

## **AValiação da Poluição Difusa em um Curso de Água Tropical de uma Bacia Hidrográfica em Urbanização**

**João Miguel Mercês Bega<sup>(1)</sup>**

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).

**Cecilia Loretti de Paiva**

Graduação em andamento em Engenharia Ambiental na EESC/USP.

**Davi Gasparini Fernandes Cunha**

Engenheiro Ambiental e Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP. Professor Associado do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** 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: joabega@usp.br.

### **RESUMO**

O escoamento superficial sobre o solo de áreas urbanas durante precipitações pode transportar poluentes para os cursos de água receptores e comprometer os usos múltiplos da água. O presente trabalho objetivou avaliar o impacto do escoamento superficial gerado em uma bacia hidrográfica em processo acelerado de urbanização sobre a qualidade da água de um riacho tropical durante regime de cheia. Ao todo, quatro eventos chuvosos com distintas características hidrológicas foram estudados. A coleta das amostras de água do riacho foi realizada de forma manual ao longo das fases ascendente e descendente do nível de água para cada evento de precipitação. Os parâmetros analisados foram sólidos suspensos totais (SST), além das parcelas fixas (SSF) e voláteis (SSV), fósforo solúvel reativo (FSR), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3$ ). Concentrações médias do evento (CMEs) e curvas massa(volume) foram obtidas para cada parâmetro em cada precipitação. No geral, observaram-se evidências de poluição difusa e ocorrência de primeira carga de lavagem em relação aos sólidos suspensos e aos nutrientes nas chuvas de menores e maiores intensidades, respectivamente. As CMEs atingiram máximos de 1.031,01 mg L<sup>-1</sup> (SST), 52,70 µg L<sup>-1</sup> (FSR), 244,70 µg L<sup>-1</sup> ( $\text{NH}_4^+$ ) e 1,57 mg L<sup>-1</sup> ( $\text{NO}_3$ ) nas quatro precipitações estudadas. A partir dos resultados obtidas, reforça-se que as cargas de pico e as massas de poluentes, veiculadas durante eventos chuvosos, podem ser muito relevantes e não devem ser desconsideradas na gestão dos recursos hídricos superficiais em território nacional.

**PALAVRAS-CHAVE:** Primeira carga de lavagem, nutrientes, sólidos

### **INTRODUÇÃO**

Nos países em desenvolvimento, a expansão das áreas urbanas na segunda metade do século passado – caracterizada, sobretudo, pela degradação da vegetação ripária, pelo avanço da malha urbana sem o devido planejamento, pela elevada geração de efluentes e pelo uso de recursos naturais incompatível com a capacidade de suporte do meio – resultou em diversos impactos negativos sobre os ambientes aquáticos (WANG *et al.*, 2021; QIN *et al.*, 2022; ROCHA *et al.*, 2022; RIBEIRO *et al.*, 2022; YAO *et al.*, 2023). Em relação a aspectos hidrológicos e de qualidade da água, tais impactos podem ser observados no agravamento das cheias, na diminuição da capacidade de infiltração da água no solo, na redução das vazões dos cursos de água urbanos nos períodos de estiagem e na poluição do escoamento superficial (SOUZA *et al.*, 2022). Por mais que tais pressões antropogênicas e os impactos delas decorrentes afetem todos os ecossistemas aquáticos (YAO *et al.*, 2023), os rios e riachos estão entre os mais prejudicados (SZYMAŃSKA *et al.*, 2020), principalmente devido à sua interação direta com as características das respectivas bacias de contribuição. Por exemplo, os riachos que drenam áreas urbanas são frequentemente afetados pela “síndrome do riacho urbano” (*sensu urban stream syndrome*), sendo alguns de seus sintomas: hidrogramas com picos mais elevados, maiores concentrações de nutrientes e outros contaminantes, morfologia alterada do canal e declínio da diversidade de organismos aquáticos (WALSH *et al.*, 2005; WIEDERKEHR *et al.*, 2020).

O aporte de poluentes a cursos de água motivado por influência antrópica divide-se em duas categorias em relação à sua origem: (i) fonte pontual, correspondente ao lançamento localizado de efluentes; e (ii) fonte difusa, caracterizada pelo aporte intermitente e com forte dependência das características da precipitação (*e.g.*, intensidade e frequência) e das áreas-fonte (*e.g.*, geologia, morfologia da bacia e densidade populacional) (ALBERTI; COLOMBO; FORMENTIN, 2018; SOUZA *et al.*, 2022). No caso da poluição difusa, o processo inicia-se com a lavagem e o transporte de poluentes atmosféricos pela chuva, seguidos pela formação dos deflúvios superficiais, os quais carregam grande parte dos poluentes depositados na superfície do solo, e o escoamento a um corpo receptor (*i.e.*, destino final). Nas áreas urbanas, as fontes emissoras de poluentes podem ser diversas, incluindo-se: resíduos sólidos acumulados nas ruas e calçadas, abrasão e desgaste das ruas pelos veículos, dejetos de animais, poluentes em suspensão emitidos pelas indústrias e resíduos de veículos (*e.g.*, combustível, óleos e graxas). Ademais, nos centros com grande concentração populacional, o efeito da poluição difusa é ainda mais relevante em localidades sem política efetiva de gestão de resíduos sólidos e nas quais a população desconhece a sua importância (RIGHETTO; GOMES; FREITAS, 2017).

