

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**ANÁLISE DO DESEMPENHO DO MODELO SWMM5
ACOPLADO AO CALIBRADOR PEST NA BACIA DO
ARROIO CANCELÁ/RS.**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Fábio Alex Beling

**Santa Maria, RS, Brasil
2013**

PPGEC/UFSM, RS

BELING, Fábio Alex

MESTRE

2013

**ANÁLISE DO DESEMPENHO DO MODELO SWMM5
ACOPLADO AO CALIBRADOR PEST NA BACIA DO ARROIO
CANCELA/RS.**

Fábio Alex Beling

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Civil.**

Orientador: Prof^a. Dra. Eloiza Maria Cauduro Dias de Paiva

Santa Maria, RS, Brasil

2013

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Beling, Fábio Alex
ANÁLISE DO DESEMPENHO DO MODELO SWMM5 ACOPLADO AO
CALIBRADOR PEST NA BACIA DO ARROIO CANCELA/RS. / Fábio
Alex Beling.-2013.
154 p. ; 30cm

Orientador: Eloiza Maria Cauduro Dias de Paiva
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, RS, 2013

1. SWMM5 2. Modelagem Qualiquantitativa 3. Calibração
4. PEST 5. Área Urbana I. Paiva, Eloiza Maria Cauduro
Dias de II. Título.

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil**

**A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado**

**ANÁLISE DO DESEMPENHO DO MODELO SWMM5
ACOPLADO AO CALIBRADOR PEST NA BACIA DO
ARROIO CANCELA/RS.**

elaborado por
Fábio Alex Beling

como requisito para a obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Civil

COMISSÃO EXAMINADORA:

Eloiza Maria Cauduro Dias de Paiva, Dra.
(Presidente/Orientador)

João Batista Dias de Paiva, Dr. (UFSM)

André Luiz Lopes da Silveira, Dr. (UFRGS)

Santa Maria, 16 de maio de 2013.

Embora ninguém possa voltar atrás e fazer um novo começo,
qualquer um pode começar agora e fazer um novo fim.

(Chico Xavier)

AGRADECIMENTOS

À minha namorada, Fernanda Dione Kemmerich, pelo apoio incondicional, amor, carinho e dedicação ao longo dos anos que compartilhamos.

Aos meus pais Ildo e Luci e a minha irmã Luana pelo apoio nas minhas decisões, pelo amor e pelo carinho.

À Professora Eloiza Maria Cauduro Dias de Paiva e ao Professor João Batista Dias de Paiva pela orientação na realização do presente trabalho e pelo apoio e confiança demonstrados ao longo da minha vida acadêmica no ensino superior.

À Professora Maria do Carmo Cauduro Gastaldini pelo auxílio com os dados de qualidade da água.

À Universidade Federal de Santa Maria, pelo ensino gratuito e de qualidade proporcionado ao longo das graduações e da pós-graduação.

Aos técnicos José Astério Rosa do Carmo e Alcides Sartori pelo companheirismo e pelo apoio nas atividades de campo e de laboratório.

À CHI Water do Canadá pelas licenças do software PCSWMM 2011 e 2012 concedidas gratuitamente.

Aos pesquisadores Robert Dickinson, Le Song Ha e Lewis Rossman pelo apoio nas dúvidas referentes ao modelo SWMM5.

Aos colegas do mestrado e servidores do PPGEC e aos professores, funcionários e bolsistas do GHidros e do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSM pelo companheirismo e apoio.

Ao CNPq, à CAPES e à FINEP (projeto MAPLU2 - Manejo de Águas Pluviais em Meios Urbanos 2) pelo apoio e bolsas concedidas.

Muito obrigado!

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
Universidade Federal de Santa Maria

ANÁLISE DO DESEMPENHO DO MODELO SWMM5 ACOPLADO AO CALIBRADOR PEST NA BACIA DO ARROIO CANCELA/RS.

AUTOR: FÁBIO ALEX BELING

ORIENTADOR: ELOIZA MARIA CAUDURO DIAS DE PAIVA

Data e local da defesa: Santa Maria, 16 de maio de 2013.

Este trabalho apresenta os resultados da modelagem qualiquantitativa da bacia urbana do Arroio Cancela, possuindo 4,35 km² de área, com o uso do modelo Storm Water Management Model (SWMM5). Foram modelados os processos de geração e propagação do escoamento superficial e de base, além dos processos de acumulação e lavagem do total de sedimentos em suspensão (TSS) e da matéria orgânica representada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅). O pacote de rotinas PEST (Parameter Estimator) foi empregado nas calibrações dos parâmetros mais sensíveis do SWMM5. Ao total, foram calibrados 8 meses de dados monitorados de chuva e vazão, contendo 34 eventos chuvosos. Na calibração dos processos qualitativos empregaram-se 10 eventos contendo estimativas da concentração do TSS e da DBO₅. A validação da média dos parâmetros calibrados foi realizada num período de 3 meses, possuindo 16 eventos chuvosos, dos quais 4 contém dados monitorados do TSS e da DBO₅. Os resultados indicam que o SWMM5 é mais sensível aos parâmetros relativos às áreas impermeáveis da bacia. Os parâmetros das áreas permeáveis foram mais sensíveis nos eventos de maior magnitude. O uso do PEST revelou-se de grande valia na otimização do modelo, tendo em vista a velocidade com que o algoritmo converge para uma solução satisfatória. A calibração por eventos do escoamento superficial atingiu índices de eficiência de Nash-Sutcliffe (E_{NS}) muito bons (média de 0,92). Para a série contínua, o E_{NS} calculado atingiu o valor de 0,72. Os erros médios no volume de vazão para ambos os casos foi inferior a 14%. A calibração do TSS atingiu E_{NS} médio de 0,56 e, da DBO₅, E_{NS} médio de -0,75, com parâmetros de lavagem muito dispersos para ambos os poluentes. Na validação dos eventos, a média dos parâmetros calibrados produziu valores médios de E_{NS} igual a 0,47, mediana calculada igual a 0,87 e hidrogramas com boa reprodução da forma da série observada. A validação da série contínua alcançou E_{NS} igual a 0,74 e subestimativa no volume de vazão igual a 7,7%. A validação dos processos qualitativos foi muito deficiente, não sendo reproduzida satisfatoriamente a variação da concentração do TSS e da DBO₅. Os resultados apontam que o uso do modelo SWMM5 acoplado ao calibrador PEST produz bons resultados na predição do escoamento superficial em eventos isolados e em séries contínuas. Todavia, a representação dos processos qualitativos requer melhores estimativas dos parâmetros iniciais de acumulação e lavagem, além do aperfeiçoamento do algoritmo de cálculo dos mesmos.

Palavras-chave: SWMM5. Modelagem Qualiquantitativa. Calibração. PEST. Área Urbana. Hidrologia.

ABSTRACT

M.Sc. Dissertation
Post-Graduation Program in Civil Engineering
Universidade Federal de Santa Maria

PERFORMANCE EVALUATION OF THE SWMM5 MODEL COUPLED WITH THE PEST CALIBRATOR IN THE CANCELA CREEK/RS BASIN.

AUTHOR: FÁBIO ALEX BELING

ADVISOR: ELOIZA MARIA CAUDURO DIAS DE PAIVA

Place and date of defense: Santa Maria, May 16^o, 2013.

This dissertation presents the results of the qualitative and quantitative modeling of the Arroio Cancela urban basin, having an area of 4.35 km², with the use of the Storm Water Management Model (SWMM5). The generation and routing of the runoff, base flows and the processes of accumulation and washoff of the total suspended sediments (TSS) and organic matter represented by biochemical oxygen demand (BOD₅) were modeled. The package PEST (Parameter Estimator) was used in the calibrations of the most sensitive parameters of the SWMM5. Eight months of monitored rainfall and runoff data containing 34 rainfall events were calibrated. Calibration of the qualitative processes used 10 events containing monitored data with concentrations of TSS and BOD₅. The validation of the average calibrated parameters was carried out over a period of three months, having 16 rainfall events, 4 of which containing monitored data of TSS and BOD₅. The results indicate that the SWMM5 is more sensitive to parameters related with the impermeable areas of the basin. The parameters of the permeable areas were more sensitive in events of greater magnitude. The use of PEST proved to be valuable in optimizing the model, considering the speed at which the algorithm converges to a satisfactory solution. The runoff calibration of the events reached very good Nash-Sutcliffe efficiencies (E_{NS}) (average of 0.92). For the continuous simulations, calculated E_{NS} reached a value of 0.72. The average errors in the flow volume for both cases were less than 14%. The calibration of TSS reached an average E_{NS} value of 0.56 and, for BOD₅, an average E_{NS} of -0.75, with a high dispersion of the washoff parameters for both pollutants. The runoff validation for events produced an average E_{NS} equal to 0.47, calculated median equal to 0.87 and hydrograms with good reproduction of the shape of the observed data. The validation of the continuous series presented E_{NS} equal to 0.74 and an underestimation of the flow volume equal to 7.7%. The validation of the quality processes resulted very poor E_{NS} indexes, with deficiently representation of the variation of TSS and BOD₅ concentrations. The results indicate that the use of the SWMM5 model coupled with the PEST calibrator can produce good results in the prediction of runoff events and continuous flow series. However, the representation of the qualitative processes require better initial parameter estimations for buildup and washoff, in addition to improvements in the calculation algorithm of buildup and washoff of pollutants.

Keywords: SWMM5. Qualitative and Quantitative Modelling. Calibration. PEST. Urban Area. Hydrology.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A1	Coeficiente de Fluxo Subterrâneo
A2	Coeficiente de Fluxo Superficial
A3	Coeficiente de Interação Aquífero-Superfície
ANA	Amostrador de Nível Ascendente
AND	Amostrador de Nível Descendente
B	Acumulação Total do Poluente
B1	Expoente de Fluxo Subterrâneo
B2	Expoente de Fluxo Superficial
BC1	Coeficiente Acumulação – Buildup Coefficient 1
BC2	Taxa de Acumulação – Buildup Coefficient 2
dAI	Altura de Retenção das Áreas Impermeáveis
dAP	Altura de Retenção das Áreas Permeáveis
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias
DP	Desvio Ponderado
DPad	Desvio Padrão
Dry	Tempo para um Solo Saturado Secar
E _{NS}	Índice de Eficiência de Nash-Suttcliffe
GML	Gauss Marquard Levenberg
H*	Cota Limite do Aquífero
ha	Hectare
Hgw	Cota da Zona Saturada
Hsw	Cota da Superfície da Água no Nó Receptor
I0	Máxima Taxa de Infiltração - Horton
Ib	Mínima Taxa de Infiltração - Horton
Imp	Porcentagem de Áreas Impermeáveis
K	Constante de Decaimento - Horton
MNT	Modelo Numérico de Terreno
nAI	Coeficiente de Manning das Áreas Impermeáveis
nAP	Coeficiente de Manning das Áreas Permeáveis

nCan	Coeficiente de Manning dos Canais
OAT	One At a Time
OD	Oxigênio Dissolvido
PEST	Parameter Estimator
PPEST	Parallel Parameter Estimator
pH	Potencial Hidrogeniônico
Qgw	Fluxo Subterrâneo
SWMM	Storm Water Management Model
TSS	Total de Sedimentos em Suspensão
W	Taxa de Lavagem do Poluente
WC1	Coeficiente de Lavagem – Washoff Coefficient 1
WC2	Expoente de Lavagem – Washoff Coefficient 2

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Etapas da modelagem hidrológica.	24
Figura 2 – Representação do modelo de reservatório não-linear.....	29
Figura 3 – Áreas representativas de uma sub-bacia no modelo SWMM5.....	30
Figura 4 – Esquema de representação do aquífero.	32
Figura 5 – Processo de calibração.	38
Figura 6 – Escalada do Pico com múltiplos pontos de partida.	40
Figura 7 – Esquema de funcionamento do PEST.	46
Figura 8 – Esquema de funcionamento PEST em paralelo.....	51
Figura 9 – Área de Estudo, a bacia do Arroio Cancela.	55
Figura 10 – Modelo numérico de terreno da bacia Arroio Cancela.	56
Figura 11 – Uso do solo da bacia do Arroio Cancela.	56
Figura 12 – Tipos de solo da bacia do Arroio Cancela.....	57
Figura 13 – Discretização da área em sub-bacias e canais.	62
Figura 14 – Discretização dos aquíferos.	64
Figura 15 – Esquema de acoplamento PEST-SWMM5.	74
Figura 16 – Sensibilidade relativa para cada evento.....	78
Figura 17 – Sensibilidade relativa média de todos os eventos.....	79
Figura 18 – Variação da sensibilidade relativa ao E_{NS} com a magnitude do evento.	81
Figura 19 – Superfície de resposta $Imp \times Len \times E_{NS}$	83
Figura 20 – Variação dos parâmetros nos 3 esquemas de calibração.....	85
Figura 21 – Variação de n_{AI} e n_{Can} com a magnitude do evento no esquema III.....	90
Figura 22 – Polutogramas (TSS e DBO_5) dos eventos calibrados.....	92
Figura 23 – Polutogramas (TSS e DBO_5) dos eventos calibrados.	93
Figura 24 – Período contínuo calibrado com 8 aquíferos.	99
Figura 25 – Desempenho da calibração em função da magnitude dos eventos.	101
Figura 26 – Vazão observada x vazão calibrada na simulação contínua.....	102
Figura 27 – Faixa de variação dos parâmetros na calibração contínua e por evento. .	103
Figura 28 – Polutogramas do TSS e da DBO_5 dos eventos validados.....	109
Figura 29 – Período contínuo validado.....	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Eventos empregados na calibração.	59
Tabela 2 – Eventos empregados na validação.....	60
Tabela 3 – Valores iniciais dos parâmetros para cada classe de uso do solo.	67
Tabela 4 – Valores iniciais dos parâmetros para cada classe de tipo do solo.	68
Tabela 5 – Ranking de sensibilidade dos parâmetros.....	79
Tabela 6 – Desempenho dos esquemas de calibração do escoamento superficial.	86
Tabela 7 – Parâmetros calibrados para cada evento em cada esquema.....	87
Tabela 8 – Parâmetros de acumulação e lavagem calibrados para TSS.....	91
Tabela 9 – Parâmetros de acumulação e lavagem calibrados para DBO ₅	91
Tabela 10 – Parâmetros de acumulação e lavagem de TSS.	94
Tabela 11 – Massa lavada e remanescente de TSS em cada evento.	95
Tabela 12 – Desempenho da calibração por evento e contínua.	100
Tabela 13 – Parâmetros empregados na validação do escoamento superficial.....	106
Tabela 14 – Desempenho da validação do escoamento superficial.....	107
Tabela 15 – Média dos parâmetros calibrados na representação da qualidade.	108
Tabela 16 – Desempenho da validação na representação da qualidade.....	108
Tabela 17 – Parâmetros empregados na validação da série contínua.....	111
Tabela 18 – Desempenho da validação da série contínua.....	111

