



## **Modelo Hidrodinâmico e de Qualidade da Água Bidirecional (2DCAWQ): Desafios de Modelagem em Bacias com Dados Escassos: Aplicação na Bacia do Tijucu Preto – São Carlos**

*Marcus Nóbrega Gomes Júnior<sup>1,2</sup>; Enrico de Oliveira Pavan<sup>1</sup>; Luis Miguel Castillo Rapalo<sup>1</sup>,  
Marcio Hofheinz Giacomoni<sup>2</sup> & Eduardo Mario Mendiondo<sup>2</sup>.*

**RESUMO** – Modelos hidrodinâmicos e de transporte de sedimentos auxiliam o manejo de enchentes e o controle da qualidade das águas superficiais. Nesse artigo, um modelo hidrodinâmico totalmente distribuído acoplado com um modelo de qualidade da água é discutido e aplicado à bacia do Tijucu Preto em São Carlos. Toda implementação do modelo, bem como as equações governantes e a estimativa de dados de entrada são discutidos, indicando desafios e oportunidades na modelagem distribuída de fenômenos hidrológicos de escoamento superficial em bacias urbanas. Resultados da aplicação do modelo demonstram a variação espacial de lâminas de inundação, bem como da concentração de sólido suspensos totais (SST). Para isso, um evento frequente foi simulado, isto é, um evento com tempo de retorno de 1 ano tanto para a chuva quanto para o período anterior de seca, que infere na massa inicial de poluentes. Os valores máximos de concentração de SST modelados foram da ordem de 1000 mg/L. O coeficiente de lavagem de poluentes, isto é, a razão entre o que foi lavado pelo que havia disponível foi de 62%, indicando que uma chuva com TR de 1 ano não foi capaz de lavar toda a bacia. Por fim, a metodologia deste artigo exemplifica uma forma de avaliar quantidade e qualidade das águas de escoamento superficial em áreas urbanas.

**ABSTRACT**– Hydrodynamic and sediment transport models help flood management and surface water quality control. In this article, a fully distributed hydrodynamic model coupled with a water quality model is discussed and applied to the Tijucu Preto catchment in São Carlos. The entire implementation of the model, as well as the governing equations and the estimation of input data are discussed, indicating challenges and opportunities in the distributed modeling of hydrological

---

1) Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Avenida Trabalhador São Carlense, 13556-590.

2) Department of Civil and Environmental Engineering, College of Engineering and Integrated Design, University of Texas at San Antonio, One UTSA Circle, BSE 1.346



phenomena in urban basins. Results from the application of the model demonstrate the spatial variation of flood depths, as well as the concentration of total suspended solids (TSS). To this end, a frequent event was simulated, that is, an event with a return period of 1 year for both the rainfall and the antecedent dry period, which infers the initial mass of pollutants. The maximum TSS concentration values modeled were of the order of 1000 mg/L. The pollutant washing coefficient, that is, the ratio between the washed mass and the initial available mass was 62%, indicating that a rainfall with a 1-year TR was not able to wash the entire catchment. Finally, the methodology of this article exemplifies a way of evaluating the quantity and quality of surface runoff water in urban areas in poorly gauged watersheds.

**Palavras-Chave** – Modelo Hidrodinâmico, Qualidade da Água, Sólidos Suspensos Totais.

## 1 - INTRODUÇÃO

O Brasil se caracteriza como um país de dimensões continentais, com grande variedade de climas, tipos e uso de solo, características hidrológicas, entre outros (ALMAGRO et al., 2021). Além disso, é um dos países com a maior disponibilidade de água doce renovável do mundo, com cerca de 12,8 % do total disponível em todo o globo (RODRIGUES et al., 2015). Dessa forma, evidencia-se a importância de preservação e gerenciamento dos recursos hídricos, principalmente devido à crescente demanda de recursos ao nível mundial, tanto para o consumo humano, quanto para produção de bens e serviços.

No entanto, alterações nas coberturas naturais de solo para coberturas urbanas devido a intensificação da urbanização não planejada, aliada a procedimentos de canalização e tamponamento de rios, desmatamento de vegetações nativas para uso do solo destinado à agricultura e agropecuária, e a tendência de agravamento das mudanças climáticas, geram modificações nas características físicas e no comportamento hidrológico de bacias hidrográficas. Conseqüentemente, agravam-se os riscos de enchentes e inundações e os impactos na qualidade da água em áreas urbanas (RÁPALO et al., 2021). Aliado a isso, o escasso direcionamento de recursos financeiros para órgãos responsáveis pelo monitoramento hidrológico no Brasil estabelece um obstáculo à preservação dos recursos hídricos (ALMAGRO et al., 2021).

Em vista desses aspectos, torna-se de extrema importância a concepção e desenvolvimento de modelos computacionais direcionados a modelagem de processos relevantes em bacias hidrográficas como a determinação do escoamento superficial e de qualidade da água (FAN; COLLISCHONN,



2014). Assim, diversos modelos de base hidrológica foram criados ao longo dos últimos anos, como, por exemplo: Modelo Hidrológico de Grandes Bacias MGB-IPH desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS (COLLISCHONN et al., 2007); WCA2D (Weighted Cellular Automata 2D) (GUIDOLIN et al., 2016), GSSHA (Gridded Surface/Subsurface Hydrologic Analysis) (DOWNER; OGDEN, 2004) e o SWAT (Soil and Water Assessment Tool), desenvolvido pelo United States Department of Agriculture (USDA) (ARNOLD et al., 2012).

Esses pacotes computacionais utilizam dados das características da bacia de estudo como elevação (i.e., geralmente em modelos digitais de elevação (MDT) para os modelos distribuídos), cobertura vegetal, e tipo e uso de solo, além de dados de precipitação como dados de entrada. Assim, a partir de equações de conservação de massa, aliadas, em alguns programas, a modelos de infiltração d'água no solo e de evapotranspiração, é realizada a modelagem hidrológica resolvendo os balanços hídricos na bacia. Contudo, dos quatro modelos apresentados anteriormente, os dois primeiros são conceptualizados para realizarem modelagens hidrológicas apenas da quantidade da água em bacias com foco principal na transformação de precipitação em e excesso de saturação em escoamento superficial.

Ainda, segundo e (ZIA et al., 2013), a maioria dos estudos sobre dispersão e transporte de poluentes abordam a poluição gerada por setores da agricultura, responsáveis pelo descarte de fósforo, nitrogênio, entre outros, em corpos d'água. De fato, o programa de modelagem SWAT, de acordo com (GAO; LI, 2015), foi desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos para predição e análise dos impactos de práticas de gestão rural e agrícola em bacias hidrográficas. No entanto, a quantidade de dados necessários para rodar o modelo é relativamente elevada.