A poluição difusa que afeta os cursos de água pode ser caracterizada por meio de concentrações médias do evento (CME) e curvas massa(volume) (M[V]). A CME é apropriada para representar os efeitos do escoamento superficial resultante dos eventos chuvosos sobre os cursos de água e avaliar comparativamente a magnitude da produção de cada poluente oriundo da bacia de drenagem (LEE *et al.*, 2002; RIGHETTO; GOMES; FREITAS, 2017). A CME corresponde à divisão da massa total observada de um poluente pelo volume total de escoamento em cada evento de chuva (SOUZA *et al.*, 2022). Em países desenvolvidos, diversos estudos têm buscado determinar valores de CME para diferentes poluentes em distintas bacias hidrográficas. Entretanto, no Brasil, tais monitoramentos e análises são escassos em razão dos custos logísticos (*e.g.*, coleta, armazenamento e análises laboratoriais) e/ou da falta de capacitação profissional, resultando na utilização de dados inconsistentes ou incompletos acerca das CMEs de poluentes observadas nas bacias (MARTINS, 2017). Na prática, CMEs incompatíveis com a realidade podem prejudicar o dimensionamento de técnicas compensatórias voltadas à redução de impacto da poluição difusa sobre os cursos de água, gerando perdas financeiras e obras com eficiência limitada.

As variações temporais da massa de poluentes e do volume escoado nos cursos de água ao longo da precipitação podem ser descritas por duas curvas, respectivamente o polutograma para cada poluente considerado e o hidrograma. Para fins comparativos do transporte de massa de poluentes em diferentes eventos, pode-se utilizar uma representação adimensional do fenômeno (GUPTA; SAUL, 1996). As curvas adimensionais  $M(V)$  relacionam a fração de massa acumulada do poluente com a fração de volume escoado acumulado no evento. Tais curvas auxiliam na verificação da ocorrência da primeira carga de lavagem (PCL), definida como a parcela inicial do volume de chuva escoado que tende a apresentar a maior concentração de poluentes em comparação ao volume posterior do escoamento (SOUZA *et al.*, 2022). O fenômeno ocorre, entre outros fatores, em razão da remoção inicial do material acumulado no período entre chuvas (*e.g.*, sobre o solo e no interior das canalizações) (GUPTA; SAUL, 1996; LEE *et al.*, 2002). Righetto, Gomes e Freitas (2017) reforçaram o elevado potencial poluidor da PCL em uma bacia urbana. Nos primeiros 30% do volume pluvial escoado ao curso de água, os autores obtiveram as seguintes porcentagens de massa de poluentes em relação ao volume total: sólidos totais (50%); sólidos suspensos (50%); e fósforo total (41%). A identificação da PCL é de suma importância para a gestão da qualidade das águas urbanas, especialmente quando o objetivo é controlar o escoamento superficial para a mitigação da poluição difusa sobre o corpo hídrico receptor.

Diante do exposto, ressalta-se a importância de conhecer os efeitos da poluição difusa sobre os ambientes aquáticos, sobretudo em áreas urbanas já consolidadas ou em processo de expansão, para melhorar o seu controle e monitoramento. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo principal avaliar o impacto do escoamento superficial gerado em uma bacia de contribuição em processo acelerado de urbanização sobre a qualidade da água de um corpo receptor durante regime de cheia.

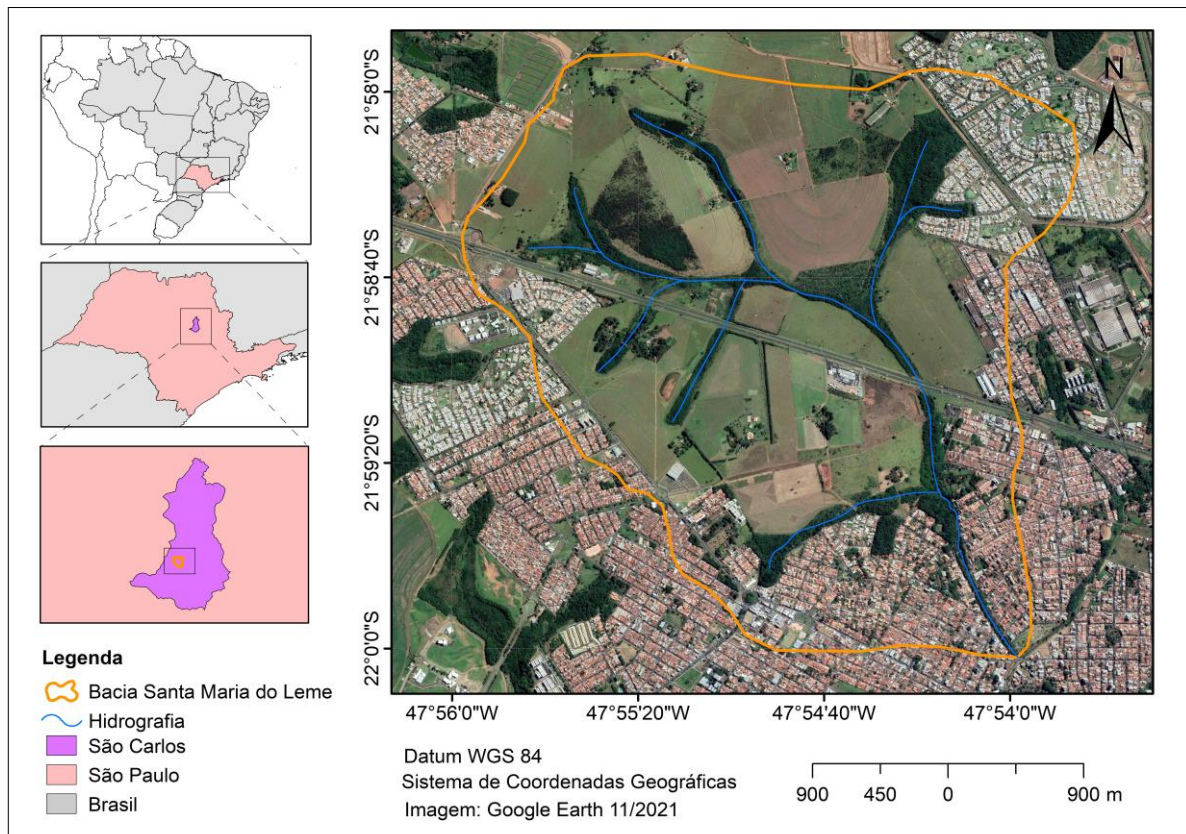
## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