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Fases de desenvolvimento das águas urbanas.	21
Quadro 2 – Exemplos de modelos hidrológicos.	26
Quadro 3 – Considerações de cada método de propagação do fluxo.....	31
Quadro 4 – Parâmetros do modelo SWMM5.....	66
Quadro 5 – Parâmetros para a simulação da qualidade d’água pelo SWMM5.	69
Quadro 6 – Esquemas empregados para a calibração do escoamento superficial.....	84
Quadro 7 – Esquemas e origem dos parâmetros empregados na validação.....	105

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice A	– Hidrogramas dos Eventos Calibrados	130
Apêndice B	– Hidrogramas dos Eventos Validados	147

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	15
OBJETIVOS	17
1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
1.1 Recursos Hídricos em Meios Urbanos.....	18
1.2 Ferramentas de Apoio à Gestão de Águas Urbanas.....	21
1.3 Modelagem Hidrológica.....	22
1.3.1 Seleção de modelos.....	25
1.3.2 SWMM.....	27
1.3.3 Testes de Sensibilidade.....	36
1.3.4 Calibração.....	37
1.3.4.1 Funções objetivo.....	41
1.3.5 PEST.....	44
1.3.5.1 Visão Geral.....	44
1.3.5.2 Algoritmo de Calibração.....	47
1.3.5.3 Execução Paralela.....	49
1.3.5.4 Uso do PEST.....	51
2 MATERIAL E MÉTODOS	54
2.1 Área de Estudo.....	54
2.2 Eventos Monitorados.....	57
2.3 Metodologia.....	60
2.3.1 Caracterização Física da Bacia.....	61
2.3.2 Discretização da Bacia.....	61
2.3.2.1 Aquíferos.....	63
2.3.2.2 Parâmetros Geométricos.....	65
2.3.2.3 Parâmetros de Escoamento Superficial.....	66
2.3.2.4 Parâmetros de Qualidade da Água.....	68
2.3.3 Simulações Contínuas e por Evento.....	71
2.3.4 Análise de Sensibilidade e Calibração.....	71
2.3.4.1 Acoplamento SWMM5-PEST.....	73
2.3.4.2 PPEST e Simulação Contínua.....	75
2.3.5 Validação.....	76
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	77
3.1 Análise de Sensibilidade.....	77
3.1.1 Avaliação do Comprimento de Drenagem.....	82
3.2 Calibração de Eventos.....	83
3.2.1 Escoamento Superficial.....	83
3.2.2 Qualidade.....	90

3.3	Calibração da Série Contínua	97
3.4	Validação de Eventos	105
3.4.1	Escoamento Superficial	105
3.4.2	Qualidade	107
3.5	Validação da Série Contínua	111
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....		114
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS		118
APÊNDICES.....		129

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o aumento da pressão sobre os recursos naturais tem imposto desafios de difícil conciliação e fez a sociedade despertar para a questão ambiental. Verificou-se que o modelo de desenvolvimento que vinha sendo adotado precisava ser repensado de maneira a se tornar sustentável. No entanto, a mudança de paradigma chegou tarde e num cenário de crescente degradação ambiental.

Quando a atenção volta-se ao meio urbano, os impactos vêm se intensificando, haja vista o crescimento populacional e o modelo de produção em massa que forçam a expansão dessas áreas. Muitas vezes essa expansão é desacompanhada da atenção do poder público, o que gera graves problemas sociais e ambientais. A supressão de áreas verdes, a redução de áreas impermeáveis, a canalização de corpos d'água são algumas ações desse tipo de urbanização que ignora, muitas vezes, padrões mínimos de saneamento (lançamento de lixo e esgoto bruto no meio ambiente, por exemplo).

A associação dos efeitos mencionados tem tornado os ambientes urbanos cenários frequentes de enchentes, além de transformar córregos urbanos em condutos de esgoto a céu aberto. No Brasil a problemática é sentida na grande maioria das cidades e diversos são os núcleos urbanos onde o cenário é precário.

Nesse contexto, evidencia-se a conexão existente entre os recursos hídricos e o meio ambiente urbano, de maneira que o estudo dessa relação pode contribuir para a sustentabilidade da ocupação desses espaços. Contudo, a proposição de soluções para os problemas existentes passa antes pelo diagnóstico da situação da área e, sobretudo, pela compreensão dos processos hidrológicos que ali ocorrem.

Com a evolução da ciência e da tecnologia, foram desenvolvidos diversos meios para a compreensão desses processos, sendo o uso de modelos hidrológicos e meteorológicos em ambientes computacionais uma das principais alternativas para esse fim. Não obstante, o seu uso também permite a predição de eventos futuros, o que os torna importantes no cotidiano do planejamento do uso e ocupação do solo, por exemplo. Do exposto, percebe-se o potencial que a modelagem hidrológica possui na compreensão dos processos que ocorrem nos meios urbanos.

Atualmente, há diversos modelos computacionais disponíveis, com capacidade de simular os principais processos hidrológicos existentes em uma bacia hidrográfica. Nesse sentido, os modelos chuva-vazão são capazes de representar o comportamento da bacia na geração do escoamento superficial causado por precipitações incidentes. Dentre os modelos existentes, destaca-se o Storm Water Management Model (SWMM), desenvolvido com vistas à representação de áreas urbanas e também capaz de simular a acumulação e lavagem de poluentes nas superfícies da bacia.

Todavia, a modelagem hidrológica envolve a estimativa dos parâmetros representativos da bacia, o que nem sempre é realizado com atenção à realidade física existente na área. Ademais, mesmo em modelos cujos parâmetros possuam essa relação, os processos de calibração são necessários objetivando aproximar ao máximo os resultados calculados aos dados observados no sistema, processo também denominado de compatibilização histórica.

Com a evolução da informática, a representação dos processos hidrológicos foi aperfeiçoada com o custo da incorporação de inúmeros parâmetros, o que tornou a tarefa de estimativa e calibração cada vez mais difícil. No entanto, a mesma evolução permitiu o desenvolvimento de algoritmos de calibração capazes de buscar valores de parâmetros que conduzam às melhores compatibilizações.

Apesar de a concepção dos modelos hidrológicos ser calcada em bases científicas, seu uso requer determinadas abstrações que o aproximam de uma arte. Dessa maneira, a compreensão das técnicas de discretização da bacia, determinação inicial dos parâmetros e calibração é determinante para o sucesso das predições realizadas por um modelo, apresentando respostas sensivelmente distintas em diferentes áreas de estudo.

Com vistas a contribuir para a discussão do uso de modelos hidrológicos em meios urbanos, a presente dissertação avaliará o uso do modelo SWMM5 acoplado ao calibrador PEST na representação dos processos qualiquantitativos da bacia urbana do Arroio Cancela, em Santa Maria. Os resultados permitirão compreender a relação dos parâmetros do modelo com o seu desempenho na representação das séries temporais de vazão e qualidade, além de avaliar o uso do PEST como calibrador automático.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

O objetivo geral do presente trabalho é simular o processo de geração de escoamento superficial, a dinâmica do escoamento subterrâneo e a dinâmica de acumulação e lavagem de poluentes da bacia urbana do Arroio Cancela com o modelo SWMM5 acoplado ao calibrador PEST e discutir a relação dos parâmetros com o desempenho do modelo.

Atividades Necessárias para o Alcance do Objetivo Geral

- Caracterizar o relevo, uso e tipo do solo da bacia do Arroio Cancela.
- Estimar os parâmetros representativos da bacia no formato exigido pelo modelo SWMM5.
- Acoplar o modelo SWMM5 ao calibrador PEST e automatizar os procedimentos de calibração.
- Calibrar os parâmetros do SWMM5 para eventos isolados e para séries contínuas usando o PEST com apoio de séries observadas de chuva, vazão e de concentração de sólidos totais em suspensão e matéria orgânica.
- Validar a calibração realizada em eventos não empregados na calibração.
- Discutir a relação entre os parâmetros calibrados e o desempenho das simulações e previsões, comparativamente a trabalhos similares existentes na literatura.

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Recursos Hídricos em Meios Urbanos

Para o homem, a disponibilidade de água é vital para a sobrevivência e é meio para muitas atividades, desde econômicas até recreativas. Em função disso, muitos povos primitivos instalaram-se nas proximidades de fontes de água como arroios, lagos, rios e ribeirões, que tanto serviam como fonte de alimento através da pesca, como meio de transporte através da navegação, e como meio sanitário, uma vez que conduziam as águas servidas oriundas do consumo humano.

Grandes centros urbanos¹ desenvolveram-se nas proximidades de importantes fontes hídricas e, com o passar do tempo, o processo de urbanização se intensificou. Segundo o relatório da ONU (2007, p. 20), a população urbana no século XX cresceu de 220 milhões para 2,8 bilhões de habitantes, sendo que para 2008 a expectativa era de que ela passaria a rural pela primeira vez na história.

Para 2050, espera-se que a população urbana alcance a marca de 5 bilhões de habitantes com um vultoso crescimento de cidades de países em desenvolvimento, especialmente na Ásia e na África, onde se prevê que a população duplique nas próximas décadas. Estima-se que até 2050 as cidades de ambos os continentes concentrarão 80% da população urbana mundial, índice que provavelmente virá acompanhado de sérios problemas sociais. (ONU, 2007).

O considerável crescimento observado também foi a fonte de significativos impactos ambientais e, em função da gênese relacionada com a água, dentre outras razões, a maioria das cidades apresenta algum problema que envolva os recursos

¹ A relação íntima entre os recursos hídricos e as cidades é nítida desde a sua origem, pois os primeiros núcleos urbanos surgiram nos vales férteis dos rios Tigres e Eufrates, Nilo e Indo, datando a mais antiga – Jericó – de 8.000 anos a.C. (MALUF, 2010, p. 73). Ainda, conforme Silva (2004, p. 20), os primeiros núcleos urbanos surgiram como locais de troca de excedentes produzidos no campo e, posteriormente, com a especialização do trabalho, emergiu uma complexa organização pautada em distintas classes sociais e econômicas, que se diferenciaram ainda mais na medida em que a tecnologia evoluiu.

hídricos. Price e Vojinović (2010) relatam essa problemática observada em algumas das metrópoles do mundo.

Para a América Latina as expectativas são de um crescimento urbano menos acelerado até 2030, em comparação com a África e a Ásia. No entanto, no Brasil, os desafios do crescimento sustentável das áreas urbanas continuarão sendo uma questão prioritária, haja vista a existência de severos impactos ambientais cuja gênese está no modo como a urbanização se desenrolou no país.

O Brasil passou recentemente de país rural para urbano, processo que se acelerou a partir da década de 60 embalado pelo desenvolvimento industrial, conforme bem retrata o trecho:

Enquanto em 1960 a população urbana representava 44,7% da população total – contra 55,3 % de população rural –, dez anos depois essa relação se inverteu, com números quase idênticos: 55,9% de população urbana e 44,1% de população rural. Em 1996, 78,4% da população brasileira vivia em cidades, proporção que ultrapassa os 80% atualmente (CYMBALISTA, 2006, p. 281).

No entanto, o processo de urbanização brasileiro não se deu de maneira homogênea, havendo significativos contrastes entre áreas que atendem aos quesitos urbanísticos e outros núcleos à margem das posturas mínimas traçadas no planejamento urbano, a exemplo das favelas (BELING, 2010, p. 61).

Esse histórico, que não é exclusividade brasileira, pois é também observado em boa parcela dos países hoje considerados emergentes, causou e causa vultosos impactos no ambiente, sendo recorrente a problemática dos recursos hídricos em meios urbanos.

O estado da grande maioria dos córregos urbanos é de degradação ambiental, havendo um significativo decréscimo da qualidade das águas na medida em que esses são o destino de parcela dos resíduos gerados pelo consumo humano. Esgoto bruto e resíduos sólidos são presenças cada vez mais corriqueiras em rios e arroios que passam ou que se originam em áreas urbanas e representam grave ameaça à saúde pública. Ainda, a poluição difusa oriunda das mais diversas fontes e repleta de contaminantes, como metais pesados, é carregada pelas águas aos fluxos naturais o que acabam afetando toda a fauna e flora a grandes distâncias da origem.

Outro fenômeno que se intensifica é a enchente urbana. A impermeabilização do solo causada, por exemplo, pela pavimentação de vias e a construção de telhados, reduz as regiões de infiltração, aumentando o volume e a velocidade da água que escoam superficialmente quando precipitações incidem sobre essas áreas (BUTLER E DAVIES, 2010, p. 2-4). Assim, durante eventos chuvosos, canais antes naturais e agora confinados em tubos de concreto elevam o nível das águas de maneira muito rápida, transportando grandes volumes que, se não excedem a calha projetada, alagam regiões à montante.

Quando a infraestrutura de algumas cidades mais antigas é estudada, é possível identificar muitas situações conflitantes ainda atualmente vivenciadas. Soluções de Engenharia já lidavam com a relação homem e água em meios urbanos, na medida em que os primeiros sistemas de abastecimento e esgotamento sanitário e de drenagem das águas da chuva eram planejados e instalados.