A fim de suprir essa lacuna, desenvolveu-se o programa de modelagem 2DCAWQ (*2-Dimensional Cellular Automata Water Quality*), que possibilita a modelagem hidrológica de quantidade e qualidade da água em bacias urbanas e rurais de pequeno porte onde os processos hidrológicos são governados pelo escoamento superficial. Em seguida, baseado em processos de *build-up and wash-off*, o modelo é capaz de realizar a modelagem de transporte e acúmulo de sólidos suspensos totais na área de estudo.

O objetivo desse trabalho é modelar a resposta da bacia do Tijuco Preto perante um evento frequente de seca, acumulando poluentes na bacia, seguido de cheia, identificando pontos críticos de inundação e de concentração de Sólidos Suspensos Totais. Este trabalho apresenta os processos de levantamento e tratamento de dados, bem como dos desafios nas estimativas e calibração do modelo



2DCAWQ. O presente trabalho é organizado da seguinte forma: a seção 2 (Materiais e Métodos) apresenta a descrição matemática do modelo e o estudo de caso. Já a seção 3 apresenta os Resultados e Discussões da aplicação do modelo no estudo de caso e a seção 4 apresenta as Conclusões finais deste artigo.

## 2 – MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia do presente trabalho se constitui em duas partes: escolha da bacia hidrográfica de estudo, que possua elevado índice de urbanização, seja de pequeno porte para aplicação do 2DCAWQ, e que, de preferência, pertença a uma cidade com histórico de problemas relacionados a águas urbanas (enchentes, inundações). Após determinada a bacia de estudo, aplica-se o 2DCAWQ na área para desenvolvimento da modelagem hidrológica de quantidade e qualidade d'água.

A partir dos critérios estabelecidos para escolha da bacia, optou-se por realizar a modelagem na bacia do córrego do Tijuco Preto, localizado na cidade de São Carlos – SP, a qual possui extenso histórico de eventos de enchentes e inundações. O córrego Tijuco Preto possui, atualmente, aproximadamente 95% de sua bacia urbanizada, e pode ser dividido em três trechos distintos: um trecho no qual o rio foi destamponado e renaturalizado, por meio do projeto Pró-Tijuco, e que agora configura uma área de infraestrutura verde; um trecho tamponado; e um trecho canalizado, mas destamponado (BAPTISTA; SCARPINELLA; MENEZES, 2021).

### 2.1. Modelo 2DCAWQ

Assim como em outros softwares de modelagem hidrológica, a análise da área de interesse é realizada através da discretização da bacia em células com determinada dimensão espacial (i.e., resolução dos rasters de elevação e uso e ocupação do solo). Através da interação entre uma célula central e suas vizinhas e segundo suas características físico-morfológicas, é possível determinar a variação do escoamento ao longo da área de estudo e do tempo.

Segundo (GOMES-JÚNIOR et al., 2021a) e (GAO; LI, 2015), os fenômenos de escoamento superficial e transporte de poluentes se baseiam em equações de conservação de massa e momento e na dinâmica do transporte dos poluentes. De maneira geral, o modelo consiste em 3 grandes subdivisões: modelo de infiltração, modelo de transformação de lâmina em vazão e modelo de transporte de poluentes. Os dados de entrada principais são mapas .asc de elevação, uso do solo e, a partir do uso do solo, parâmetros como coeficiente de Manning, parâmetros de infiltração e parâmetros de



qualidade da água são relacionados. Mais detalhes sobre os parâmetros utilizados no modelo podem ser encontrados em (GOMES-JÚNIOR et al., 2021a)

### 2.1.2 Solução Numérica

Utilizando-se o método de Euler explícito e atrasado, isto é, a informação modelada no instante  $t + \Delta t$  depende apenas da informação do instante  $t$ , discretizamos a Equação de balanço de massa no espaço e no tempo, resultando em um sistema de equações de conservação de massa e energia bidirecionais. Para conversão da lâmina d'água em vazão, utiliza-se a equação de Manning com declividade da linha de energia assumida como a declividade da superfície da água ao invés da linha do terreno. Em tese, essa equação deveria ser resolvida 4 vezes por cada célula, considerando conexões de células de modo ortogonal (Grid de Von-Neuman).

No entanto, para minimizar esforços computacionais, mas ainda assim garantir performance, essa operação é feita apenas uma vez por célula somente para a direção de maior declividade da linha de energia. Uma vez calculada essa declividade, determina-se a velocidade máxima de saída da célula no instante de tempo para a direção de maior declividade e, usando-se de médias ponderadas para as outras direções, determina-se as velocidades de saída nas direções restantes. Esse procedimento é detalhado em e comumente mencionado como uma tipologia de algoritmo de *Celular Automata*.

### 2.1.3 Estabilidade Numérica

O modelo 2DCAWQ tem a possibilidade de simular eventos discretos de precipitação com intervalos de tempo constantes ou adaptativos, dependendo das condições de propagação das informações ao longo do grid de células. Em outras palavras, para garantir que a informação não ultrapasse mais de uma célula em um time-step, adota-se a condição *CFL*, escrita como:

$$\Delta t^r(t) = \min\left(\frac{\alpha^r u^{i,j}(t)}{\Delta x}, \Delta t^*\right) \forall i, j \in \Pi \quad (1)$$

onde  $\alpha^r$  é um fator  $< 1$  de minoração no número de Courant para modelagem do escoamento superficial,  $\Pi$  representa o domínio das células (i.e., todas as células do grid),  $\Delta t^*$  é o mínimo time-step adotado na simulação e  $u$  é a celeridade da onda de cheia, dada por:

$$u_d^{i,j}(t) = v_d^{i,j}(t) \pm \sqrt{gd^{i,j}(t)} \quad (2)$$

onde  $v$  é a velocidade de propagação da onda e o sub-índice  $d$  representa a direção ortogonal.

Para a qualidade da água, devemos garantir que em um determinado time-step, a massa de poluente disponível não chegue à valores negativos. A Figura 1 apresenta um esquema do modelo de transporte de poluentes. Desse modo, dividindo-se a massa disponível de poluente pela taxa de saída para todas as células do domínio, obtém-se o mínimo time-step para garantir estabilidade numérica:

$$\Delta t^q(t) = \min \left( 3600 \frac{\alpha^q B^{i,j}(t)}{\Delta W_{out}^{i,j}(t)}, \Delta t^* \right) \forall i, j \in \Pi \quad (3)$$

onde  $\Delta W_{out}$  é o fluxo líquido de poluentes que sai das células somado para as 4 direções, isto é, a diferença em (kg/h) entre poluentes que entram e saem da célula em um intervalo de tempo e  $\Delta t^*$  é o mínimo time-step adotado no modelo.