Os experimentos foram realizados no exutório da bacia hidrográfica Santa Maria do Leme (vazão de base < 200 L s<sup>-1</sup>), localizada na área urbana de São Carlos (SP) (população: 256.915 habitantes) (área total: 1.136,91 km<sup>2</sup>) (IBGE, 2022) (Figura 1). Trata-se de uma bacia urbanizada em sua parte baixa e em urbanização na sua

parte mais alta. É uma área de grande interesse imobiliário, atualmente ocupada por pasto e pela cultura de cana-de-açúcar, mas que tem passado por um processo intenso de urbanização (criação de condomínios de casas, principalmente). A precipitação anual total na região é de aproximadamente 1.500 mm, com verões chuvosos (média mensal > 150 mm) e invernos secos (< 70 mm) (SALTARELLI *et al.*, 2018), e o clima é mesotérmico úmido subtropical de inverno seco (Köppen: Cwa), em que a temperatura média mensal do ar varia de 17 a 23 °C (ALVARES *et al.*, 2013). A paisagem local é composta por vegetação secundária típica do Cerrado e sua transição para a Mata Atlântica (PERES; SCHENK, 2021). Os relevos são acentuados e escarpados, característicos da região geomorfológica das Cuestas Basálticas (PERES; SCHENK, 2021).

**Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica Santa Maria do Leme em São Carlos (SP)**



Fonte: Autores (2023).

O município de São Carlos (SP) situa-se em duas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (UGRHs): Mogi-Guaçu (UGRHI 9) e Tietê-Jacaré (UGRHI 13). Toda a sua área urbana, exceto os distritos de Água Vermelha e Santa Eudóxia e o condomínio Samambaia, está inserida na UGRHI 13. O perímetro de São Carlos (SP) abrange 10 bacias hidrográficas: Gabirobas, Mogi-Guaçu, Araras, Cabaceiras, Quilombo, Chibarro, Monjolinho, Pântano, Feijão e Jacaré-Guaçu. De grande relevância, a bacia do Monjolinho (79,6 km<sup>2</sup>) é considerada a principal do município por receber todo o esgoto tratado, contar com importante manancial de abastecimento (captação Espreado) e desaguar no rio Jacaré-Guaçu (FAVA *et al.*, 2019). Todas as nascentes do rio Monjolinho estão na área urbana de São Carlos (SP). Há ocorrência frequente de inundações nas confluências do rio com os seus tributários (PERES; SCHENK, 2021).

A bacia Santa Maria do Leme (11,18 km<sup>2</sup>) é contribuinte da bacia do Monjolinho e sua rede hidrográfica é composta pelo riacho principal Santa Maria do Leme (extensão aproximada: 4,7 km) e seis afluentes (Figura 1). O uso e ocupação do solo na bacia divide-se em urbano (34%), campos, gramíneas e pastagens (55%) e vegetação densa (11%). Em sua extensão ao longo da malha urbana, na parte mais baixa da bacia, o riacho apresenta vegetação ripária degradada, substrato alterado (*e.g.*, com resíduos de construção civil), feições erosivas e descargas de águas pluviais e esgotos domésticos. Como critério de seleção do riacho e, por conseguinte, da bacia, foram utilizadas imagens de satélite, conhecimento prévio da área e visitas de campo.



### Coleta e frequência de amostragem

As amostras para quantificação da influência da poluição difusa nas águas do riacho em estudo foram coletadas em regime de cheia durante quatro eventos chuvosos (Tabela 1).

Pela dependência com a precipitação, para a identificação de eventos capazes de gerar escoamento superficial, foram utilizados meteorogramas disponíveis no endereço eletrônico do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) ([www.inmet.gov.br/meteorogramas](http://www.inmet.gov.br/meteorogramas)), do Radar Bauru da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp) ([www.ipmet-radar.com.br/](http://www.ipmet-radar.com.br/)) e Climatempo ([www.climatempo.com.br/](http://www.climatempo.com.br/)). Além disso, foram observadas as formações de nuvens em campo, o que permitiu identificar a iminência de precipitações.