Apesar de as soluções estruturais terem evoluído do sistema combinado ao separador entre esgoto e águas de drenagem pluvial (WALESH, 1989, p. 16-17), a concepção apartada de uma visão interdisciplinar entre o meio natural, artificial e a sociedade transferiu muitos dos problemas de local e com magnitude ampliada. Butler e Davies (2010, p. 11-12) comentam que o objetivo inicial da drenagem urbana era a remoção das águas do meio urbano de maneira mais rápida (visão higienista), o que demandava a construção de grandes galerias pluviais. Essa ideia, no entanto, vem dando lugar a soluções não estruturais em um processo de renaturalização, onde a infiltração e o armazenamento das águas pluviais precisam ser privilegiados. Em Tucci (2008) é possível encontrar um quadro comparativo das diferentes fases de evolução da gestão das águas urbanas, conforme ilustra o Quadro 1.

Enfim, a relação meio ambiente urbano e recursos hídricos vem ganhando destaque, sobretudo nas últimas décadas onde a questão ambiental deixou de ser ignorada. Os desafios são muitos, considerando o incremento da população previsto para os próximos anos, e deverão passar pela gestão integrada do solo urbano com a inclusão das áreas historicamente ignoradas do planejamento, como as favelas e demais ocupações irregulares.

Quadro 1 – Fases de desenvolvimento das águas urbanas.

Fase	Características	Consequências
Pré-higienista: até início do século XX	Esgoto em fossas ou na drenagem, sem coleta ou tratamento e água da fonte mais próxima, poço ou rio.	Doenças e epidemias, grande mortalidade e inundações.
Higienista: antes de 1970	Transporte de esgoto distante das pessoas e canalização do escoamento.	Redução das doenças, mas rios contaminados, impactos nas fontes de água e inundações.
Corretiva: entre 1970 e 1990	Tratamento de esgoto doméstico e industrial, amortecimento do escoamento.	Recuperação dos rios, restando poluição difusa, obras hidráulicas e impacto ambiental.
Desenvolvimento sustentável: depois de 1990	Tratamento terciário e do escoamento pluvial, novos desenvolvimentos que preservam o sistema natural.	Conservação ambiental, redução das inundações e melhoria da qualidade de vida.

Fonte: Tucci (2008).

1.2 Ferramentas de Apoio à Gestão de Águas Urbanas

Para o adequado planejamento urbano consentâneo aos princípios do desenvolvimento sustentável, há uma diversidade de ferramentas disponíveis na atualidade. A informática com certeza é uma delas e sua evolução tem possibilitado, dentre diversas outras tarefas, o uso de imagens de satélite em programas computacionais de geoprocessamento (GIS) que virtualizam a paisagem urbana e simulam zoneamentos ambientais mais racionais.

Também o desenvolvimento de sensores e sondas tem permitido o monitoramento do meio ambiente urbano fornecendo valiosas informações para a identificação de problemas e possíveis soluções. Exemplos são sensores do nível de poluição atmosférica, de ruído, da qualidade d'água, pluviômetros, linígrafos e estações meteorológicas. No que tange à gestão de águas urbanas, os quatro últimos exemplos são de grande valia.

Outra ferramenta de suma importância na gestão de águas urbanas são os modelos hidrológicos e hidráulicos, que tentam representar os fluxos d'água de uma determinada bacia hidrográfica no ambiente real e em cenários artificiais. A potencialidade mencionada, de acordo com Walesh (1989, p. 318), supre uma das lacunas do monitoramento hidrológico, pois esse, além de caro, apenas reflete as condições existentes numa bacia, sendo incapaz de abstrair cenários hipotéticos e abranger eventos críticos essenciais para o projeto e planejamento da drenagem urbana.

A integração do uso de computadores, sistemas de informação geográficas, dados de monitoramento ambiental e modelos hidrológicos representa uma poderosa ferramenta para a gestão integrada da paisagem urbana. Dessa maneira, há suporte técnico-científico para a realização de intervenções estruturais e não estruturais e mesmo para a implantação de sistemas de prevenção e alerta de riscos (enchentes, deslizamentos, entre outros), muitas vezes as únicas soluções para locais onde uma intervenção mais profunda na paisagem urbana é inviável, dados os custos econômicos e sociais envolvidos.

1.3 Modelagem Hidrológica

Por modelo compreende-se a tentativa de representar um sistema de maneira diversa da realizada pelo próprio sistema (SHANNON, 1998). Nesse sentido, um modelo hidrológico refere-se à representação do comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica, por exemplo, através de simplificações dos fenômenos que ocorrem na realidade. Para Tucci (1998, p. 13), o modelo hidrológico é uma ferramenta que permite compreender o comportamento de uma bacia hidrográfica através da representação dos diversos processos físicos envolvidos no ciclo hidrológico.

Em termos operacionais, num modelo hidrológico relacionam-se os diversos processos físicos observados no meio ambiente (infiltração, armazenamento, escoamento superficial, por exemplo), sendo possível, a partir do conhecimento de algumas variáveis (entradas) envolvidas no processo, a obtenção de outras de interesse (saídas). Essa característica preditiva tem possibilitado, por exemplo, estimar

o escoamento superficial gerado a partir da precipitação incidente em uma determinada bacia (modelos chuva-vazão). Nesse sentido, pode-se afirmar que a possibilidade de predição é uma das principais razões para o aumento do interesse científico na modelagem hidrológica.

Com efeito, a capacidade de prever o futuro tem instigado há milênios a humanidade, que recorria, e ainda recorre, a profecias e oráculos para a previsão de eventos futuros. Com a observação da natureza e o desenvolvimento do método científico, a possibilidade de prever eventos futuros em algumas áreas passou a ser possível, a exemplo da meteorologia e da astronomia.

Segundo Abbott e Refsgaard (1996, p. 17), os modelos podem ser físicos, analógicos ou matemáticos, sendo estes últimos os de mais larga utilidade e uso na atualidade, decorrência do desenvolvimento da informática. Ainda, com o acréscimo vertiginoso do poder de processamento e armazenamento dos computadores observado nos últimos 60 anos, passou a ser possível a resolução de complexos problemas matemáticos em espaços de tempo cada vez menores, além de possibilitar uma melhora na organização das informações, a exemplo das interfaces de informação geográficas (GIS). Tucci (1998, p. 28) comenta ainda que, até 1950, os métodos empregados na hidrologia limitavam-se a indicadores estatísticos envolvidos nos processos.

É possível ainda encontrar uma série de classificações para os modelos hidrológicos, a depender do modo como os processos naturais são representados. As classes mais conhecidas são explicadas por Tucci (1998, p. 20-24) que caracteriza o modelo como determinístico, quando é desconsiderada a chance de variabilidade das variáveis envolvidas no processo, sendo que uma mesma entrada sempre fornecerá a mesma saída. A situação inversa caracteriza os modelos estocásticos, sendo que se incorporam variáveis aleatórias ao modelo. Será contínuo, quando os fenômenos são contínuos no tempo, e discreto quando esses se reproduzem em intervalos de tempo definidos, sendo este último o mais caso mais comum. O modelo será concentrado quando desconsiderar a variabilidade espacial e temporal das variáveis envolvidas, e distribuído quando as considera. Por fim, será conceitual quando descrever os

fenômenos através de relações físicas, e empírico, se lançar mão a formulações empíricas, obtidas da correlação de dados observados.

Do ponto de vista do usuário, um modelo hidrológico matemático computacional é composto de duas partes principais: um núcleo hidrológico, que operacionaliza as relações matemáticas dos fenômenos que se tenta reproduzir, e uma interface tecnológica com as mais diversas possibilidades de manipulação dos dados de entrada, interfaces de calibração, dentre outras facilidades (ABBOTT E REFSGAARD, 1996, p.17).

Dada a complexidade que se apresenta na natureza, nenhum modelo consegue representar todos os processos que ocorrem na prática, sendo que ao operador/cientista resta selecionar aquele modelo que mais se adequa às características do local de estudo. Feita a escolha, o processo de modelagem hidrológica requer uma sequência de passos que visam ajustar e avaliar a resposta calculada, de modo a assegurar o menor erro possível em eventuais predições, etapas que geralmente empregam dados observados na bacia em estudo (registros de chuvas e vazões, por exemplo). A Figura 1 ilustra os passos normalmente trilhados no uso de modelos hidrológicos.

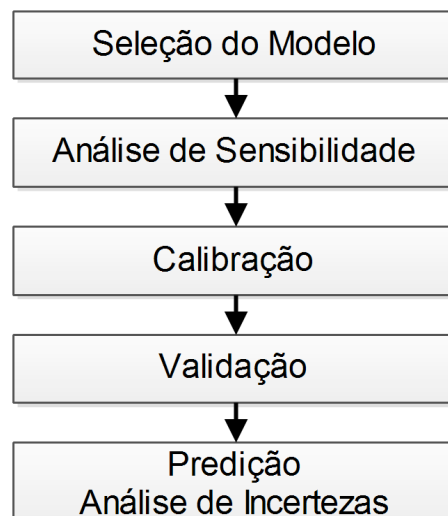


Figura 1 – Etapas da modelagem hidrológica.

Como decorrência do exposto, percebe-se que os trabalhos de monitoramento hidrológico são essenciais para o fornecimento de dados que fomentarão modelos hidrológicos consistentes. Assim, séries de dados históricos de precipitações e vazões medidas corretamente são uma fonte de incerteza menor no conjunto de incertezas que se apresentam nas simplificações empregadas em um modelo.

Atualmente, há modelos hidrológicos específicos para as mais diversas áreas de estudo, tanto para áreas rurais, quanto para urbanas. Também, são simulados diferentes processos físicos, como a infiltração, armazenamento, escoamento em canais, erosão, lavagem e acumulação de poluentes, o que torna a modelagem hidrológica uma ferramenta não apenas para a estimativa de vazões, mas também para a avaliação da qualidade d'água e dos processos de perda do solo.

Em áreas urbanas, o uso de modelos hidrológicos está associado principalmente ao planejamento da drenagem urbana, seja em maior ou menor escala espacial. Em maior escala, modelos hidrológicos podem ser empregados para a estimativa da geração do escoamento superficial em grandes bacias urbanas, sendo possível a simulação de distintos cenários de uso e ocupação do solo, de modo que as zonas de expansão urbana possam ser avaliadas. Em menor escala espacial, os modelos hidrológicos permitem, por exemplo, avaliar o impacto das BMP's (best management practices), ou práticas de melhor manejo, no âmbito de lotes residenciais, como o uso de trincheiras de infiltração e reservatórios de amortecimento.

1.3.1 Seleção de modelos

Diversos modelos computacionais são encontrados atualmente na internet livres para o uso e alguns contam com elaboradas interfaces gráficas e integradas à ferramentas de GIS. Outros integram pacotes comerciais de análise e projeto. Cada modelo apresenta uma peculiaridade que o torna mais adequado para uma ou outra situação, conforme se depreende dos exemplos trazidos no Quadro 2.

Quadro 2 – Exemplos de modelos hidrológicos.

Tipo de Modelagem	Exemplo de Modelo
Concentrado	Snyder ou Hidrograma Unitário de Clark
Distribuído	Onda Cinemática
Orientado a Evento	HEC-1, HEC-HMS, SWMM, SCS TR-20
Contínuo	Stanford, SWMM, HSPF, STORM
Base Física	HEC-1, HEC-HMS, SWMM, HSPF
Estocástico	Séries sintéticas
Numérico	Modelos de onda cinemática e dinâmica
Analítico	Método Racional, Hidrograma Unitário Instantâneo de Nash

Fonte: Bedient *et al.* (2008, p.314)

Bedient *et al.* (2008, p. 313-352) citam que um dos primeiros modelos desenvolvidos foi o Stanford Watershed Model que evoluiu para o HSPF (Hydrologic Simulation Program – Fortran) e tem a capacidade de representar grandes bacias. Há também o popular pacote HEC (HMS e RAS) desenvolvido pelo Centro de Engenharia Hidrológica (HEC) do corpo de engenheiros do exército dos Estados Unidos.

Opções nacionais também são encontradas, a exemplo dos modelos IPH (desenvolvidos na Universidade Federal do Rio Grande do Sul), do ABC (desenvolvido na Universidade de São Paulo) e do MODCEL (desenvolvido na Universidade Federal do Rio de Janeiro) (CABRAL *ET AL.*, 2009, p. 114).

Quando o foco volta-se para as áreas urbanas, encontram-se diversos modelos capazes de reproduzir as peculiaridades encontradas nesses meios. Butler e Davies (2010, p. 374-375) destacam os modelos SWMM (Storm Water Management Model), MIKE URBAN e HydroWORKS como exemplos para a aplicação em meios urbanos

Nesse contexto, a escolha de um modelo hidrológico não é tarefa fácil e nem sempre aquele teoricamente mais completo, que represente com maior fidelidade a realidade, é o escolhido. Isso se deve a questões pragmáticas e envolve a disponibilidade de informações sobre o uso de determinado modelo, de recursos computacionais para o processamento, da familiaridade do operador com as técnicas

usadas pelo modelo e de informações sobre a área estudada. (BEDIENT *ET AL.*, 2008, p. 405).

Apesar de primar-se pela representação mais fiel possível à realidade observada, quando o assunto é modelagem hidrológica, essa lógica pode não ser desejável. A inclusão de inúmeros elementos na representação de uma bacia pode significar adicionar uma série de parâmetros cuja magnitude é, *a priori*, incerta. Dessa forma, assumindo-se que um modelo é uma tentativa de representação da realidade e, por conseguinte, erros inerentes ao seu algoritmo são inevitáveis, a hiperparametrização acaba sendo ineficiente para a melhora do desempenho. Ainda há a problemática da correlação entre diversos parâmetros, sendo que o efeito de um pode estar compensando o feito de outro, distanciando muitas vezes o conceito físico da realidade.

Nesse sentido postula o princípio da parcimônia: o número de parâmetros de um modelo deve ser o menor possível de maneira a representar adequadamente um sistema (BOX *ET AL.*, 1994, p. 16). Evidente que é preciso investigar com atenção o grau de simplificação adotado pela supressão de determinados parâmetros, pois podem estar sendo negligenciados processos importantes (WAGENER *ET AL.*, 2001). A fim de avaliar a importância dos parâmetros, testes de sensibilidade são importantes ferramentas para contornar o problema.

1.3.2 SWMM

O SWMM, acrônimo em inglês para modelo de gestão de águas pluviais (Storm Water Management Model), é um modelo hidrológico de código fonte aberto, desenvolvido em 1971 pela USEPA, agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (ROSSMAN, 2010, p.1). Desde então, o algoritmo do SWMM vem sofrendo gradativas mudanças atualizando e/ou incluindo a simulação de distintos processos hidrológicos. Atualmente, a versão disponibilizada é a 5.0, estando disponível em

<http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/wq/models/swmm/>, contando com interface gráfica para a introdução dos dados de entrada.