Em tese, o modelo para ser considerado estável não deveria ter uma restrição de mínimo time-step  $\Delta t^*$ . No entanto, como apresentado na Equação (3), o time-step tende a zero quando  $B(t)$  tende a zero, isto é, quando as células do grid se tornam lavadas. Isso implica que, após o first flush que eventualmente lava os poluentes iniciais da bacia e faz com que  $B(t)$  tenda a zero, o time-step tenda a zero. Portanto a limitação incluindo um valor  $\Delta t^*$  é plausível. Finalmente, o menor time-step do modelo é dado por:

$$\Delta t(t) = \min[\Delta t^r(t), \Delta t^q(t)] \quad (4)$$

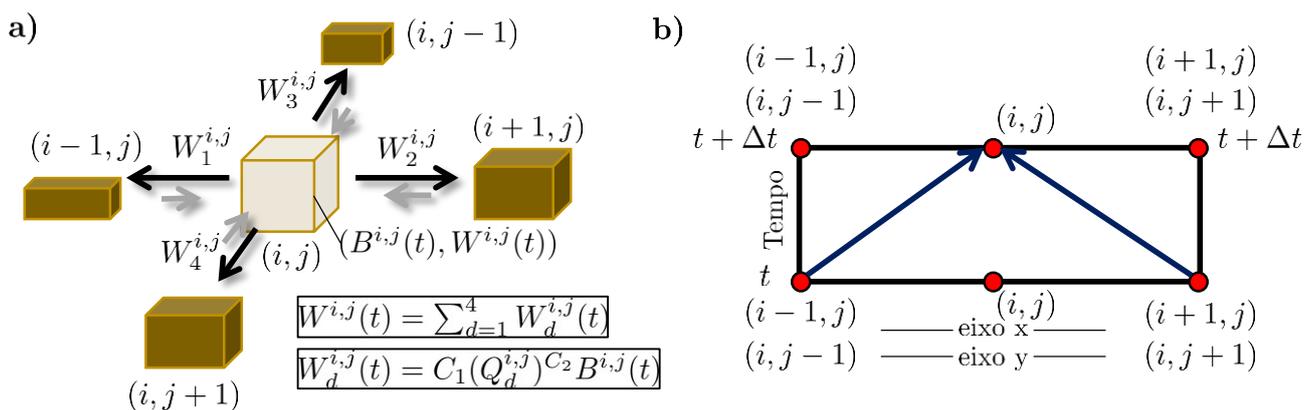


Figura 1 - Esquema do modelo de transporte de poluentes, onde a) representa uma célula com taxas de saída de poluente  $W$  com taxas de saída e entrada de poluentes em (kg/h) e b) representa um detalhe da malha computacional, onde o estado de qualidade do tempo à posteriori depende dos estados das células vizinhas e do tempo à priori. As taxas de fluxo de poluentes dependem da velocidade  $Q_d$  para cada direção e essas velocidades são função do modelo hidrodinâmico. Setas em cinza claro representam entrada de poluentes das células vizinhas.



## 2.2 - Estudo de Caso – Bacia do Tijuco Preto (São Carlos)

O estudo de caso visa aplicar o modelo hidrológico e de qualidade na bacia do Tijuco Preto, em São Carlos – São Paulo. O modelo digital de elevação foi construído com base nos dados de elevação obtidos com resolução inicial de 12.5 m. O mapa de uso do solo foi obtido no mapabiomas (<https://mapabiomas.org/>) e posteriormente classificado em 2 usos do solo principais: impermeável e permeável e então um *downscaling* foi feito para a resolução de 12,5 m. Essa bacia de estudo escolhida é de particular interesse na cidade de São Carlos e sofreu com intensa urbanização nas últimas décadas (OHNUMA JR; MENDIONDO, 2014).

A urbanização desenfreada associada com o lançamento frequente de esgotos in natura no córrego do Tijuco Preto faz com que sua qualidade da água seja cada vez mais preocupante. Os esforços de modelagem apresentados aqui neste artigo visam explicar o fenômeno de transporte de sólidos suspensos totais associados com a geração de escoamento superficial. Desse modo, modelagens de máximas lâminas, máximas concentrações de poluentes e capacidade de varredura de poluentes serão testados. O modelo digital de elevação (MDE) dessa bacia é apresentado na Figura 2. O mapa de ocupação do solo é apresentado na Figura 3.

Apesar do monitoramento ausente dessa bacia, tanto em termos de precipitações em alta resolução (e.g., intervalos sub-horários) quanto em termos de lâminas ou vazões observadas no córrego, o objetivo desse estudo de caso é quantificar em termos probabilísticos a expectativa de determinadas lâminas, vazões e concentrações de poluentes nessa bacia. Não apenas a modelagem no exutório é feita, mas também os estados de lâmina de inundação, taxas de infiltração, concentrações e massas de poluente são resolvidos a cada time-step da simulação.

### 2.2.1 Tratamento do MDE para a elaboração do MDT

Os dados de elevação sofreram processos sequenciais para refinar os percursos hidráulicos na bacia. Primeiro, um filtro baseado em declividades foi utilizado para remover possíveis ruídos nos dados de elevação, gerando um raster contendo o terreno sem os picos com declividade maior que 30%. Neste raster, várias áreas ficaram sem dados e, na ausência desses dados, um filtro de interpolação bilinear foi utilizado para suavizar as linhas do terreno. Esse processo garante mais suavidade nas linhas de escoamento. Após essa etapa, um raster de acumulação de fluxo foi elaborado, identificando linhas de fluxo no talvegue principal. Devido ao fato de superfícies terem sido geradas



ao invés de linhas únicas nesse raster, optou-se por manualmente criar um raster do córrego do tijuco preto passando pelo talvegue da bacia.

Um processo de pré-processamento nos dados de elevação de superfície foi feito sob o viés hidrológico de continuidade dos fluxos. Os dados do satélite Alos Palsar estão em resolução de 12.5 m, porém com resolução vertical de 1 m, o que torna a modelagem de manchas de inundação impraticável à priori. Como mencionado, rasters de acumulação de fluxos não geram uma linha única no talvegue da bacia; pelo contrário, geram superfícies pelo fato de várias células terem a mesma elevação devido a resolução vertical. Assim, o processo de determinação do córrego do tijuco preto – que hoje é canalizado com altura média de 1.60 m – foi feita no software QGIS manualmente. Uma vez determinado o raster lógico (i.e., 0 ou 1) do percurso aproximado do tijuco preto na bacia hidrográfica, mapas .asc foram retirados e importados no Matlab. Um algoritmo de varredura em cada ponto do mapa lógico do tijuco preto foi feito, identificando os pixels de fronteira vertical entre cada ponto interior do córrego, garantindo que os pixels em seu interior tenham elevação menor ou igual a 1.60 m da menor elevação vizinha.