Uma rede de monitoramento hidrológico foi utilizada para obtenção de informações quali-quantitativas. Os índices pluviométricos (precipitação total, duração da chuva, intensidade da chuva, volume total precipitado e dias antecedentes sem chuva) foram obtidos de um posto meteorológico do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Os níveis de água ao longo dos eventos de precipitação (estação fluviométrica) foram aferidos por meio de um limnômetro (régua), instalado no exutório da bacia. As vazões foram calculadas por meio de uma curva-chave (relação nível-vazão) proposta para o riacho estudado (FAVA, 2019) (equação 1).

$$Q = 24,191 h^3 - 41,262 h^2 + 33,249 h - 5,951 \quad \text{equação (1)}$$

( $R^2 = 0,9886$ )

Q, vazão ( $m^3 s^{-1}$ ); h, nível de água (m)

A coleta das amostras de água do riacho foi realizada de forma manual. O número de amostras (entre 10 e 12 por evento) dependeu da intensidade da chuva e das alterações no nível da água. Em eventos mais intensos ( $\geq 10 \text{ mm h}^{-1}$ ), a variação de nível adotada para a amostragem de água superficial foi maior, quando comparada a eventos de menor intensidade. A coleta foi realizada nas fases ascendente e descendente do hidrograma e, em todos os eventos, foram coletadas amostras no início e no fim da precipitação (valores de base). As amostras foram armazenadas em garrafas de polietileno de 1 L, mantidas resfriadas, e, posteriormente, encaminhadas ao Laboratório de Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes (BIOTACE) da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). No laboratório, os parâmetros analisados foram fósforo solúvel reativo (FSR), amônio ( $NH_4^+$ ), nitrato ( $NO_3$ ) e sólidos suspensos totais (SST) (além de suas parcelas fixas [SSF] e voláteis [SSV]), de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Os resultados das análises de qualidade da água do riacho permitiram calcular as CMEs e construir as curvas M(V) de FSR,  $NH_4^+$ ,  $NO_3$  e SST (SSF e SSV) para cada evento chuvoso.

### Curvas M(V)

Foram construídas curvas M(V) para cada parâmetro em cada precipitação monitorada, buscando avaliar a variação da massa do poluente transportada ao longo dos escoamentos superficiais e verificar a ocorrência da PCL. A curva consiste em plotar a fração acumulada da massa total em função da fração acumulada do volume total escoado, executada a partir dos valores de vazão ( $Q_i$ ) e concentração ( $C_i$ ) medidos N vezes durante o evento de precipitação a cada intervalo  $\Delta t_i$ , considerando que a vazão e a concentração variem linearmente entre duas medições (equação 2) (BERTRAND-KRAJEWSKI; CHEBBO; SAGET, 1998).

$$\frac{\sum_{i=1}^j C_i Q_i \Delta t_i}{\sum_{i=1}^N C_i Q_i \Delta t_i} = f \left( \frac{\sum_{i=1}^j Q_i \Delta t_i}{\sum_{i=1}^N Q_i \Delta t_i} \right) = f \left( \frac{\sum_{i=1}^j V_i}{\sum_{i=1}^N V_i} \right) \quad \text{equação (2)}$$

N, número total de medições; j, índice de 1 a N;  $V_i$ , volume transportado no intervalo  $\Delta t_i$

A ocorrência da PCL foi verificada por meio da análise gráfica da curva M(V) [método de Geiger (1987)], no qual se verifica a divergência da curva em relação ao bissetor.

## Análises complementares

Uma análise de correlação linear foi realizada entre os números de dias antecedentes sem chuva (DAC) e as CMEs dos parâmetros monitorados, executada no *software* OriginPro, Versão 2018 (OriginLab Corporation, Northampton, MA, USA). Vazões mássicas ( $\text{kg d}^{-1}$ ) e massas (kg) de SST, FSR,  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3$  no riacho durante cada precipitação foram calculadas de acordo com as equações 3 e 4, respectivamente.

$$Q_m = CME \times Q_{\text{méd}} \quad \text{equação (3)}$$

$Q_m$ , vazão mássica ( $\text{kg s}^{-1}$ ); CME ( $\text{kg L}^{-1}$ );  $Q_{\text{méd}}$ , vazão média ( $\text{L s}^{-1}$ )

$$M = Q_m \times D \quad \text{equação (4)}$$

M, massa do poluente (kg);  $Q_m$ , vazão mássica ( $\text{kg s}^{-1}$ ); D, duração do evento (s)

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O presente estudo contemplou eventos chuvosos com distintas características hidrológicas (*e.g.*, intensidades pluviométricas entre 4,24 e 22,80  $\text{mm h}^{-1}$  e picos de vazão no riacho entre 1,93 e 10,23  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) (Tabela 1). Da análise das curvas M(V) (Figura 2), observou-se que não houve poluição difusa em relação aos sólidos suspensos (Figuras 2A, B e C) na bacia Santa Maria do Leme ao longo das precipitações com as maiores intensidades pluviométricas e durações (*i.e.*, chuvas 3 [17,53  $\text{mm h}^{-1}$  e 152 min] e 4 [22,80  $\text{mm h}^{-1}$  e 116 min]), possivelmente, entre outros fatores, devido ao elevado volume de água escoado superficialmente para o riacho, responsável pela diluição dos sólidos suspensos em suas águas. Tais eventos foram monitorados nos meses de maior precipitação mensal acumulada no município de São Carlos (SP) (dezembro e janeiro). No período chuvoso, o solo pode apresentar maior umidade, corroborando para a sua rápida saturação e maior geração de deflúvio (devido à menor infiltração) durante precipitações mais intensas em comparação com as menos intensas. Por outro lado, houve poluição difusa na maioria dos eventos monitorados para os nutrientes (FSR [Figura 2D],  $\text{NH}_4^+$  [Figura 2E] e  $\text{NO}_3$  [Figura 2F]), exceto na precipitação de menor intensidade para  $\text{NH}_4^+$  e FSR. Durante precipitações mais intensas, pode ocorrer o transbordamento de esgoto doméstico em residências com ligações irregulares em razão do aumento da vazão no sistema predial de drenagem, projetado para receber apenas águas pluviais, uma vez que, no Brasil, o escoamento superficial é lançado em corpos hídricos. Pode ocorrer, ainda, o maior transporte de nutrientes nas áreas agrícolas das partes mais altas da bacia, majoritariamente compostas por pasto e pela cultura de cana-de-açúcar. Além disso, em tais eventos, o esgoto depositado no interior das galerias pluviais pode ser carregado em razão do aumento do volume de água em seu interior, assim como da tensão tangencial exercida sobre a parede do conduto pelo líquido escoado.