De acordo com Rossman (2010, p.1), o SWMM é capaz de representar uma série de processos hidrológicos, dentre os quais:

- Variabilidade da chuva ao longo do tempo;
- Evaporação de água;
- Acumulação e degelo de neve;
- Interceptação da chuva causada pelo armazenamento em depressões;
- Infiltração da precipitação em solos não saturados;
- Percolação e infiltração da água em aquíferos;
- Troca entre o fluxo da água subterrânea e o sistema de drenagem;
- Propagação do escoamento superficial via modelo do reservatório não linear.

Trata-se de um modelo físico, distribuído, de simulação temporal discreta, onde uma bacia hidrográfica é representada por uma série de elementos de sub-bacias e canais ou condutos, permitindo a simulação contínua ou de eventos.

Para o cômputo do escoamento superficial nas sub-bacias, cada uma dessas é tratada como um reservatório não-linear, nos termos do esquema apresentado na Figura 2.

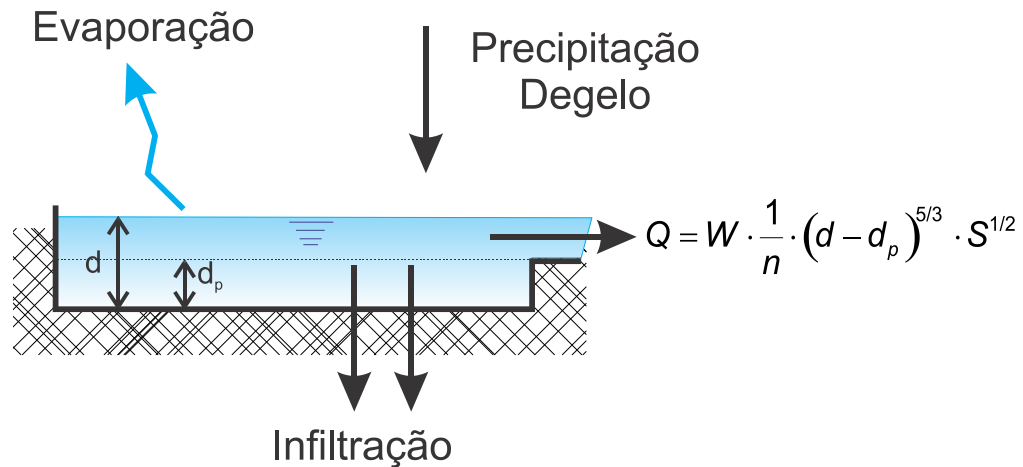


Figura 2 – Representação do modelo de reservatório não-linear.

Fonte: Adaptado de Rossman (2010).

Conforme a descrição de Rossman (2010), as sub-bacias são aproximadas a reservatórios retangulares de largura W e capacidade d_p , ou máxima capacidade de retenção, que representa as perdas que a água precipitada sofre antes de escoar superficialmente, o que inclui as perdas superficiais por armazenamento, umedecimento e interceptação. Quando o total precipitado excede d_p , haverá escoamento superficial (Q), computado através da equação de Manning que, combinada à equação da continuidade, permite a obtenção da profundidade da água no reservatório (d) para cada passo de tempo do algoritmo:

$$\frac{dd}{dt} = i - \frac{W}{A \cdot n} \cdot (d - d_p)^{5/3} \cdot S^{1/2} \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde:

- d – profundidade da água no reservatório (m);
- t – tempo (s);
- i – intensidade de precipitação efetiva (m/s);
- W – largura representativa da bacia (m);
- A – área da bacia (m^2);
- n – coeficiente de rugosidade de *Manning* ($s/m^{1/3}$);
- d_p – altura do armazenamento (m);
- S – declive da bacia (-);

A consideração das diferentes coberturas no uso do solo de cada sub-bacia é realizada através de três zonas de diferentes características onde os fluxos hidrológicos são balanceados (Figura 3).

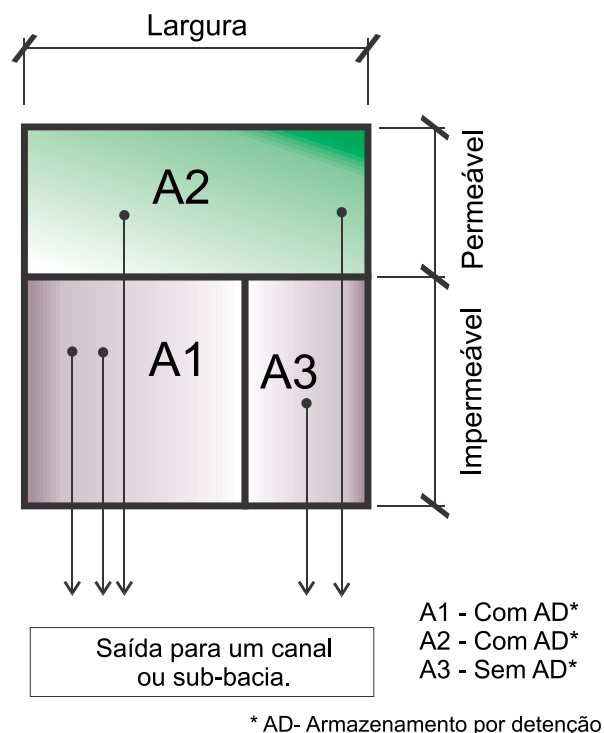


Figura 3 – Áreas representativas de uma sub-bacia no modelo SWMM5.

Fonte: Adaptado de Rossman (2010).

A infiltração no SWMM pode ser representada através de três diferentes algoritmos: Green-Ampt, Horton ou pelo método da curva número. O modelo também permite a consideração do efeito do lençol freático ao assumir a existência de duas camadas de solo, sendo uma saturada e outra, mais superficial, insaturada, cuja fronteira pode alterar-se de acordo com os fluxos de água existentes entre ambas.

O fluxo do escoamento superficial gerado nas sub-bacias é direcionado a outras sub-bacias ou para canais e condutos. Nos canais ou condutos, a propagação do escoamento pode ser simulada através de 3 diferentes métodos: fluxo uniforme, onda

cinemática e onda dinâmica. Com a representação via fluxo uniforme, o SWMM apenas transfere o hidrograma do nó à montante ao nó à jusante, sem atraso ou atenuação. Já os outros dois métodos possuem as potencialidades discriminadas no Quadro 3.

Quadro 3 – Considerações de cada método de propagação do fluxo.

Considerações	Onda Cinemática	Hidrodinâmico
Translação de Onda	X	X
Remanso		X
Atenuação da Onda		X
Aceleração do Fluxo		X

Fonte: Adaptado de Butler e Davies (2010, p. 476).

A consideração da água subterrânea é realizada através de elementos de aquífero representativos de uma ou mais sub-bacias. Os fluxos efluentes são ligados a canais da malha de drenagem discretizada e a recarga é oriunda da infiltração promovida nas áreas permeáveis. Segundo Rossman (2010), cada aquífero contém uma zona insaturada e outra saturada que são representadas através de parâmetros como: porosidade do solo, condutividade hidráulica, altura de evapotranspiração, cota base e taxa de perda para o aquífero profundo. Os parâmetros iniciais como o nível estático e o teor de umidade da zona insaturada também precisam ser fornecidos.

O fluxo nos aquíferos é computado de acordo com a (Eq. 2) e o esquema geral é ilustrado na Figura 4.

$$Q_{gw} = A1 \cdot (H_{gw} - H^*)^{B1} - A2 \cdot (H_{sw} - H^*)^{B2} + A3 \cdot H_{gw} \cdot H_{sw} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

- Q_{gw} – Fluxo subterrâneo (m³/s/ha);
- A1 – Coeficiente de fluxo subterrâneo;
- B1 – Expoente de fluxo subterrâneo;
- A2 – Coeficiente de fluxo superficial;
- B2 – Expoente de fluxo superficial;
- A3 – Coeficiente de interação aquífero-superfície;
- H_{gw} – cota da zona saturada (m);
- H – Cota limite do aquífero (m);
- H_{sw} – Cota da superfície da água no nó receptor (m).

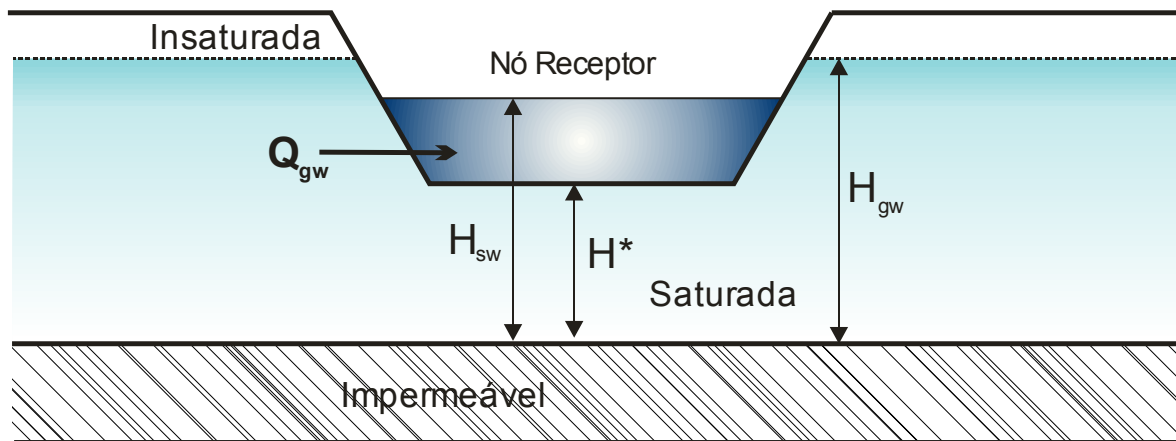


Figura 4 – Esquema de representação do aquifero.

Fonte: Adaptado de Rossman (2010, p. 207).

O SWMM também representa a dinâmica de acumulação e lavagem de poluentes numa bacia, a exemplo de sedimentos em suspensão, coliformes, matéria orgânica e inorgânica (DBO e DQO) e metais.

A acumulação é o processo em que a massa de poluentes vai sendo incrementada nos períodos sem precipitação na bacia. Pode ser representada no SWMM através de três relações matemáticas: potencial, exponencial e uma função de saturação. Todas têm como variável dependente o período antecedente seco e o volume acumulado pode ser relacionado à área total das sub-bacias ou ao comprimento do meio-fio das ruas. Grande parcela dos trabalhos que empregou o SWMM para a representação dos processos de qualidade fez uso da função exponencial, cuja equação é:

$$B = BC1 \cdot (1 - e^{-BC2 \cdot t}) \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde:

B = Acumulação Total (kg/ha);
 BC1 = Máxima Acumulação Possível (kg/ha);
 BC2 = Taxa de Acumulação (dia⁻¹);
 t = Tempo Seco Antecedente (dia)

A lavagem da carga acumulada nas sub-bacias ocorre quando o escoamento superficial carrega os poluentes na direção do fluxo. Esse processo é representado no SWMM através de três alternativas: função exponencial, curva de taxa de lavagem e concentração média do evento. Todas as equações relacionam a quantidade de poluente lavado à intensidade do escoamento superficial, sendo a função exponencial também a mais empregada e expressa por:

$$W = WC1 \cdot q^{WC2} \cdot B \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

W = Taxa de Lavagem (kg/h);
 WC1 = Coeficiente de Lavagem ((mm/h)^{-WC2}/h);
 WC2 = Expoente de Lavagem;
 q = Escoamento Superficial (mm/h);
 B = Acumulação de Poluente (kg).

Para o transporte dos poluentes, os canais comportam-se como tanques de mistura com fluxo permanente (ROSSMAN, 2010, p. 60). Trata-se de uma simplificação aceitável quando o tempo de transporte nos condutos é da mesma ordem de grandeza do passo de tempo empregado no SWMM. O balanço de massa dos poluentes é obtido pela solução de uma equação de advecção, sem a consideração das parcelas de difusão, mistura ou dispersão (JULIEN, 2010, p. 218-219).

Desde a sua criação, em 1971, o SWMM teve diversas modificações. A versão 2 foi lançada em 1975 e a versão 3 em 1981. A versão 4 do modelo, lançada em 1988 e ainda empregada em alguns trabalhos recentes como em Chow *et al.* (2012) e Wang e Altunkaynak (2012), foi desenvolvida em linguagem FORTRAN e era dividida em módulos de simulação: *Runoff*, responsável pela geração de escoamento superficial, *Transport*, responsável pela simulação do fluxo em canais, qualidade e infiltração, *Extran*, responsável pela simulação hidráulica através do método hidrodinâmico, *Storage/Treatment* responsável pela simulação de processos de tratamento e armazenamento (HUBER E DICKINSON, 1992). O modelo computacional não apresentava uma interface amigável para a introdução dos dados, contudo havia versões comerciais que realizavam a tarefa, inclusive com integração em ambiente de geoprocessamento, como o PCSWMM 2003 da empresa canadense CHI-WATER.

A versão 5 do SWMM, lançada em 2004, foi totalmente reescrita em linguagem C (HUBER *ET AL.*, 2005) com a eliminação da compartimentação que exigia a execução em série dos blocos de simulação. A reestruturação também criou uma interface gráfica de código fonte aberto e desenvolvida em Delphi para a gestão dos dados de entrada e resultados do SWMM. No entanto, na parcela qualitativa houve supressão da consideração da sedimentação e ressuspensão de poluentes, realizada no SWMM4. De acordo com Huber *et al.* (2005), essa consideração deve ser incorporada em futuras atualizações do modelo.

Apesar de o modelo poder ser executado da interface gráfica, o SWMM5 também conta com uma versão que roda em linha de comando e trabalha com entradas e saídas em formato texto, o que facilita a integração com outras ferramentas de processamento, a exemplo de planilhas eletrônicas e outras ferramentas de análise numérica. Ainda, o SWMM5 pode ser executado através de qualquer programa customizado em ambiente Windows, já que dispõe de uma versão em formato dll (dynamics link library).