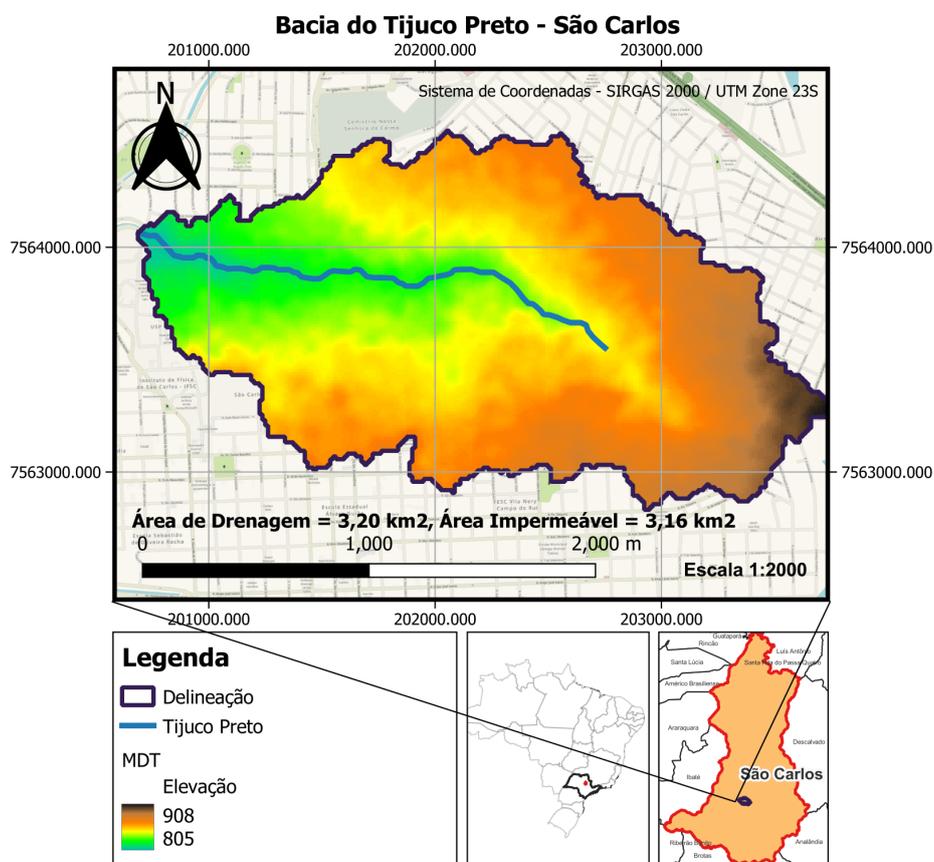
Antes de iniciar as simulações hidrodinâmicas, um processo de warm-up foi feito. Testes iniciais indicaram que simular um evento com um hidrograma de entrada no canal provém melhores informações iniciais de lâminas no córrego em comparação a uma simulação de chuva no grid. Assim, foi simulado um hidrograma constante com vazão de  $0.3 \text{ m}^3/\text{s}$  por 6 horas foi aplicado no início do córrego à céu aberto (coordenadas 202762,24; 7563794,99 UTM 23S). Essa vazão inicial representa uma eventual vazão de base, bem como lançamentos de esgotos clandestinos que frequentemente são lançados in natura no rio. Essa mesma vazão de entrada também é considerada nos eventos de chuva no grid. A condição de contorno de jusante do domínio foi assumida como a de escoamento em regime crítico e os pixels de exutório foram considerados como os 2 pixels de menor elevação no contorno do domínio, o que representa uma faixa de abrangência de 25 m na saída da bacia.

O evento simulado nesse estudo corresponde à combinação de dois eventos consecuentes: seca anual frequente (e.g., TR = 1 ano) seguida de chuva anual frequente (e.g., TR = 1 ano). Desse modo, o tempo de retorno do evento composto, que corresponde a multiplicação dos dois tempos de retorno de cada evento independente, também resulta em TR = 1 ano. A escolha desse evento de projeto se deu por representar um evento corriqueiro na bacia tanto em termos de acumulação de poluentes quanto em termos de volume de precipitação. Além disso, em termos de qualidade da água, eventos mais corriqueiros tendem a produzir maiores concentrações médias, justamente por