Nos eventos em que houve poluição difusa para SST, SSF, SSV e FSR, observou-se também a ocorrência da PCL (Figura 2). Principalmente para os sólidos suspensos, a PCL ocorreu a partir de aproximadamente 20% do volume escoado, inferindo que o deflúvio decorrente das partes mais altas da bacia provavelmente chegou ao exutório. Em função do seu potencial poluidor, o controle da PCL em bacias urbanas já consolidadas ou em processo de urbanização é de suma importância para reduzir a poluição dos cursos de água em tais ambientes. Estudos conduzidos na Austrália (ALIAS, 2013) e na Itália (DI MODUGNO *et al.*, 2015) em bacias urbanas demonstraram que a remoção dos primeiros 40% do volume escoado superficialmente contribui para que a maior parte dos poluentes seja retirada antes de ser lançada nos corpos receptores, de modo a garantir um tratamento eficaz das águas pluviais. No Brasil, Souza *et al.* (2022) avaliaram a influência da PCL, para alguns parâmetros de qualidade da água, sobre o deflúvio superficial direto gerado em um telhado metálico (80  $\text{m}^2$ ), escoado para um sistema de armazenamento de águas pluviais. Ao instalar um dispositivo para captar a primeira parcela do escoamento, os autores obtiveram redução significativa na concentração de poluentes no reservatório. Ressalta-se que em grandes áreas de contribuição, como no caso da bacia Santa Maria do Leme, o deflúvio superficial direto com a PCL da parte mais remota da bacia pode demorar para chegar no exutório em razão do tempo de viagem das águas pluviais no solo e no canal. Nesse caso, a remoção de apenas os primeiros volumes escoados superficialmente que chegam no exutório da bacia pode não ser a medida mais eficaz para a redução dos impactos da poluição difusa. Dessa forma, o controle da PCL em escala de sub-bacia (*i.e.*, no exutório dos tributários, antes do escoamento superficial chegar no canal principal) ou residencial pode ser a alternativa mais indicada. Além disso, na bacia estudada, a parcela urbana está principalmente na parte baixa. A PCL dessa região provavelmente chega mais rápido no exutório. Em um cenário de urbanização nas partes mais altas da bacia (construção de condomínios de casas), essa dinâmica pode mudar.

**Tabela 1 – Características dos eventos monitorados e CMEs de SST, SSF, SSV, FSR, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub>**

Parâmetro	Unidade	Chuva 1	Chuva 2	Chuva 3	Chuva 4
Data	-	30/11/2022	06/12/2022	20/12/2022	16/01/2023
Início	-	15h19	14h54	13h05	16h23
Término	-	16h10	15h15	15h37	18h19
Duração	min	51	21	152	116
h	mm	3,6	3,8	44,4	15,6
I	mm h <sup>-1</sup>	4,24	10,90	17,53	22,80
DAC	d	0,75	0,38	0,83	2,40
VTP	m <sup>3</sup>	40.248	42.484	496.392	174.408
Nível basal	m	0,28	0,29	0,30	0,36
Pico de vazão	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	1,93	2,64	10,23	10,23
Vazão média	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	1,35	1,84	4,20	4,94
CMEs					
SST	mg L <sup>-1</sup>	74,46	103,22	204,88	1.031,01
SSF	mg L <sup>-1</sup>	57,59	76,30	164,39	815,01
SSV	mg L <sup>-1</sup>	16,87	26,92	40,49	216,00
FSR	µg L <sup>-1</sup>	52,70	47,55	39,83	11,20
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	µg L <sup>-1</sup>	216,08	175,09	244,70	109,73
NO <sub>3</sub>	mg L <sup>-1</sup>	1,57	1,15	1,53	0,56