Atualmente é possível encontrar programas comerciais que realizaram alterações no algoritmo do SWMM ou que o integraram a interfaces GIS ou CAD, no intuito de facilitar o manuseio dos dados de entrada ou a visualização dos resultados gerados. Dentre eles, há o PCSWMM, desenvolvido pela empresa canadense CHI Water (www.chiwater.com), que oferece uma grande variedade de ferramentas que facilitam a entrada de dados e a conferência dos resultados. Há também o XPSWMM (www.xpssoftware.com) e uma opção nacional, desenvolvida sob a coordenação do Prof. Marco Aurélio de Holanda de Castro da Universidade Federal do Ceará, denominada UFC8 e voltada para o dimensionamento de galerias pluviais (<http://www.lahc.ufc.br/>).

O SWMM tem sido aplicado em uma série de situações desde o seu desenvolvimento, sendo possível encontrar diversos artigos científicos relacionados, dos quais alguns são sucintamente comentados.

Bertoni (1998) simulou uma bacia urbana de 15 km² através de 51 sub-bacias. O modelo representou de maneira satisfatória a realidade observada, no entanto o autor aponta que se deve tomar cuidado com a necessidade da utilização de passos de

tempo menores que 10 segundos e desaconselha representar condutos ou canais com comprimentos menores que 20 metros devido à instabilidade numérica do modelo.

Wan e James (2002) acoplaram ao SWMM um calibrador com base em algoritmos genéticos.

Tan *et al.* (2008) empregaram o SWMM para avaliar a diferença entre a calibração de eventos contínuos e isolados, tendo concluído que a representação dos picos de vazão é melhor na calibração direcionada a eventos. Os mesmos autores empregaram o PEST para as tarefas de calibração automática. Ainda, eles acoplaram um algoritmo que aplica certo grau de aleatoriedade nos parâmetros do modelo, visando a busca de mínimo globais, tendo em vista que o modelo de Gauss-Marquard-Levenberg, utilizado pelo PEST, alcança mínimos locais.

Beling *et al.* (2011) compararam o desempenho do SWMM em quatro pequenas bacias brasileiras, tendo avaliado a influência das características físicas da área na sensibilidade dos parâmetros do modelo.

Souza *et al.* (2011) aplicaram o SWMM em uma bacia peri-urbana de 12.5 km² em Porto Alegre, tendo simulado períodos contínuos e calibrado os parâmetros manualmente, por tentativa e erro.

Shinma e Reis (2011) acoplaram o SWMM a um calibrador multiobjetivo, com base no algoritmo NSGA II, para a representação de eventos isolados.

Ghosh e Hellweger (2012) avaliaram o efeito que diferentes escalas de representação das bacias no SWMM têm na geração de escoamento superficial. Concluíram que a agregação de características físicas (diminuição da resolução espacial) diminuiu os picos de vazão nas maiores precipitações e aumentou os picos de vazão nas menores precipitações.

Enfim, o SWMM tem sido aplicado em uma vasta gama de situações nos meios urbanos, com maior ou menor grau de detalhamento das bacias representadas, tendo sido encontrados resultados satisfatórios na grande maioria dos trabalhos pesquisados.

1.3.3 Testes de Sensibilidade

Os testes de sensibilidade de um modelo têm a função de identificar quais os parâmetros que mais impactam os resultados calculados e que possuem, por conseguinte, maior importância no processo de calibração. Dentre os testes existentes, há o método OAT (One At a Time) onde se varia um parâmetro de entrada por vez através de um pequeno incremento e avalia-se a resposta gerada pelo modelo (SALTELLI *ET AL.*, 2000). A avaliação da resposta do modelo geralmente é realizada através de funções objetivo.

McCuen (1973) comenta que o gradiente entre a saída do modelo e a perturbação deve ser relativizado ou padronizado, de maneira a ser possível a comparação entre os índices de sensibilidade de diferentes parâmetros. A equação abaixo representa o conceito de índice de sensibilidade padronizado:

$$S_i = \frac{|Z_i - Z_0|}{|X_i - X_0|} \cdot \frac{|X_0|}{|Z_0|} \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde:

- S_i – Sensibilidade relativa ao parâmetro i com valor x_i
- Z_i – Função objetivo no ponto x_i
- Z_0 – Função objetivo no ponto x_0
- x_i – Valor do parâmetro
- x_0 – Valor do parâmetro

Todavia, conforme Beven (2001, p. 222-223), o OAT é um método de avaliação local que despreza eventual relação entre os diversos parâmetros (não-linearidade). Dessa forma, há distintos índices de sensibilidade em diferentes pontos do espaço o que os torna válidos num pequeno intervalo de variação de cada parâmetro. Em função disso, esse teste geralmente é realizado próximo à região ótima previamente calibrada de cada parâmetro (BEVEN, 2001).

Métodos globais de análise de sensibilidade de modelos requerem mais recursos computacionais e normalmente lançam mão à busca aleatória no espaço de variação

dos parâmetros. Portanto, a maioria é derivada do método de Monte Carlo onde todos os intervalos de variação dos parâmetros são testados.

1.3.4 Calibração

Realizada a escolha do modelo hidrológico que melhor corresponda às necessidades de um estudo, necessita-se alimentá-lo com os dados de entrada. Nessa etapa a estimativa dos parâmetros representativos da bacia modelada é muito importante e está sujeita a alguns problemas.

Conforme observa Beven (2001, p. 19-20), ainda que seja possível a determinação da magnitude dos parâmetros de um modelo através de ensaios, o resultado nem sempre é o esperado, havendo discrepâncias entre as séries simuladas e as observadas. O autor comenta que uma das razões para esse efeito é a diferença de escala entre os resultados das técnicas de amostragem empregadas – normalmente em pontos isolados da área de estudo – e o comportamento real da bacia, onde há a interação das heterogeneidades de todos os parâmetros. Outro fator responsável pelo problema é a possibilidade de existência de mais de um conjunto de parâmetros que forneça resultados aceitáveis para as simulações (equifinalidade), o que é produzido por uma série de fatores normalmente vinculados a erros estruturais do modelo na representação dos processos físicos e erros nas séries de dados observados tomados como referência na determinação da qualidade do ajuste.

Nesse contexto, mesmo os mais precisos valores de parâmetros precisam passar por um processo de ajuste quando empregados em um modelo hidrológico. Ademais, é praticamente impossível obter um conjunto de amostras representativas de todos os parâmetros de um modelo e que cubram todas as heterogeneidades de uma bacia hidrográfica. O que se observa no cotidiano é, na realidade, a falta de ensaios para muitos parâmetros, que acabam sendo inicialmente determinados com base em trabalhos similares e ajustados ao longo do uso do modelo hidrológico.

O processo de ajuste referido linhas atrás é denominado calibração e, em essência, corresponde a uma compatibilização histórica entre os dados observados e os dados calculados pelo modelo. De acordo com Walesh (1989, p. 339), a calibração tem o escopo de providenciar estimativas de parâmetros de difícil mensuração, compensar eventuais deficiências na estrutura do modelo e fornecer um indicativo da sensibilidade desse face à alteração de seus parâmetros.

Em termos operacionais, a calibração de um modelo consiste na variação de seus parâmetros dentro de uma faixa coerente com o conceito representado até que as variáveis observadas e as calculadas sejam semelhantes, o que normalmente é estimado através de funções objetivo. Trata-se de um processo iterativo, conforme ilustra o esquema da Figura 5.

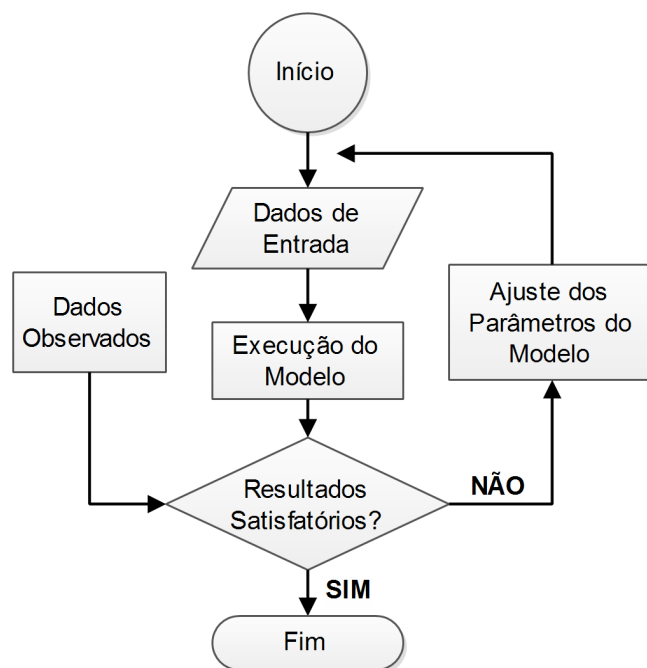


Figura 5 – Processo de calibração.

Fonte: Adaptado de Walesh (1989, p. 340).

O procedimento de calibração pode ser realizado de forma manual, através da tentativa-e-erro, ou de maneira automatizada, com o uso de algoritmos de otimização.

O método da tentativa e erro é realizado pelo operador/cientista que varia os parâmetros e analisa o impacto na saída do modelo. É o método mais subjetivo, mas o que provê o usuário de maior conhecimento sobre o desempenho do modelo diante de diferentes valores de parâmetros (percepção da sensibilidade do modelo). Pode produzir resultados excelentes quando realizado por pessoa que detenha um grau relativamente alto de conhecimento sobre o modelo e as interações entre esse e o comportamento da bacia. Todavia, esse conhecimento demanda tempo para ser adquirido e dificilmente é repassado a outra pessoa (WAGENER *ET AL.*, 2004, p. 34).

Já os métodos de calibração automatizada fazem uso de algoritmos computacionais para a execução do processo iterativo. Conforme Beven (2001, p. 227-229), as técnicas de calibração automática podem ser do tipo escalada de pico (hill-climbing), arrefecimento simulado (simulated annealing) e algoritmos genéticos. Ainda é possível incluir nessa lista as técnicas puramente aleatórias.

O método de escalada do pico emprega o gradiente de variação da função objetivo em relação a cada parâmetro ajustável para o cálculo do próximo conjunto de parâmetros a ser avaliado. Logo, é necessário o conhecimento desse gradiente em cada iteração, o que pode ser realizado através de técnicas analíticas para todo o domínio de variação dos parâmetros. No entanto, essa opção de obtenção dos gradientes dificilmente é viável em modelos complexos, razão pela qual são estimados localmente, ponto a ponto, o que requer a continuidade das respostas do modelo no intervalo de variação dos parâmetros.

O inconveniente da técnica de escalada do pico é o fato de a mesma poder buscar mínimos locais quando a superfície de resposta do modelo apresenta múltiplos picos. Wagener *et al.* (2004, p. 35) comentam que o problema pode ser sanado iniciando-se a calibração em diferentes pontos de partida, conceito ilustrado na Figura 6 para um modelo com dois parâmetros.

A técnica de arrefecimento simulado faz uma analogia com o processo de resfriamento de metais. Segundo Beven (2001), o método inicia a calibração em múltiplos pontos do espaço, sendo perturbados alguns de seus parâmetros a cada iteração e avaliada a resposta do modelo. O critério para a aceitação e rejeição de um

conjunto de parâmetros fica mais restrito a cada iteração (analogia com a temperatura), o que garante que não sejam excluídas da pesquisa potenciais áreas de mínimo global.

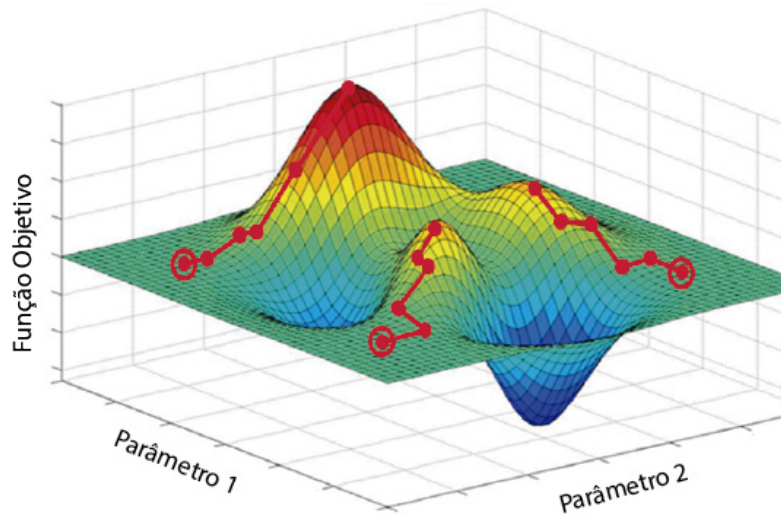


Figura 6 – Escalada do Pico com múltiplos pontos de partida.

As técnicas puramente aleatórias, também conhecidas como método de Monte-Carlo, estão calcadas na simulação de um grande número de conjunto de parâmetros aleatoriamente selecionados. Através dos resultados gerados, é possível identificar a forma da função objetivo no espaço de variação dos parâmetros, sendo a técnica muito utilizada para a avaliação de incertezas. Todavia, o método demanda muito tempo para ser executado e não realiza nenhuma consideração sobre o desempenho do modelo em cada iteração. Com vistas a minimizar o tempo necessário e aproveitar as informações geradas a partir de cada iteração, métodos como o hipercubo latino e as cadeias de Markov têm sido associadas ao método de Monte Carlo (BEVEN, 2001).

Algoritmos evolucionários, ou genéticos, aproveitam-se do conceito de evolução biológica para a busca de um ótimo global. Inicialmente conjuntos de parâmetros aleatórios são selecionados e posteriormente otimizados (evoluídos) até que um mínimo global seja encontrado. Há diversos algoritmos para a realização do processo de evolução e que envolvem a reprodução dos conceitos de seleção, mutação e cross-

over. O método do SCE (Shuffled Complex Evolution ou, em português, evolução de complexos misturados) combina algoritmos genéticos com a técnica de escalada de pico e é muito empregada na calibração de modelos hidrológicos. Outras variantes do SCE incluem o MOCOM (Multiobjective Complex Evolution) e o MOSCEM (Multiobjective Shuffled Complex Evolution Metropolis), ambos com a capacidade de avaliar múltiplas funções objetivo de acordo com a dominância de Pareto (VRUGT *ET AL.*, 2003). Babovic e Rao (2010) apontam ainda que sob o conceito da computação evolucionária, além dos algoritmos genéticos, podem ser incluídos os métodos de inteligência de enxame como o particle swarm (enxame de partículas) e o ant colony (colônia de formigas).