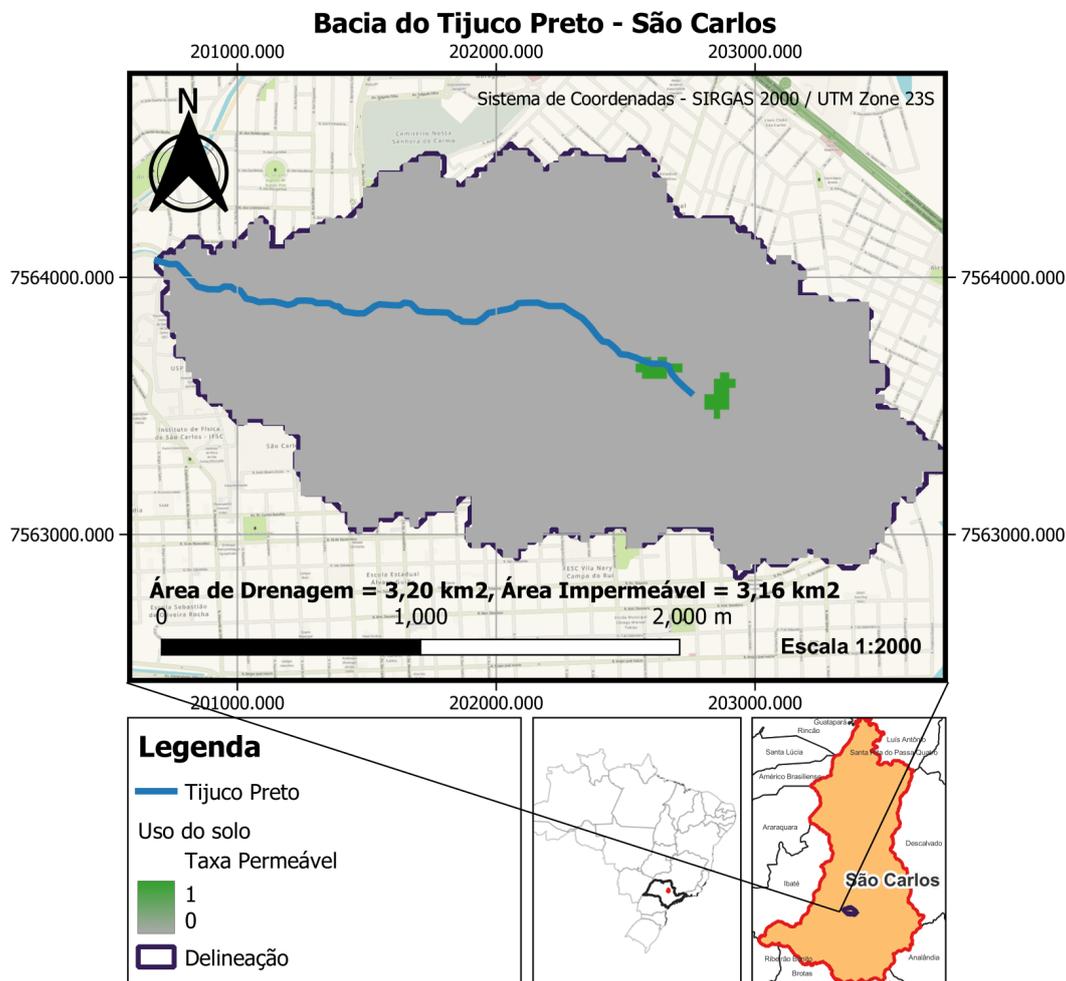
possivelmente carrear uma maior quantidade de poluentes em um menor volume de escoamento superficial. Os parâmetros adotados na simulação foram obtidos com base na literatura e com base em estudos recentes de (ZAFFANI; MENDIONDO, 2012) para a bacia do Tijucu Preto, apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1 - Parâmetros adotados na simulação, onde  $k_{sat}$  é a condutibilidade hidráulica saturada,  $\Delta\theta$  é a porosidade efetiva do solo,  $n$  é o coeficiente de Manning e  $h_0$  são as perdas por abstração inicial.**

Uso do solo	Parâmetro							
	$k_{sat}$ (mm/h)	$\Delta\theta$ ( $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ )	$n$ ( $\text{ms}^{-1/3}$ )	$h_0$ (mm)	$C_1$ (kg/ha)	$C_2$ (/dia)	$C_3$ -	$C_4$ -
Impermeável	0	0	0.018	10	27.6	0.2	1200	0.9
Permeável	10	0.4	0.100	20	5.72	0.17	1200	0.9



**Figura 2 - Bacia do Tijucu Preto localizada em São Carlos - SP. Fonte de dados do mapa de fundo: Waze**



**Figura 3 - Mapa de Uso do Solo da bacia do Tijucu Preto**

### 3 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

#### 3.1 Tempos de Retorno de Secas e de Chuvas Intensas

Para a determinação dos máximos dias de seca anuais, e posterior criação da curva ADD (i.e., curva probabilística do número de dias de seca antecedentes a um evento), da bacia do córrego Tijucu Preto, buscaram-se dados pluviométricos no Banco de Dados Hidrológicos do portal do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), disponível em <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>. Para isso, procurou-se, inicialmente, estações pluviométricas no interior, ou próximas a área de captação do córrego, e optou-se pela estação de prefixo D4-075, nome “São Carlos – SAAE”, localizada nas coordenadas geográficas 21° 59' 12" S, 47° 52' 33" W.

No entanto, a D4-075 possui uma ausência de dados pluviométricos entre 1996 e 2013, e, portanto, utilizou-se a estação D4-106, nome “Fazenda Santa Bárbara”, coordenadas  $22^{\circ} 05' 38'' S, 47^{\circ} 58' 30'' W$ , para preencher os dados faltantes nesse período.

Dessa forma, para uma estimativa dos máximos dias de seca anuais na bacia do Tijuco Preto, utilizou-se, entre 1970 e 1995, e para os anos 2014, 2015, 2017 e 2018, os dados da estação D4-075. Já para o período de 1996 a 2013 e para 2019, utilizou-se a estação D4-106. Ambas as estações não possuem dados referentes a maio de 2016, e, por isso, não se utilizou esse ano para a análise. Observa-se que os valores esperados de ADD são da ordem de 25 dias para um TR de 1 ano. Os dados de precipitação diários apresentados na Figura 4 foram obtidos na plataforma do DAEE e usados no ajuste de uma curva IDF atualizada para São Carlos (GOMES-JÚNIOR et al., 2021b), com parâmetros tipo Sherman de  $K = 819,67$ ,  $a = 1,388$ ,  $b = 10,88$  e  $c = 0,75$ .