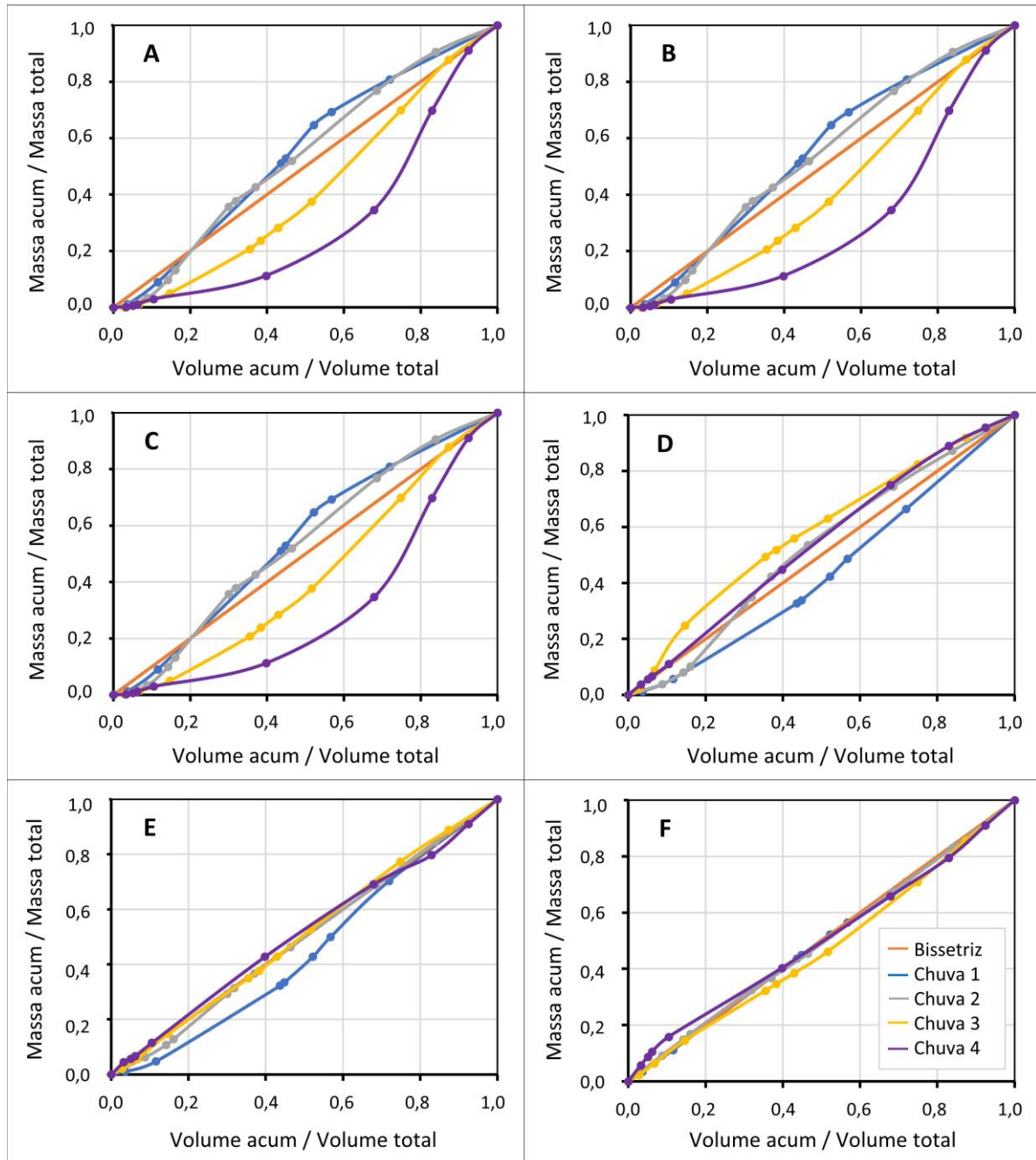
Abreviação: h, altura precipitada; I, intensidade pluviométrica; DAC, dias antecedentes sem chuva; VTP, volume total precipitado; CMEs, concentrações médias do evento; SST, sólidos suspensos totais; SSF, sólidos suspensos fixos; SSV, sólidos suspensos voláteis; FSR, fósforo solúvel reativo; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, amônio; NO<sub>3</sub>, nitrato  
Fonte: Autores (2023).

As maiores CMEs foram obtidas nas precipitações de maiores intensidades e durações para SST (204,88 [chuva 3] e 1.031,01 [4] mg L<sup>-1</sup>), SSF (164,39 e 815,01 mg L<sup>-1</sup>) e SSV (40,49 e 216,00 mg L<sup>-1</sup>) (Tabela 1). A partir da comparação entre as CMEs de SSF e SSV, verificou-se que os sólidos suspensos observados no riacho ao longo das precipitações foram, em sua maioria, fixos (77,3 [chuva 1], 73,9 [2], 80,2 [3] e 79,1% [4]), o que pode estar relacionado com processos erosivos na bacia de contribuição, a partir dos quais os minerais do solo arenoso da região, exposto em razão da ausência ou redução da vegetação ripária, são carreados para o corpo receptor, possivelmente provocando assoreamento e favorecendo a ocorrência de enchentes (frequentes na localidade de estudo [FAVA *et al.*, 2019; PERES; SCHENK, 2021]). Ademais, os SSF e SSV apresentaram curvas M(V) com padrões similares ao longo dos quatro eventos (Figura 2), indicando que as fontes de sólidos suspensos na bacia contribuíram com uma mistura das duas frações (orgânica e inorgânica). Righetto, Gomes e Freitas (2017) obtiveram, no deflúvio superficial de uma bacia urbana brasileira com baixa permeabilidade (quadras e telhados [75,0%] e ruas pavimentadas [19,1%]), CMEs de SST entre 15,7 e 129,9 mg L<sup>-1</sup> (n = 9). No presente trabalho, o intervalo obtido (74,46 – 1.031,01 mg L<sup>-1</sup>) foi superior ao encontrado pelos autores.