Enfim, há uma série de algoritmos de otimização disponíveis e com aplicabilidade na modelagem hidrológica, sendo que cada vez mais esses vêm se adaptando às potencialidades da informática, reduzindo os tempos de execução e fornecendo resultados mais confiáveis.

1.3.4.1 Funções objetivo

Nos modelos hidrológicos, as saídas são, por exemplo, séries temporais de vazão, sendo necessário condensar essa informação em um índice para a avaliação da qualidade dos resultados gerados pelo modelo. Esse índice também é conhecido por função objetivo e é uma estimativa da aderência da série temporal observada à série temporal modelada.

No processo de calibração a meta é minimizar ou maximizar – dependendo da função empregada – o valor da função objetivo que normalmente é representada por funções de variância dos erros (soma dos erros ao quadrado (Eq. 6)). O uso do expoente quadrado nas funções objetivo evita que erros positivos e negativos sejam compensados, apesar de a saída superestimar os maiores valores modelados. (KRAUSE *ET AL.*, 2005).

Outras duas funções objetivo muito recorrentes em trabalhos de modelagem hidrológica são o coeficiente de determinação (Eq. 7) e o índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (Eq. 8).

$$\sigma_{\varepsilon}^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (c_i - o_i)^2 \quad (\text{Eq. 6})$$

$$r^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})(c_i - \bar{c})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (c_i - \bar{c})^2}} \right)^2 \quad (\text{Eq. 7})$$

$$E_{NS} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (o_i - c_i)^2}{\sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2} = 1 - \frac{\sigma_{\varepsilon}^2}{\sigma_o^2} \quad (\text{Eq. 8})$$

Onde:

- n – número de intervalos de tempo;
- C_i – valor calculado no intervalo i;
- O_i – valor observado no intervalo i;
- \bar{O} – valor médio observado;
- \bar{C} – valor médio calculado;
- σ_{ε}^2 – variância dos erros;
- r^2 – coeficiente de determinação;
- σ_o^2 – variância das observações;
- E_{ns} – Índice de eficiência de Nash-Sutcliffe.

No entanto, Krause *et al.* (2005) atentam para o fato de r^2 não dever ser empregado isoladamente como função objetivo, considerando que maus resultados

podem apresentar bom desempenho, tendo em vista a consideração exclusiva da correlação no cômputo do índice.

Já E_{NS} foi inicialmente proposto por Nash e Sutcliffe (1970) e varia de $-\infty$ a 1, sendo 1 o indicativo de um ajuste perfeito. O valor 0 para o índice indica que o desempenho da modelagem é equivalente ao de um modelo monoparâmetro que fornece a média dos valores em todos os intervalos de tempo.

Apesar de muito empregadas, Beven (2001, p. 225-227, 248-252) comenta que funções objetivo calcadas na variância dos erros têm forte base na inferência estatística em casos onde as amostras podem ser consideradas independentes e os resíduos entre as observações e os dados calculados podem ser considerados de variância constante, seguindo uma distribuição normal de média zero (homocedasticidade) e não correlacionados no tempo. Essa realidade dificilmente é encontrada na modelagem hidrológica onde os erros, especialmente em séries temporais com curtos intervalos de tempo, são correlacionados (um erro positivo é seguido de um erro positivo, por exemplo) e suas variâncias são maiores para valores calculados maiores, ou seja, apresentam heterocedasticidade. A avaliação da presença ou não da heterocedasticidade é normalmente realizada através da plotagem dos resíduos versus os valores calculados ou através de testes específicos.

Uma alternativa para a problemática da heterocedasticidade é a prévia transformação das séries observada e calculada explicitamente através do método de Box-Cox, para depois ser calculada a função objetivo. Ainda, a transformação pode ser realizada implicitamente pelo cálculo da função objetivo HMLE (Heteroscedastic Maximum Likelihood Estimator). (WAGENER *ET AL.*, 2004, p. 80). Todavia, como aponta Beven (2001, p. 250), ambas as transformações dão mais ênfase aos valores menores da série.

É possível ainda, conforme Wagener *et al.* (2004, p. 94), a combinação de diferentes funções objetivo de forma a obter um índice que represente os aspectos mais importantes a serem modelados (Eq. 9). Chow *et al.* (2012) combinaram o coeficiente de determinação (r^2) com a declividade da reta obtida na regressão linear entre os dados observados e calculados. Também podem ser comparadas as curvas de permanência das séries calculada e observada, vide Acosta (2009).

$$E_{NSC} = \frac{1}{2}E_{NSA} + \frac{1}{2}E_{NSB} \quad (\text{Eq. 9})$$

Onde:

$E_{NSC} - E_{NS}$ Composto
 $E_{NSA} - E_{NS}$ Vazões Altas
 $E_{NSB} - E_{NS}$ Vazões Baixas

Outro método utilizado é a calibração multiobjetivo associada a algoritmos genéticos, como o SCE. A abordagem utiliza o conceito de teoria dos conjuntos para formar frentes de Pareto (BEVEN, 2001, p. 231-233), onde o desempenho segundo dois ou mais parâmetros é avaliado, assumindo-se não haver um ótimo absoluto.

Conforme se depreende do exposto, a escolha de uma função objetivo em detrimento de outra envolve a desconsideração de alguma característica da série temporal observada. Logo, essa opção é subjetiva e deve estar vinculada ao objetivo primordial da tarefa de modelagem. Nesse sentido, quando o modelo hidrológico subsidiará informações para o zoneamento de áreas de risco, as vazões maiores deverão ser prestigiadas pela função objetivo. Já quando o escopo é o dimensionamento de bacias de detenção, o volume do escoamento é importante e diretamente vinculado às menores vazões e de maior recorrência no tempo.

1.3.5 PEST

1.3.5.1 Visão Geral

PEST é o acrônimo do inglês Parameter ESTimator (estimador de parâmetros). Trata-se de um conjunto de rotinas computacionais com a habilidade de calibrar e realizar a análise preditiva de qualquer modelo computacional, sem a necessidade de

alterações na estrutura do modelo. Foi desenvolvido por John Doherty em 1994 e em 2002 foi liberado ao domínio público (DOHERTY, 2010).

Como o processo de calibração requer a execução do modelo diversas vezes a fim de avaliar o impacto dos diferentes parâmetros nas simulações, algoritmos computacionais que automatizam essa operação possuem grande vantagem sobre o tradicional método de tentativa e erro. No entanto, a calibração automática requer que o algoritmo de calibração possa variar os parâmetros de entrada, executar o modelo, acessar as saídas e computar o próximo conjunto de parâmetros a testar, sem a intervenção do usuário. Essa tarefa normalmente envolve o acoplamento do algoritmo de calibração e o modelo em um ambiente de programação que seja comum a ambos. Dessa forma, se o modelo foi desenvolvido em Fortran, o calibrador precisaria estar em Fortran também. Todavia, o acoplamento referido pode demandar muitos esforços e implicar no risco de alteração do modelo, acrescentando erros nas rotinas de cálculo, especialmente quando há pouca familiaridade com a linguagem de programação.

Uma alternativa ao problema acima é o uso de calibradores que tem a habilidade de gerar entradas, executar o modelo e analisar as saídas de forma independente, a exemplo do PEST. O PEST é capaz de tomar conta do processo de calibração de um modelo, desde que esse opere em linha de comando (a exemplo de programas em DOS para Microsoft Windows[®]) e necessite de entradas e saídas em formato texto. Para isso, o PEST requer três tipos de arquivos (DOHERTY, 2010, p.1.12-1.13) abaixo são descritos.

O primeiro tipo contém o padrão da estrutura dos dados de entrada (*template file*) e tem o papel de identificar quais os parâmetros que serão otimizados. É gerado a partir de um arquivo de entrada do modelo onde as posições das variáveis ajustáveis são sinalizadas através de caracteres especiais. É permitido o uso de múltiplos arquivos de entrada.

O segundo tipo de arquivo texto (*instruction file*) informa ao PEST o padrão de saída do modelo, ou seja, o modo como encontrar as saídas, quais os seus valores observados e qual a sua identificação, de forma que seja possível computar a função objetivo a minimizar. A posição dos dados de saída é informada através de comandos

predefinidos que indicam ao PEST quantas linhas ou caracteres pular ou, ainda, qual combinação de caracteres buscar. É permitido o uso de múltiplos arquivos de saída.

O terceiro tipo de arquivo (*control file*) é quem comanda a operação de execução do PEST. Ele contém a indicação dos *templates* e *instruction files*, além dos parâmetros que informam a maneira como o algoritmo de calibração deve proceder e a maneira de executar o modelo a ajustar.

Uma vez construídos os três tipos de arquivo, o PEST pode ser rodado. De maneira sucinta, é possível afirmar que ele executa o modelo n vezes até que as condições de otimização informadas no arquivo de controle sejam satisfeitas. A Figura 7 indica a sequência de funcionamento do PEST e sua relação com o modelo a calibrar.

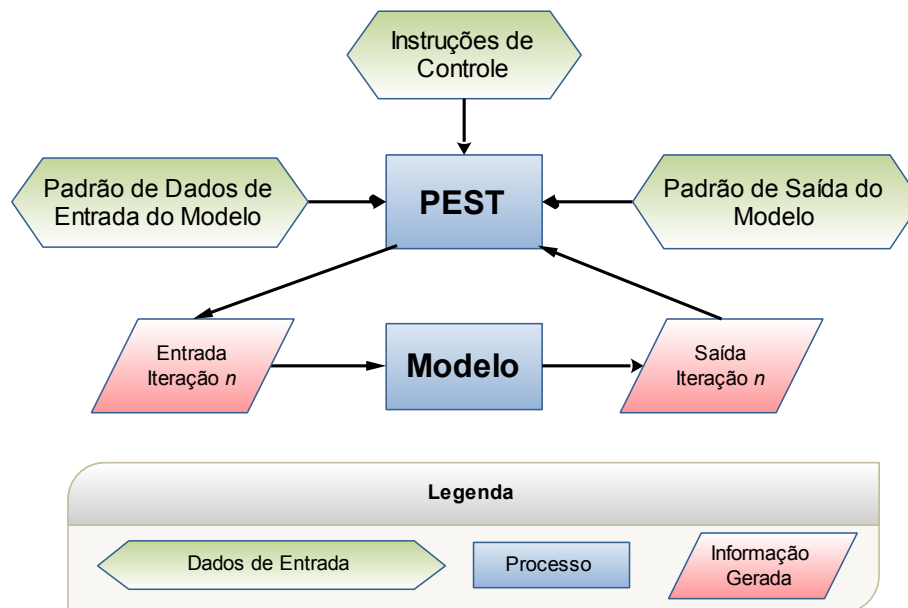


Figura 7 – Esquema de funcionamento do PEST.

Ainda, o PEST possui uma série de rotinas acessórias que facilitam o trabalho de calibração de modelos. Há um pacote especialmente voltado para a análise de sensibilidade, o SENSAN (DOHERTY, 2010, p. 12.1), e um conjunto de rotinas orientadas à calibração e análise de modelos chuva-vazão (DOHERTY, 2008).

1.3.5.2 Algoritmo de Calibração

Para a calibração dos parâmetros de um modelo, o PEST emprega o algoritmo de Gauss-Marquardt-Levenberg (GML) para a solução de sistemas não-lineares, conforme a técnica apresentada em Marquardt (1963). De acordo com Doherty (2010, p.1-4), a vantagem do método de GML em relação aos demais calibradores é a capacidade de estimar parâmetros com poucas iterações, o que é um grande diferencial na calibração de modelos complexos que necessitam de largos lapsos de tempo para serem executados.

O PEST calcula no início de cada iteração as derivadas entre os parâmetros do modelo e as saídas, essas linearizadas através de uma expansão de Taylor. O cômputo das derivadas de todas as saídas com relação a todos os parâmetros é realizado pelo método das diferenças finitas, de onde se obtém a matriz jacobiana. O PEST ainda permite que se utilize o esquema de diferença central, ascendente ou descendente para o cálculo das derivadas. Nesse ponto cabe destacar a importância que o valor inicial dos parâmetros possui, sendo estimulado que esses reflitam da maneira mais fiel possível a realidade observada, o que facilita o processo de convergência do algoritmo do PEST. (DOHERTY, 2010).

Calculadas as derivadas, o problema linearizado é então resolvido para um conjunto de parâmetros melhores (técnica de GML) e esse conjunto é testado executando-se o modelo. O desempenho do novo conjunto é computado e o PEST avalia se é necessária uma nova iteração.

A avaliação do desempenho do modelo é realizada através do cômputo da soma ponderada dos desvios ao quadrado entre os dados observados e os dados calculados (Eq. 10). A ponderação mencionada permite que seja conferida maior importância a determinadas observações em detrimento de outras. Isso possibilita que o modelo seja calibrado com maior aderência aos picos, por exemplo, ou que observações de uma determinada data desempenhem um papel mais importante no processo de otimização.

$$DP = \sum_{i=1}^n [P_i \cdot (O_i - C_i)]^2 \quad (\text{Eq. 10})$$

Onde:

DP - Desvio Ponderado
 P_i – Peso da i-ésima observação;
 O_i – i-ésima observação;
 C_i – i-ésimo valor calculado.

O PEST pode ser caracterizado como uma técnica de calibração do tipo escalada do pico (hill-climbing), pois requer o conhecimento dos gradientes de resposta do modelo com relação aos parâmetros (BEVEN, 2001, p. 227). Essa relação indica qual a direção em que os parâmetros deverão ser atualizados a fim de minimizar a função objetivo.

