, B.A. Enhancing a rainfall-runoff model to assess the impacts of BMPs and LID practices on storm runoff. *Journal of Environmental Management*, v. 147, p. 12-23, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.005>
- LIU, Y.; BRALTS, V.F.; ENGEL, B.A. Evaluating the effectiveness of management practices on hydrology and water quality at watershed scale with a rainfall runoff model. *Science of the Total Environment*, v. 511, p. 298-308, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.077>
- LIU, W.; ZHAN, J.; ZHAO, F.; YAN, H.; ZHANG, F.; WEI, X. Impacts of urbanization-induced land-use changes on ecosystem services: A case study of the Pearl River Delta Metropolitan Region, China. *Ecological Indicators*, v. 98, p. 228-238, 2019. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.054>
- MADER, M.; SCHMIDT, C.; GELDERN, R.; BARTH, J.A.C. Dissolved oxygen in water and its stable isotope effects: A review. *Chemical Geology*, v. 473, p. 10-21, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2017.10.003>
- MEDEIROS, W.M.V.; SILVA, C.E.; LINS, R.P.M. Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. *Ambiente & Água*, v. 13, n. 2, p. 2054-2070, 2018. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2054>
- MELLO, K.; VALENTE, R.A.; RANDHIR, T.O.; SANTOS, A.C.A.; VETTORAZZI, C.A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, v. 167, p. 130-138, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
- MENEZES, J.P.C.; BITTENCOURT, R.P.; FARIAS, M.S.; BELLO, I.P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L.F.C. Relação entre padrões de uso e ocupação do Oslo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 3, p. 519-534, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016145405>
- OLIVEIRA, L.C.; GOMES, B.M.; BAUMGARTNER, G.; SEBASTIEN, N.Y. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro. *Engenharia Agrícola*, v. 28, n. 4, p. 770-781, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162008000400017>
- ORTEGA, D.J.P.; CARVALHO, S.L. Avaliação dos efeitos das atividades antropóicas nos recursos hídricos na Sub-bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê - SP. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n. 3, p. 97-108, 2013.
- PESSOA, J.O.; ORRICO, S.R.M.; LORDÉLO, M.S. Qualidade da água de rios em cidades do Estado da Bahia. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, n. 4, p. 687-696, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018166513>
- POLETO, C. *Monitoramento e avaliação da qualidade da água em uma microbacia hidrográfica no município de Ilha Solteira - SP*. 161f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Ilha Solteira, 2003.
- RIGOTTI, J.A.; POMPÊO, C.A. Assessment of urban stream condition: case study. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE, 12., Porto Alegre. *Anais [...]*. Porto Alegre: ABRH/IWA, 2011.
- SALTARELLI, W.A.; DOODS, W.K.; TROMBONI, F.; CALIJURI, M.C.; NERES-LIMA, V.; PALHARES, J.; CUNHA, D.G.F. Variation of stream metabolism along a tropical environmental gradient. *Journal of Limnology*, v. 77, n. 3, p. 359-371, 2018. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1717>
- SANTIM, T.G.S. *Uso de geotecnologias na análise temporal dos impactos da urbanização na sub-bacia do Córrego Sem Nome em Ilha Solteira/SP*. 228f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Ilha Solteira, 2010.

SILVA, T.F.G.; VINÇON-LEITE, B.; GIANI, A.; FIGUEREDO, C.C.; PETRUCCI, G.; LEMAIRE, B.; SPERLING, E.; TASSIN, B.; SEIDL, M.; KHAC, V.T.; VIANA, P.S.; VIANA, V.F.L.; TOSCANO, R.A.; RODRIGUES, B.H.M.; NASCIMENTO, N.O. Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 1, p. 95-108, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100125692>

SOUZA, C.F.; BASTOS, R.G.; GOMES, M.P.M.; PULSCHEN, A.A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. *Ambiente & Água*, v. 10, n. 3, p. 587-597, 2015. <https://doi.org/10.4136/ambiagua.1549>

SZYMANSKA, M.; BURANDT, P.; BAKOWSKA, M.; SOWINSKI, P.; MROZINSKA, N.; OBOLEWSKI, K. Long-term effects of hydromorphological stream

restoration on changes in microhabitats of *Ephemera Danica* (Ephemeroptera) and its population. *Ecological Indicators*, v. 109, 105810, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105810>

ZAMBRANO, K.T.; MARANGONI, T.T.; OLIVEIRA, J.N.; SANTINI JUNIOR, M.A.; FELIZARDO, L.M. Avaliação temporal da qualidade da água de um rio urbano: estudo de caso do Córrego Sem Nome em Ilha Solteira - SP. In: CONGRESSO ABES/FENASAN. *Anais* [...]. São Paulo, 2017.

ZIMBRES, B.; MACHADO, R.B.; PERES, C.A. Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and degradation in a highly fragmented Southern Amazonian landscape. *Land Use Policy*, v. 72, p. 354-363, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.062>