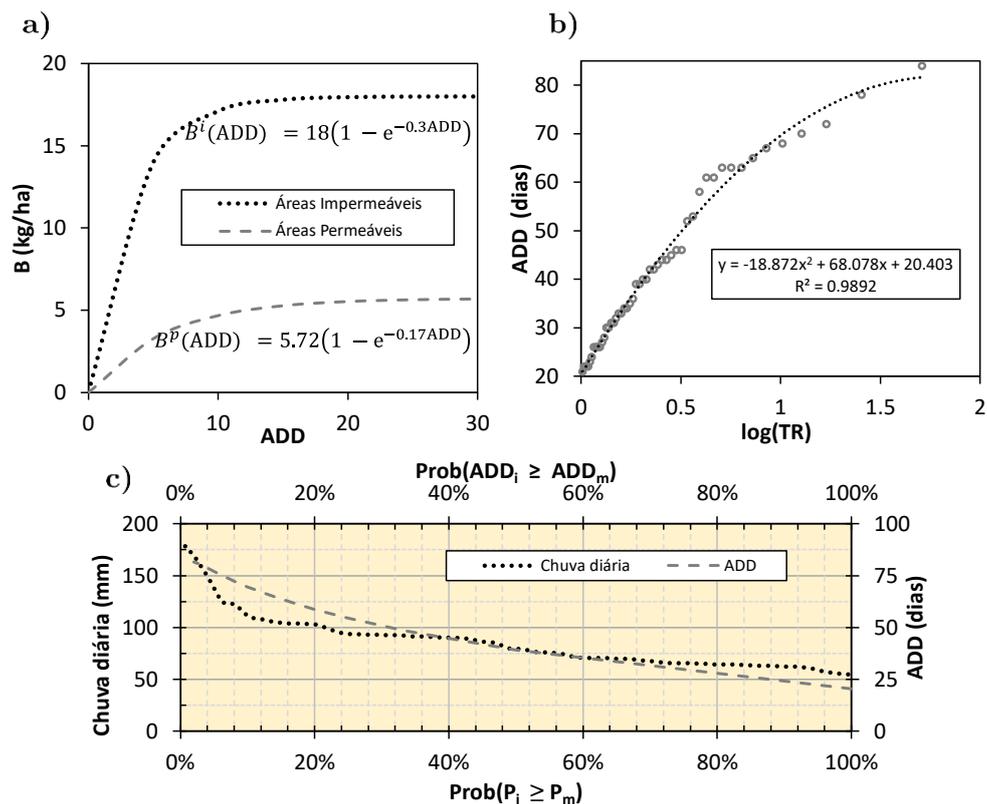


Figura 4 – a) Acumulação de poluentes (build-up) em função do intervalo de dias de seca (ADD), b) Ajuste dos dias de seca em relação aos tempos de retorno empíricos simulados pela relação de Weibull e c) Distribuição de probabilidade dos dias de seca e das precipitações diárias.

Os resultados da modelagem usando o 2DCAWQ são apresentados na Figura 5, Figura 6 e na Figura 7. O resumo da simulação é apresentado na Tabela 2.

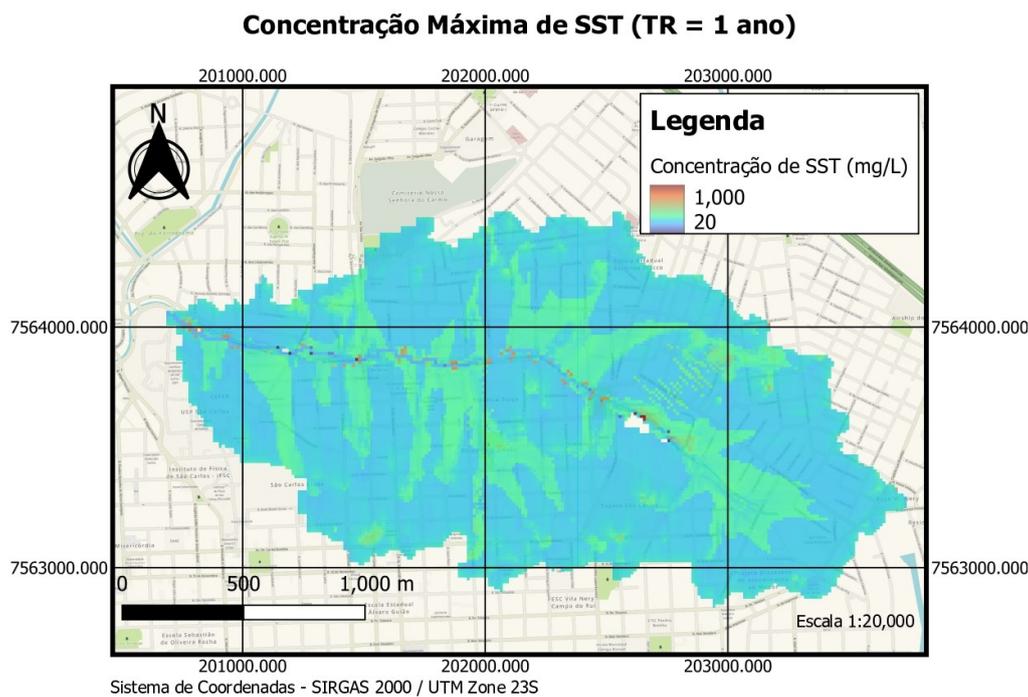


Figura 5 - Máximas Concentrações de SST

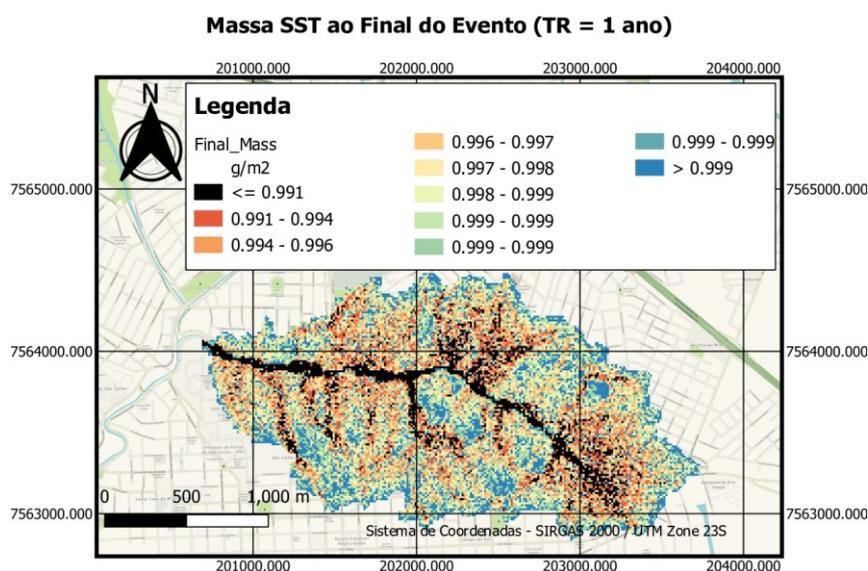


Figura 6 – Massa de SST ao final do Evento em g/m<sup>2</sup>.

Tabela 2 - Resumo da simulação para a bacia do tijuco em uma chuva de projeto de 1-h.

Resultado	Valor	Unidade
Tempo de simulação (Qualidade e Quantidade)	6,2	min
Tempo de simulação (Quantidade)	3,1	min
Lâmina máxima	1.6	m
Vazão máxima no exutório	58,11	m <sup>3</sup> /s
Máxima concentração	5.075	mg/L
Máxima massa de poluentes armazenada	24	g/m <sup>2</sup>
Massa inicial de poluentes na bacia	8,51	Ton
Massa final de poluentes na bacia	3,19	Ton
Razão de Wash-Off	0,62	kg/kg