O período monitorado apresentou número reduzido de DAC (entre 0,38 e 2,40 d) (Tabela 1). Entende-se que um maior número de DAC poderia resultar na maior concentração de poluentes sobre a superfície da bacia de drenagem e, conseqüentemente, no maior carreamento de poluentes para o curso de água receptor em uma dada precipitação. No entanto, observou-se que o evento com o maior número de DAC (2,40 d [chuva 4]) correspondeu às menores CMEs de FSR (11,20 µg L<sup>-1</sup>), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (109,73 µg L<sup>-1</sup>) e NO<sub>3</sub> (0,56 mg L<sup>-1</sup>) na água do riacho entre os quatro avaliados (Tabela 1). Apesar de um número amostral pequeno (n = 4), uma análise de correlação linear foi realizada entre o número de DAC e as CMEs de SST (R<sup>2</sup> = 0,96), SSF (R<sup>2</sup> = 0,96), SSV (R<sup>2</sup> = 0,95), FSR (R<sup>2</sup> = 0,91), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (R<sup>2</sup> = 0,56) e NO<sub>3</sub> (R<sup>2</sup> = 0,65). A correlação de DAC com os sólidos suspensos foi positiva e a com os nutrientes, negativa, sugerindo que quanto maior o número de DAC, maiores as concentrações de partículas sólidas em suspensão e menores as de FSR, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub>. Embora haja necessidade de mais dados para entender melhor esses padrões, uma hipótese é que, para maiores DAC, o deflúvio superficial direto, lançado de forma difusa no corpo receptor, contribua para aumentar a CME de

sólidos suspensos e diluir o efeito do aporte pontual de nutrientes provenientes de esgotos domésticos lançados irregularmente nas águas do riacho urbano.

**Figura 2 – Curvas M(V) para os parâmetros (A) SST, (B) SSF, (C) SSV, (D) FSR, (E)  $\text{NH}_4^+$  e (F)  $\text{NO}_3$**



Abreviação: acum, acumulado(a)

Fonte: Autores (2023).

As massas de SST, FSR,  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3$  que passaram pelo exutório da bacia ao longo das precipitações chegaram a 35.448,6 kg (vazão mássica: 440.051,6 kg d<sup>-1</sup>), 1,5 (14,5), 9,4 (88,8) e 58,6 kg (555,2 kg d<sup>-1</sup>) (Tabela 2), respectivamente nas quatro chuvas estudadas.

**Tabela 2 - Vazões mássicas e massas de SST, FSR, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub> durante os eventos de precipitação**

Chuva	Vazão mássica (kg d <sup>-1</sup> )				Massa (kg)			
	SST	FSR	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub>	SST	FSR	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub>
1	8.685,0	6,2	25,2	183,1	307,6	0,2	0,9	6,5
2	16.409,5	7,6	27,8	182,8	239,3	0,1	0,4	2,7
3	74.346,9	14,5	88,8	555,2	7847,7	1,5	9,4	58,6
4	440.051,6	4,8	46,8	239,0	35.448,6	0,4	3,8	19,3

As massas obtidas de sólidos suspensos (*i.e.*, apenas uma parcela dos sólidos totais) transportadas do riacho Santa Maria do Leme para o rio Monjolinho, no regime de cheia, podem contribuir diretamente para o seu assoreamento, agravar o problema de inundações na região e impactar o fornecimento de água no sistema de abastecimento público. Ressalta-se, ainda, que os sólidos podem agir como um substrato móvel para o transporte de outros poluentes, como metais pesados e hidrocarbonetos (SETTLE; GOONETILLEKE; AYOKO, 2007). Ademais, o excesso de nutrientes a jusante na rede de drenagem pode, entre outros fatores, estimular o surgimento de algas e cianobactérias, provocar prejuízos a várias espécies aquáticas (em razão da eutrofização) e possivelmente aumentar o custo do tratamento da água bruta para consumo humano. Apesar de tais impactos, entre muitos outros, a gestão brasileira dos recursos hídricos superficiais ainda é baseada predominantemente na situação do escoamento de base. Os programas nacionais de monitoramento da qualidade das águas superficiais são majoritariamente realizados sob esse tipo escoamento. No entanto, as cargas de pico, veiculadas durante eventos de precipitação, podem ser muito relevantes e não deveriam ser desconsideradas. Por meio do manejo da PCL, por exemplo, pode-se obter maior aproveitamento de volumes pluviais com melhor qualidade (recurso hídrico de alto valor).

## CONCLUSÕES

Ao longo dos quatro eventos chuvosos monitorados, verificou-se que a análise da influência da poluição difusa sobre a qualidade da água de riachos urbanos tropicais é complexa e de difícil mensuração. O deflúvio superficial direto gerado na bacia Santa Maria do Leme apresentou grande potencial poluidor, com a ocorrência de poluição difusa e PCL na maioria das precipitações estudadas para os parâmetros avaliados. Foram observadas, em chuvas com diferentes características hidrológicas, elevadas CMEs de SST, SSF, SSV, FSR, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub> em comparação a estudos similares. A massa de SST que passou pelo exutório do riacho urbano, por exemplo, chegou a aproximadamente 36 t em um dos eventos estudados. Foi observado, ainda, o escoamento de elevada massa de nutrientes. Alguns dos possíveis impactos identificados do escoamento superficial gerado na bacia monitorada e em outras bacias urbanas brasileiras já consolidadas ou em processos de urbanização sobre o corpo hídrico receptor são: assoreamento e agravamento de problemas de inundação a jusante na rede de drenagem, problemas no fornecimento de água no sistema de abastecimento público, florescimentos de algas e cianobactérias, prejuízos a várias espécies aquáticas e aumento do custo do tratamento de água para consumo humano. Ressalta-se que a avaliação da qualidade da água nos riachos urbanos em resposta ao aporte de cargas difusas durante os eventos de precipitação pode subsidiar o delineamento de estratégias e ações para a sua mitigação.