Apesar de ser eficiente, o método da escalada de pico possui a desvantagem de poder encontrar um mínimo local na superfície de resposta do modelo. Conforme observa Beven (2001, p. 227), se um mínimo global é perseguido na técnica de escalada de pico, é preciso que a calibração seja minimamente testada com a consideração de diferentes pontos de partida no domínio de variação dos parâmetros. Essa também é uma das razões pela qual o conhecimento prévio aproximado do comportamento dos parâmetros (parâmetros iniciais próximos aos esperados) aumenta a chance de convergência do algoritmo e evita a detecção de mínimos locais.

Dessa forma, o algoritmo ordinário do PEST tem a desvantagem de poder cair num mínimo local, pois inicia a execução com parâmetros iniciais informados no arquivo de controle (DOHERTY, 2008, p. A-11). Todavia, há uma rotina que pode ser acoplada ao PEST que testa diferentes pontos de partida. É denominada PD_MS2 (PEST Driver Multiple Search) e é descrita com detalhes em Doherty (2008, p. A-11), não necessitando nenhum arquivo de configuração extra.

Como o PEST realiza o cômputo da matriz jacobiana, é possível estimar a sensibilidade de cada parâmetro calibrado na vizinhança de seus valores em cada rodada de otimização. Como a matriz relaciona a variação da função objetivo para cada observação, o PEST fornece um índice composto computado de acordo com a (Eq. 11).

$$s_i = \frac{(J^t \cdot Q \cdot J)_{ii}^{1/2}}{m} \quad (\text{Eq. 11})$$

Onde:

- S_i – Sensibilidade composta do parâmetro i
- J – Matriz jacobiana (n parâmetros \times m observações)
- J^t – Matriz jacobiana transposta
- Q – Matriz diagonal cujos elementos são os pesos quadráticos de cada observação

1.3.5.3 Execução Paralela

A calibração automatizada, conforme já apontado, requer inúmeras execuções do modelo com diferentes parâmetros. Essa atividade tem um custo temporal alto, especialmente em modelos complexos e que simulam séries longas de vazão por exemplo. Mesmo que o PEST empregue a técnica de GML, o tempo para a calibração de um modelo pode requerer vários dias. Esse tempo é ainda maior quando técnicas de procura global são empregados, a exemplo de algoritmos genéticos.

Com a popularização de computadores pessoais (PCs) ocorrida de maneira intensa desde a metade da década de 80, o acesso à informática ficou economicamente barato e hoje dificilmente um centro de pesquisa conte com apenas uma máquina. Ainda, a velocidade de processamento cresceu exponencialmente e atualmente encontram-se chips que dotam um simples PC com múltiplos núcleos de processamento, o que significa que podem ser executadas múltiplas tarefas sem prejuízo significativo do desempenho.

Apesar do crescimento mencionado, muitos programas computacionais (software) não acompanharam o desenvolvimento do hardware. Fato é que, na área da modelagem hidrológica, por exemplo, muitas rotinas foram codificadas em Fortran e não atualizadas, havendo subaproveitamento dos recursos atualmente disponíveis. Esse fato é sentido quando um modelo hidrológico é executado em um PC com múltiplos núcleos, mas apenas um deles é empregado. Ainda, em ambientes de rede

local ou na internet, diversas máquinas poderiam ser integradas para a execução paralela de algoritmos de calibração, agilizando consideravelmente a obtenção de resultados.

Com vistas a aproveitar essa realidade relativamente recente, algumas alternativas ao tradicional processamento mono-núcleo vêm sendo implementadas. Rouholahnejad *et al.* (2012) comentam que há duas maneiras de se operar um modelo hidrológico em paralelo: i) adaptar o código do modelo hidrológico para que diferentes etapas de cálculo sejam executadas em distintos núcleos de processamento ou ii) submeter diferentes conjuntos de parâmetros a diferentes núcleos para que sejam calculadas as respostas do modelo. Evidentemente que ambas as soluções podem ser integradas, mas a primeira opção pode ser complicada de realizar considerando que muitas rotinas de modelos hidrológicos são sequenciais e dependem da conclusão de uma etapa para que se inicie a outra.

O PEST também apresenta uma opção para que o processo de paralelização seja implementado, o que implica em grande economia de tempo na calibração. O “Parallel PEST”, ou PPEST, como a versão é designada, é descrito em Doherty (2010, p. 10-1) e opera no âmbito de uma rede local através de um roteador. A Figura 8 ilustra a concepção da paralelização operada pelo PPEST.

No processo de paralelização há dois tipos de programa para a calibração: um núcleo operacional (PPEST), que comanda a execução da otimização, e os escravos (*slaves*) que executam o modelo com os parâmetros enviados pelo núcleo. Assim, o núcleo computa a função objetivo e formula o conjunto de parâmetros a executar pelos escravos em cada iteração.

Conforme se depreende da Figura 8, vários programas escravos podem ser rodados em um mesmo PC, inclusive naquele em que é executado o núcleo PPEST, graças à capacidade de processadores multi-núcleo.

Em termos operacionais, cada programa escravo deve estar localizado em uma pasta diferente do mesmo computador e conter todos os arquivos indispensáveis para a execução normal do PEST. Já o PPEST também requer a disposição dos arquivos necessários a uma execução ordinária do PEST em uma pasta separada e a

elaboração de um arquivo extra contendo os dados de como acessar os escravos (DOHERTY, 2010, p. 10-1).

Destaca-se, por fim, que o PPEST também pode ser executado em conjunto com o driver PD_MS2 para a busca de mínimos globais.

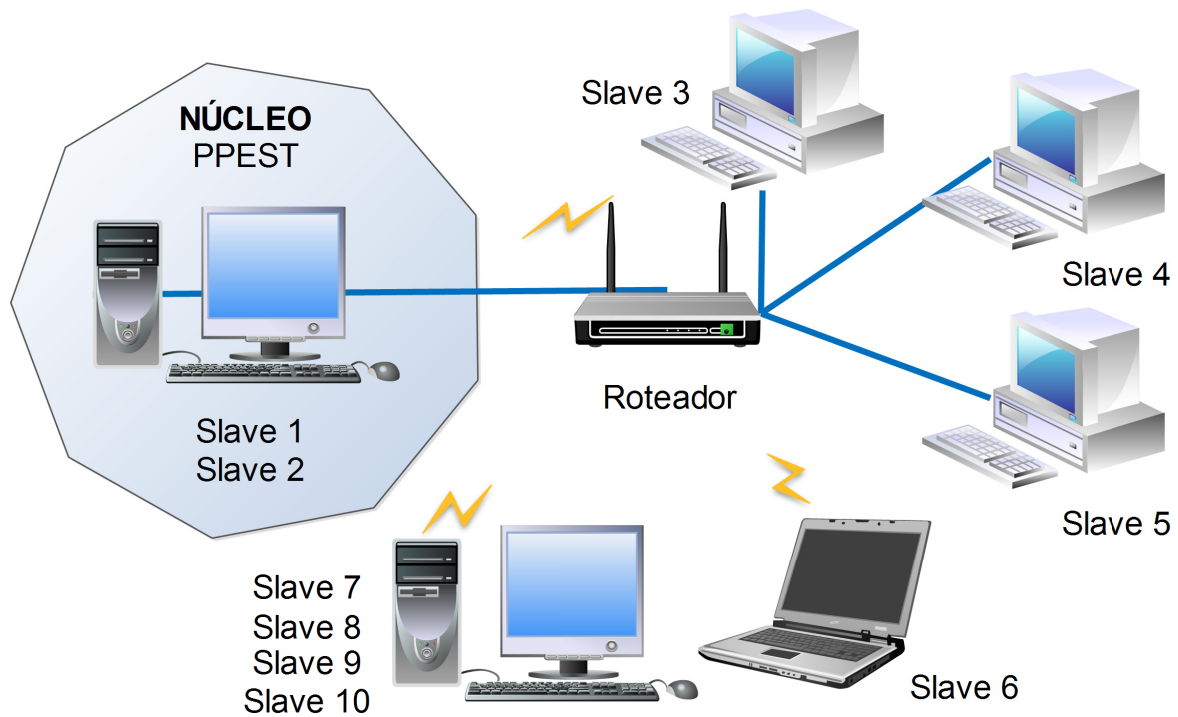


Figura 8 – Esquema de funcionamento PEST em paralelo.

1.3.5.4 Uso do PEST

O PEST tem sido empregado em uma série de artigos envolvendo a calibração de modelos hidrológicos, especialmente para a representação de águas subterrâneas com o modelo MODFLOW. Isso se deve à inclusão do pacote PEST em alguns programas comerciais que usam o MODFLOW, que é também o principal exemplo de aplicação mencionado no manual do PEST (DOHERTY, 2010). Na análise de águas superficiais, o HSPF (Hydrological Simulation Program – Fortran) é o modelo mais

calibrado com o PEST e também é exemplo de aplicação mencionado no manual. A seguir, alguns trabalhos são comentados.

Kunstmann *et al.* (2006) empregaram o PEST para a calibração do modelo WaSiM em uma bacia alemã, na região dos Alpes. A opção pelo PEST, segundo os autores, foi determinada pela velocidade com que são realizadas as calibrações, muito inferior ao tempo de processamento de algoritmos de procura global, como os evolucionários, especialmente em modelos distribuídos e com muitos parâmetros.

Gallagher e Doherty (2007) realizaram um extenso trabalho calibrando o modelo HSPF com o algoritmo evolucionário SCE (Shuffled Complex Evolution) e com o PEST em conjunto com o PD_MS2. Posteriormente, realizaram a análise de incertezas através de três técnicas distintas: análise linear, não-linear e análise de Monte Carlo em cadeias de Markov. Os autores apontam que, apesar da maior robustez do método de Monte Carlo em cadeias de Markov, a análise não-linear realizada com o PEST é uma alternativa eficiente, pois demanda menos tempo de processamento.

Kim *et al.* (2007) compararam o desempenho da calibração manual com a calibração automatizada realizada com o PEST. Foi utilizado o modelo HSPF e empregaram-se funções objetivo compostas. Os autores encontraram melhores resultados na calibração automática e concluem afirmando que o PEST é uma boa alternativa à calibração manual.

Tan *et al.* (2008) empregaram o PEST associado ao PD_MS2 para a estimativa de parâmetros em simulações de eventos e de séries contínuas usando o modelo SWMM.

Githui *et al.* (2009) calibraram o modelo SWAT com o PEST e compararam distintos cenários de mudança climática para uma bacia do Quênia.

Ryu (2009) e Mohamoud e Prieto (2012) também calibraram o modelo HSPF com o PEST. O último trabalho compara a calibração manual com a automática.

No Brasil encontram-se poucos trabalhos que tenham empregado o PEST. Souza (2007) e Batista *et al.* (2011) fizeram uso do PEST para a calibração do modelo MODFLOW, contudo não discutiram detalhes da calibração, pois foram empregados softwares comerciais. Beling *et al.* (2012) aplicaram o PEST em conjunto com o modelo Kineros para a representação do escoamento superficial de uma bacia urbana.

Há ainda diversos trabalhos não mencionados que fizeram uso do PEST e que podem ser encontrados na página de referência do pacote de rotinas http://www.pesthomepage.org/Some_References.php. Nessa página é possível realizar o download dos programas, manuais e encontrar artigos que discutem as técnicas de otimização e análise de incertezas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho tem o objetivo de simular o comportamento qualiquantitativo da bacia urbana do Arroio Cancela com o uso do modelo SWMM5. A escolha do SWMM5 deu-se em função de ter sido desenvolvido com foco na simulação de áreas urbanas, permitir a simulação de processos qualiquantitativos, ser de uso gratuito, além de ser de largo uso por engenheiros e pesquisadores.

A calibração do modelo foi realizada com o PEST, dada a facilidade de acoplamento de suas rotinas com qualquer modelo sem a necessidade de elaboradas tarefas de programação computacional. Em conjunto com o PEST foi usado o PD_MS2 com o intuito de minimizar as chances de a otimização atingir mínimos locais.

Foram calibrados e validados os processos de geração do escoamento superficial, de base e a acumulação e lavagem do total de sedimentos em suspensão (TSS) e da matéria orgânica representada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅).

A seguir, apresentam-se as características da área de estudo, os períodos de observações de chuvas, vazões e qualidade de água empregados, bem como as demais etapas desenvolvidas para a calibração e validação do SWMM5.

2.1 Área de Estudo

A área de estudo do presente trabalho é a bacia hidrográfica do Arroio Cancela, situada na área urbana de Santa Maria, estado do Rio Grande do Sul, conforme ilustra a Figura 9. De acordo com o Censo Demográfico 2010, Santa Maria conta com 261.027 habitantes (IBGE, 2010), com mais de 90% da população situada na zona urbana.

O clima da região é subtropical úmido, de acordo com a classificação de Köppen, caracterizada pela ocorrência de precipitações bem distribuídas ao longo dos 12 meses do ano, com acumulados anuais variando entre 1700 mm a 1800 mm. A temperatura oscila entre 30,4° Celsius no verão e 9,4° Celsius no inverno, com uma média ao longo do ano de 19,3° Celsius.

A bacia hidrográfica do Arroio Cancela possui 4,95 km² de área, cujas elevações do terreno variam desde 71 m até 240 m acima do nível do mar, possuindo uma declividade média de 11% (Figura 10). Em 2004, a área contava com 35% de áreas impermeáveis (telhados e ruas), localizadas principalmente no setor norte e noroeste (Figura 11) e constituídas por edificações residenciais e comerciais. A população estimada para a área era, em 2004, de 18.000 habitantes (BRITES E GASTALDINI, 2007).

De acordo com Maciel Filho (1990), o solo predominante na bacia (68% da área) pertence à formação Santa Maria Alemoa, caracterizada pela baixa permeabilidade. A formação Caturrita, com maiores frações de silte e areia na composição granulométrica, é mais permeável e está presente em 24% da bacia. A Figura 12 apresenta os tipos de solo presentes na bacia.