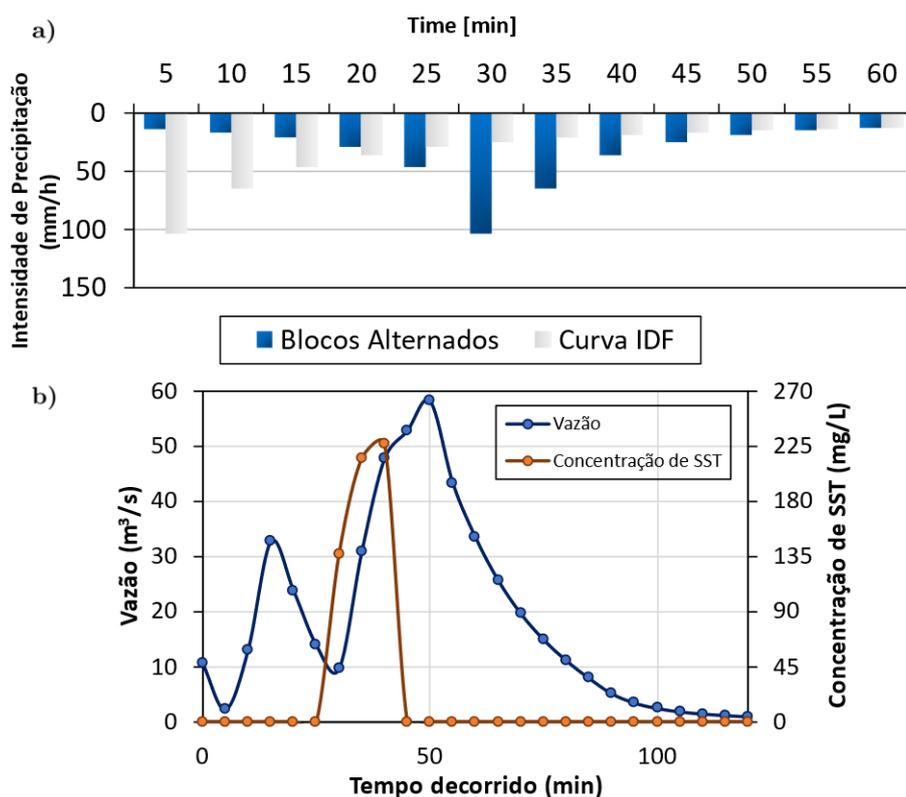


Figura 7 - (a) Hietograma do evento de projeto com TR = 1 ano e distribuição temporal em Blocos Alternados para a cidade de São Carlos e (b) hidrograma e polutograma resultantes da simulação considerando apenas o transporte de sólidos suspensos totais. O efeito da histerese foi de aproximadamente 10 minutos.



### 3.2 – Desafios da Aplicação de Modelos Totalmente Distribuídos no Brasil

Dependendo do objetivo do estudo, os dados de elevação podem ter maior ou menor importância. No caso de modelos com foco no delineamento de manchas de inundação, o FEMA, Agência Federal de Emergências dos Estados Unidos, recomenda como critério mínimo simulações hidrodinâmicas com resolução no máximo de 3 m e com resolução de elevação de 1 cm. Dados desse tipo são disponíveis no Brasil apenas em algumas grandes cidades como São Paulo, por exemplo, dificultando sua aplicação em diversos pontos importantes onde ocorrem inundações (SANTOS; CARVALHO; ANTONELI, 2016). No caso do estudo de rompimentos de barragem, no entanto, é exigido no Brasil que levantamentos aerofotogramétricos ou de LiDAR (*Light Detection and Ranging*) com alta resolução sejam feitos para garantir uma melhor caracterização do terreno e modelagem hidrodinâmica.

Apesar de a modelagem visando delineamento de manchas de inundação via modelo 2D ser praticamente impossível sem um bom MDT, a determinação de vazões e, pelo menos, a identificação de pontos críticos na bacia onde há uma eventualidade da acumulação de escoamento é possível de ser feita com dados gratuitos derivados de produtos de satélite (e.g., SRTM (DRUSCH et al., 2012), Alos Palsar (ROSENQVIST et al., 2007)). Outra vantagem da modelagem hidrodinâmica com esses dados é permitir caracterizar melhor tempos de concentração quando comparados com fórmulas empíricas. Além disso, vazões no exutório da bacia podem ser estimadas sem a necessidade de hidrogramas unitários. Para isso, no entanto, caso a informação de onde passa o curso d'água seja dissolvida na resolução grosseira dos pixels de elevação, é necessário fazer o condicionamento do modelo do terreno suavizando linhas de talvegue, picos, ou as vezes impondo elevações mais reduzidas em trechos de canal.

Outro ponto importante é a falta de dados de qualidade da água em escala temporal adequada para a calibração de modelos totalmente distribuídos de alta resolução. Para a completa calibração do modelo 2DCAWQ são necessárias informações em alta resolução (i.e., sub-horários) (GOMES-JÚNIOR et al., 2021a). As principais informações são as concentrações de poluentes, intensidade de precipitação e as vazões observadas. No entanto, outras informações como o estado de umidade inicial do solo e as lâminas iniciais de água nos cursos hídricos são necessárias. A mais difícil variável de ser estimada, contudo, é o mapa inicial de build-up. Diversos estudos apontam que o uso da equação de build-up com ADD como variável dependente pode não representar corretamente o processo de acumulação na bacia (BONHOMME; PETRUCCI, 2017; ZHANG et al., 2019).



Variáveis como velocidade de ventos predominantes, pressão e o uso e ocupação da bacia, proximidade de estradas e rodovias entre outros podem ter papel importante na acumulação de poluentes (PANDEY et al., 2016). Além disso, o modelo de Build-up assume acumulação uniforme para cada uso do solo, desprezando individualidades de acumulação (e.g., lançamento pontual). Todas essas limitações devem ser levadas em conta quando da modelagem de qualidade da água.

Apesar das dificuldades de calibração do modelo, a maioria dos parâmetros pode ser estimada, pelo menos à nível de análise preliminar, com base na literatura (ROSSMAN, 2010). Análises de sensibilidade revelam que os parâmetros mais importantes no modelo são os coeficientes de rugosidade de Manning e os coeficientes de wash-off, especialmente o expoente. Ambos podem ser derivados em função das classificações do uso do solo. O modelo permite identificar, usando em sua maioria equações fisicamente baseadas, o comportamento hidrológico, hidrodinâmico e de distribuição da poluição difusa em bacias hidrográficas onde o escoamento governante é dado por processos hortonianos.

#### 4 - CONCLUSÕES

O modelo 2DCAWQ foi aplicado a bacia do Tijuco Preto em São Carlos. Mesmo com a inexistência de dados observados ou de dados de elevação com alta resolução, foi estimado concentrações máximas de sólidos suspensos totais para TR = 1 ano e sua distribuição ao final do evento de projeto. Lâminas de inundação também foram estimadas indicando a variação espacial de uma cheia frequente na bacia do Tijuco. O efeito da histerese foi observado, caracterizando o pico do polutograma de SST aproximadamente 10 minutos antes do pico da vazão observada. Além da modelagem em uma bacia com falta de dados em alta resolução, foram levantados os desafios da aplicação de modelos totalmente distribuídos em bacias desse tipo. Destacam-se a dificuldade em tratar o MDT para considerar o percurso canalizado em casos em que a resolução do pixel do MDT é mais grosseira que o canal em si e a filtragem necessária no MDT para garantir a suavidade das linhas de fluxo.