## 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

- ALBERTI, L., COLOMBO, L., FORMENTIN, G. *Null-space Monte Carlo particle tracking to assess groundwater PCE (Tetrachloroethene) diffuse pollution in north-eastern Milan functional urban area. The Science of the total environment*, v. 621, p. 326–339, 2018.
- ALIAS, N.B. *First flush behaviour in urban residential catchments. Queensland*, 2013. Tese de doutorado-Queensland University of Technology, 2013.



3. ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., LEONARDO, J., GONÇALVES, M., SPAROVEK, G. *Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
4. DI MODUGNO, M., GIOIA, A., GORGOGNONE, A., IACOBELLIS, V., LA FORGIA, G., PICCINNI, A.F., RANIERI, E. *Build-up/wash-off monitoring and assessment for sustainable management of first flush in an urban area. Sustainability*, v. 7, p. 5050-5070, 2015.
5. FAVA, M.C. Improving flood forecasting using real-time data to update urban models in poorly gauged areas. São Carlos, 2019. Tese de doutorado-Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 2019.
6. FAVA, M.C., ABE, N., RESTREPO-ESTRADA, C., KIMURA, B.Y.L., MENDIONDO, E.M. *Flood modelling using synthesized citizen science urban streamflow observations. Journal of Flood Risk Management*, v. 12, n. S2, p. e12498, 2019.
7. GEIGER, W.F. *Flushing effects in combined sewer systems*. 4<sup>th</sup> International Conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, Switzerland, p. 40-46, 1987.
8. GUPTA, K., SAUL, A.J. *Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows. Water Research*, v. 30, n. 5, p. 1244–1252, 1996.
9. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Informações estatísticas: Panorama da cidade de São Carlos. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-carlos/panorama>. Acesso em: 20/04/2022.
10. LEE, J.H., BANG, K.W., KETCHUM, H., CHOE, J.S., YU, M.J. *First flush analysis of urban storm runoff. The Science of the total environment*, v. 293, n. 1–3, p. 163–175, 2002.
11. MARTINS, R.G. Modelagem da carga de poluição difusa em escala de bacia com valores de concentração média por evento a partir de dados de uma rede de monitoramento local. São Carlos, 2017. Tese de doutorado-Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 2017.
12. PERES, R.B., SCHENK, L.B.M. *Landscape planning and climate changes: a multidisciplinary approach in São Carlos (SP). Ambiente & Sociedade*, v. 24, 2021.
13. QIN, C., GE, M., LIU, N., LIU, H., CAI, Y., LI, L. *Study on spatio-temporal evolution of surface water environmental quality in Chongqing City. Yangtze River*, v. 53, p. 73–78, 2022.
14. RIGHETTO, A.M., GOMES, K.M., FREITAS, F.R.S. *Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 6, p. 1109-1120, 2017.
15. 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, p. 1-11, 2022.
16. ROCHA, B.N., BELLATO, F.C., ARANTES, C.C., JESUS, T.A.D. *Four-month assessment of water quality in a channeled urban stream in Sao Paulo State, Brazil. Water, Air, & Soil Pollution*, v. 233, 2022.
17. SALTARELLI, W.A., DODDS, W.K., TROMBONI, F., CALIJURI, M.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.
18. SETTLE, S., GOONETILLEKE, A., AYOKO, G. *Determination of surrogate indicators for phosphorus and solids in urban stormwater: application of multivariate data analysis techniques. Water, Air, & Soil Pollution*, v. 182, n. 1-4, p. 149-161, 2007.

19. SOUZA, C.M., ALMEIDA, J.C.A., ALVES, L.D., DOMINGOS, R.R., BILA, D.M., OHNUMA JÚNIOR, A.A. *Avaliação da sazonalidade do fenômeno da primeira carga de lavagem em um sistema de captação e armazenamento de águas pluviais. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 3, p. 571-583, 2022.
20. SZYMAŃSKA, M., BURANDT, P., BAŃKOWSKA, M., SOWIŃSKI, P., MROZIŃSKA, 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, p. 105810, 2020.
21. WALSH, C.J., ROY, A.H., FEMINELLIA, J.W., COTTINGHAM, P.T., GROFFMAN, P.M., MORGAN, R.P. *The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. The North American Benthological Society*, v. 24, n. 3, 2005.
22. WANG, L., YU, L., XIONG, Y., LI, Z., GENG, J. *Study on the governance of black-odor water in Chinese cities. Journal of Cleaner Production*, v. 308, 127290, 2021.
23. WIEDERKEHR, F., WILKINSON, C.L., ZENG, Y., YEO, D.C.J., EWERS, R.M., O'GORMAN, E.J. *Urbanisation affects ecosystem functioning more than structure in tropical streams. Biological Conservation*, v. 249, 2020.
24. YAO, C., HAN, C.H., WANG, Z., FRIESE, K., WANG, Y., ZUO, S., KIMIREI, I.A., KISHE, M.A., GAO, Q., XIONG, C., GUO, Z., YUAN, Y., ZHANG, J., ZHANG, L., CHEN, S.S., SHEN, Q. *Water quality degradation in urban rivers of Dar es Salaam, Tanzania: Changes, status, and causes. Water, Air, & Soil Pollution*, v. 234:224, 2023.