#### 5 - REFERÊNCIAS

- ALMAGRO, A. et al. CABra: a novel large-sample dataset for Brazilian catchments. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 25, n. 6, p. 3105–3135, 2021.
- ARNOLD, J. G. et al. SWAT: Model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491–1508, 2012.



BAPTISTA, M. V.; SCARPINELLA, G. D.; MENEZES, D. B. Idas e vindas do processo de degradação e recuperação de um córrego urbano. **SIMPÓSIO NACIONAL DE GESTÃO E ENGENHARIA URBANA**, v. 3, p. 87–95, 2021.

BONHOMME, C.; PETRUCCI, G. Should we trust build-up/wash-off water quality models at the scale of urban catchments? **Water research**, v. 108, p. 422–431, 2017.

COLLISCHONN, W. et al. The MGB-IPH model for large-scale rainfall—runoff modelling. **Hydrological Sciences Journal**, v. 52, n. 5, p. 878–895, 2007.

DELETIC, A. The first flush load of urban surface runoff. **Water research**, v. 32, n. 8, p. 2462–2470, 1998.

DOWNER, C. W.; OGDEN, F. L. GSSHA: Model to simulate diverse stream flow producing processes. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 9, n. 3, p. 161–174, 2004.

DRUSCH, M. et al. Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. **Remote sensing of Environment**, v. 120, p. 25–36, 2012.

FAN, F. M.; COLLISCHONN, W. Integração do modelo MGB-IPH com sistema de informação geográfica. **Rbrh: revista brasileira de recursos hídricos. Porto Alegre, RS. Vol. 19, n. 1 (jan./mar. 2014), p. 243-254**, 2014.

FRY, T. J.; MAXWELL, R. M. Using a distributed hydrologic model to improve the green infrastructure parameterization used in a lumped model. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 12, 2018.

GAO, L.; LI, D. A review of hydrological/water-quality models. **Frontiers of Agricultural Science and Engineering**, v. 1, n. 4, p. 267–276, 2015.

GOMES-JÚNIOR, M. N. et al. **Spatial Assessment of Overland Flow, Pollutant Concentration, and First Flush Using a 2D Non-Point Source Pollution and Hydrological Model for Urban Catchments**. World Environmental and Water Resources Congress 2021. **Anais...ASCE**, 2021a.

GOMES-JÚNIOR, M. N. et al. Análises estatísticas, visuais e não paramétricas para a otimização do ajuste de curvas IDF e construção de ábacos de projeto de obras hidráulicas: estudo de caso em São Carlos - SP. **DAE**, v. 69, 2021b.

GOMES-JUNIOR, M. N. et al. Flood Risk Mitigation and Valve Control in Stormwater Systems: State-Space Modeling, Control Algorithms, and Case Studies. **arXiv preprint arXiv:2205.01017**, 2022.

GUIDOLIN, M. et al. A weighted cellular automata 2D inundation model for rapid flood analysis. **Environmental Modelling & Software**, v. 84, p. 378–394, 2016.



- HOSSAIN, I.; IMTEAZ, M. A.; HOSSAIN, M. I. Application of a catchment water quality model for an East-Australian catchment. **International journal of global environmental issues**, v. 12, n. 2–4, p. 242–255, 2012.
- KOLLET, S. J.; MAXWELL, R. M. Integrated surface-groundwater flow modeling: A free-surface overland flow boundary condition in a parallel groundwater flow model. **Advances in Water Resources**, v. 29, n. 7, p. 945–958, 2006.
- OHNUMA JR, A. A.; MENDIONDO, E. M. Análise de cenários com proposição de medidas de recuperação ambiental para a micro-bacia do Tijuco Preto, São Carlos-SP. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)**, n. 32, p. 42–51, 2014.
- PANDEY, A. et al. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**, v. 147, p. 595–620, 2016.
- RÁPALO, L. M. C. et al. Effects of land-use and-cover changes on streamflow regime in the Brazilian Savannah. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 38, p. 100934, 2021.
- RODRIGUES, D. B. B. et al. Contrasting American and Brazilian systems for water allocation and transfers. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 141, n. 7, p. 4014087, 2015.
- ROSENQVIST, A. et al. ALOS PALSAR: A pathfinder mission for global-scale monitoring of the environment. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 45, n. 11, p. 3307–3316, 2007.
- ROSSMAN, L. A. **Storm water management model user's manual, version 5.0**. [s.l.] National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and ..., 2010.
- SANTOS, M. A.; CARVALHO, S. M.; ANTONELI, V. Suscetibilidade de enchentes a partir da análise das variáveis morfométricas na bacia hidrográfica rio bonito em Irati-PR-brasil. **Revista Equador**, v. 5, n. 5, p. 152–167, 2016.
- SHAW, S. B.; WALTER, M. T.; STEENHUIS, T. S. A physical model of particulate wash-off from rough impervious surfaces. **Journal of Hydrology**, v. 327, n. 3–4, p. 618–626, 2006.
- TU, M.-C.; SMITH, P. Modeling pollutant buildup and washoff parameters for SWMM based on land use in a semiarid urban watershed. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 229, n. 4, p. 1–15, 2018.
- WICKE, D.; COCHRANE, T. A.; O'SULLIVAN, A. Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces. **Journal of Environmental Management**, v. 113, p. 347–354, 2012a.



WICKE, D.; COCHRANE, T. A.; O’SULLIVAN, A. Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces. **Journal of Environmental Management**, v. 113, p. 347–354, 2012b.

WIJESIRI, B. et al. Influence of pollutant build-up on variability in wash-off from urban road surfaces. **Science of the Total Environment**, v. 527, p. 344–350, 2015.

ZAFFANI, A. G.; MENDIONDO, E. M. Poluição difusa da drenagem urbana com base ecohidrológica: diagnóstico atual e cenários de longo prazo em bacias urbanas de São Carlos, SP. 2012.

ZHANG, K. et al. Testing of new stormwater pollution build-up algorithms informed by a genetic programming approach. **Journal of Environmental Management**, v. 241, p. 12–21, 2019.

ZIA, H. et al. The impact of agricultural activities on water quality: A case for collaborative catchment-scale management using integrated wireless sensor networks. **Computers and electronics in agriculture**, v. 96, p. 126–138, 2013.