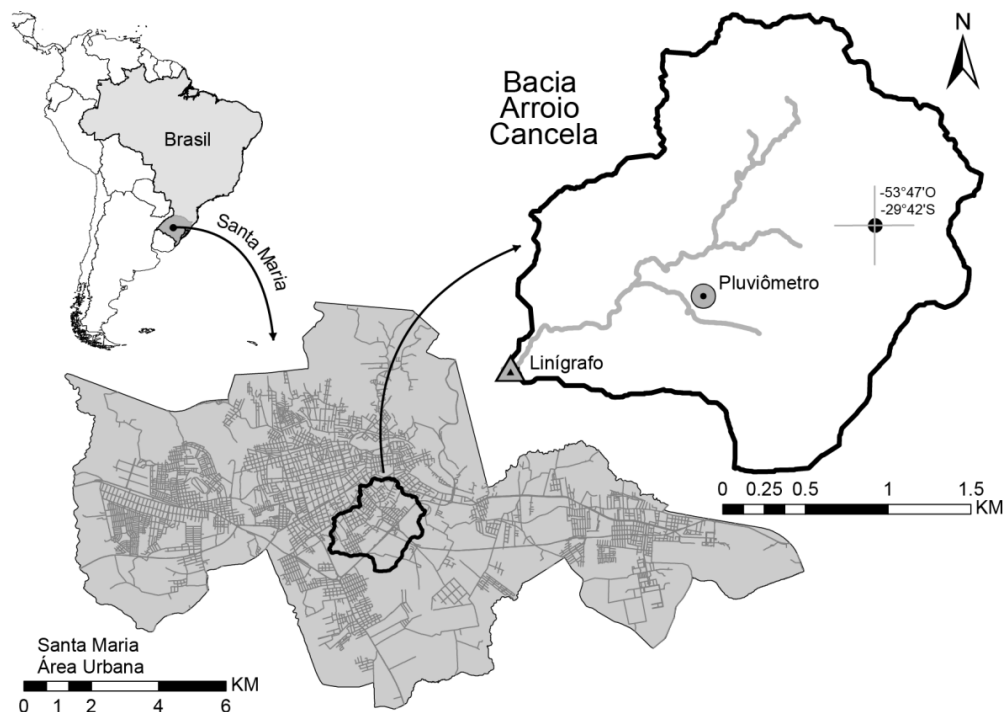


Figura 9 – Área de Estudo, a bacia do Arroio Cancela.

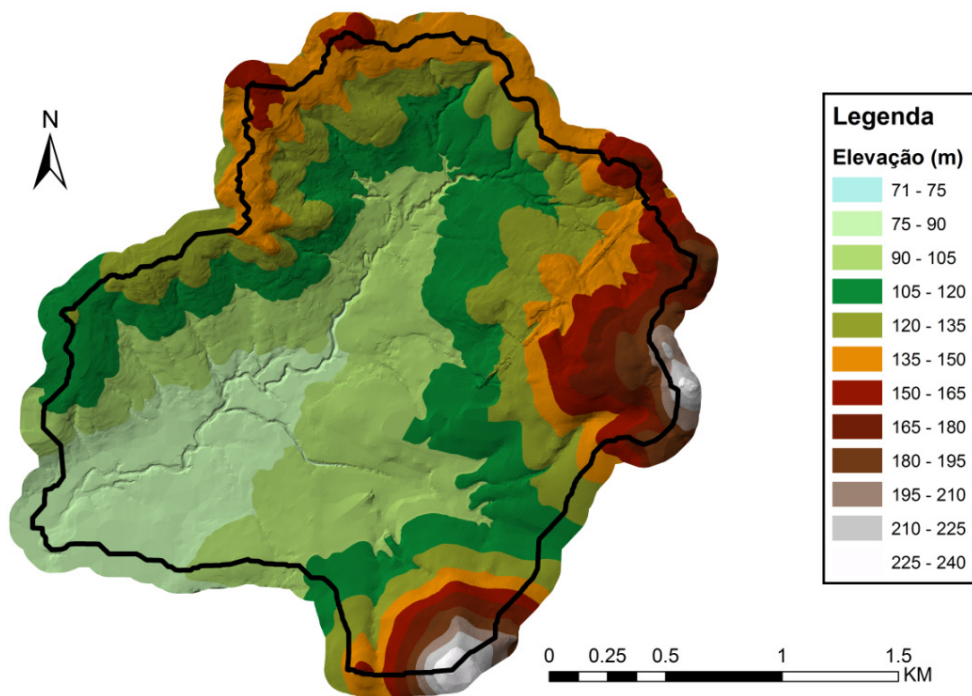


Figura 10 – Modelo numérico de terreno da bacia Arroio Cancela.

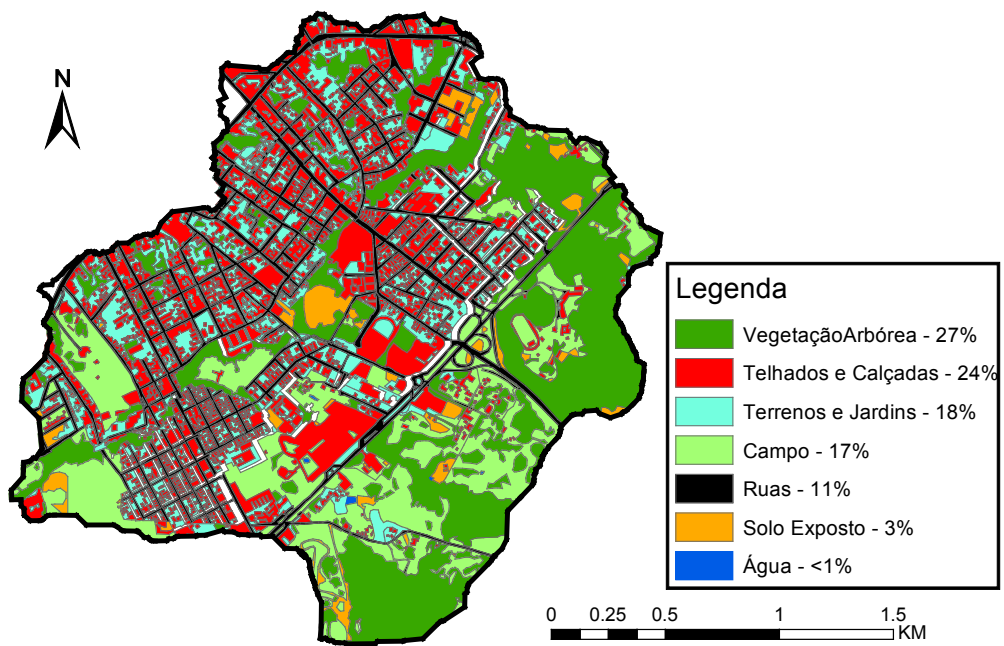


Figura 11 – Uso do solo da bacia do Arroio Cancela.

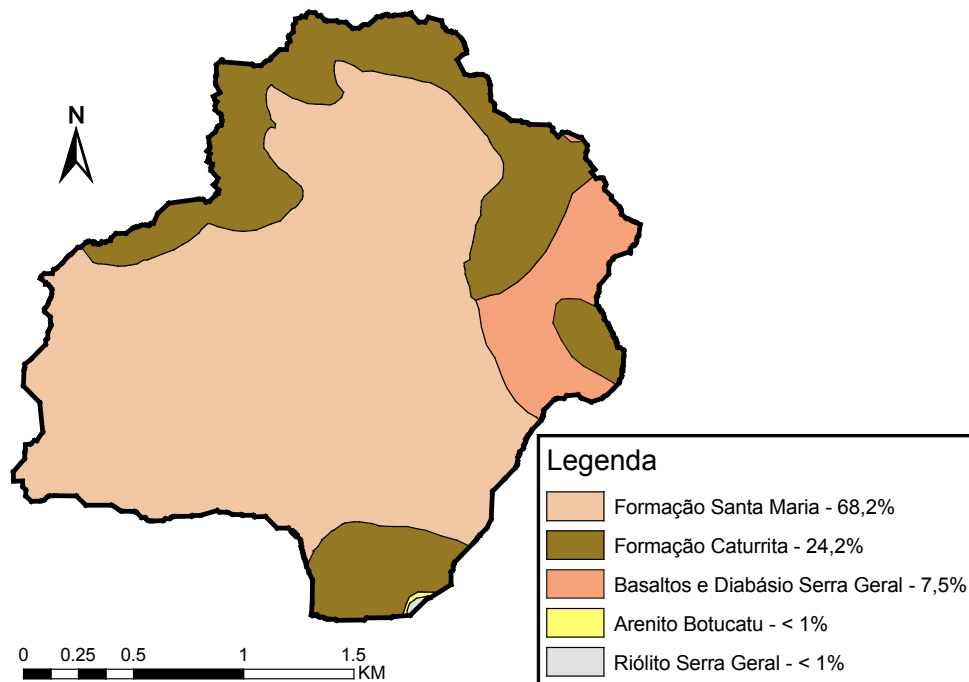


Figura 12 – Tipos de solo da bacia do Arroio Cancela.

Apesar de a área possuir um sistema de esgoto sanitário do tipo separador absoluto em boa parcela da bacia, uma fração considerável das águas servidas é lançada clandestinamente diretamente nos canais de drenagem urbana ou canais naturais (CHAMUN, 2008, p. 51-52). Outra situação comum é a presença de resíduos sólidos nos canais, geralmente lixo oriundo das residências e estabelecimentos comerciais (BRITES E GASTALDINI, 2007). Ambos os problemas contribuem para a baixa qualidade das águas dos canais naturais da região, que em períodos de estiagem exalam odor característico de amônia, além de apresentarem aspecto visual precário.

2.2 Eventos Monitorados

O monitoramento da bacia do Arroio Cancela iniciou-se no ano de 2003, tendo sido instalado um linígrafo (localizado nas coordenadas 29°42'27.11"S e 53°48'48.31"O) na porção final da bacia e um pluviômetro eletrônico (estação SEST/SENAT, localizada

nas coordenadas 29°42'13.95"S e 53°48'4.63"O), conforme ilustra a Figura 9. A estação de monitoramento de nível do Arroio Cancela foi instalada em 14/11/2003 e operou até 24/03/2005 continuamente. Já a estação pluviométrica foi instalada em 13/07/2000 e operou até 20 de abril de 2012, tendo sido transferida posteriormente. O uso de apenas um pluviômetro para a área de estudo é suficiente, pois a precipitação pode ser considerada uniforme na bacia.

Garcia e Paiva (2006) realizaram campanhas de medições de vazão e determinaram a curva-chave de vazões para a seção de monitoramento. Brites e Gastaldini (2007) realizaram campanhas de amostragem d'água e determinaram alguns parâmetros qualitativos na seção, sendo eles: total de sedimentos em suspensão (TSS), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), oxigênio dissolvido (OD), coliformes totais e coliformes termotolerantes.

Para a determinação dos parâmetros de qualidade, Brites e Gastaldini (2007) coletaram amostras de água de maneira manual e automatizada durante os eventos.

O período empregado nas simulações da bacia do Arroio Cancela abrange desde o dia 31/01/2004 até 16/01/2005. Os meses de novembro e dezembro de 2003 não puderam ser aproveitados devido a uma falha de operação na estação pluviométrica. Ao total, foram identificados 50 eventos de chuva-vazão, dos quais 14 possuem dados de qualidade. Para as simulações com o modelo SWMM5, a série foi dividida de maneira que dois terços dos eventos observados (Tabela 1) servissem para a calibração e o terço restante para a validação (Tabela 2). Dessa maneira, 34 eventos foram calibrados e 16 validados. Na simulação dos processos qualitativos, 10 eventos foram calibrados e 4 foram validados.

Para a calibração da série contínua, foi empregado o período de 01/01/2004 até o dia 09/10/2004. Já a validação estendeu-se do dia 10/10/2004 até o dia 17/01/2005. Ainda, a calibração contínua requer a caracterização das evapotranspirações, informação que foi obtida em escala temporal diária da estação meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Tabela 1 – Eventos empregados na calibração.

N	Quali- dade	De	Até	PP Ac (mm)	Max PP (mm/ 5 min)	Vol Q (10 ⁴ m ³)	Pico Q (m ³ /s)	Duração Evento (horas)	Tempo Seco Ant. (dias)	PP Ant. (mm)	Coef. Esc. Sup.
C1		20/01/04 18:30	21/01/04 08:00	12	0,69	5,98	0,4	13,4	24	8	0,06
C2	x	31/01/04 16:30	01/02/04 08:00	40	7,7	4,77	9,3	15,4	2,3	4	0,22
C3		01/02/04 17:00	01/02/04 22:00	3	1,7	0,30	0,8	4,9	0,7	40	0,12
C4		03/02/04 14:00	04/02/04 04:00	13	5,5	1,17	2,8	13,9	1,9	3	0,15
C5	x	02/03/04 13:40	02/03/04 22:00	14	1,4	0,85	1,4	8,3	27,2	3	0,10
C6		07/03/04 16:30	08/03/04 02:00	8	1,0	0,31	0,3	9,4	5,0	14	0,04
C7	x	13/03/04 20:00	14/03/04 12:00	110	13,1	15,42	19,8	15,9	6,0	8	0,28
C8		08/04/04 08:20	08/04/04 13:00	7	1,7	0,43	1,1	4,6	5,9	4	0,10
C9		11/04/04 06:00	11/04/04 18:00	8	1,4	0,72	1,4	11,9	2,9	7	0,14
C10		16/04/04 23:20	17/04/04 07:00	7	1,6	0,39	0,5	7,6	5,7	5	0,08
C11		18/04/04 21:00	19/04/04 06:00	15	2,3	1,28	1,3	8,9	1,8	7	0,15
C12	x	22/04/04 20:30	23/04/04 04:00	22	3,3	1,89	2,4	7,4	3,8	15	0,16
C13		29/04/04 22:30	30/04/04 07:00	16	2,8	0,98	1,6	8,4	7,0	22	0,11
C14		07/05/04 07:00	08/05/04 12:00	50	3,1	8,26	7,3	28,9	2,9	6	0,31
C15		23/05/04 15:00	23/05/04 22:00	8	4,0	0,33	0,7	6,9	15,7	49	0,05
C16		24/05/04 17:00	26/05/04 08:00	17	0,9	1,51	0,6	38,9	0,9	8	0,10
C17		10/06/04 07:30	11/06/04 11:00	51	8,8	11,50	17,9	27,4	7,1	3	0,44
C18	x	23/06/04 15:30	24/06/04 03:00	21	1,7	2,25	2,1	11,4	13,0	51	0,19
C19		26/06/04 10:00	27/06/04 19:00	21	1,3	3,15	1,1	32,9	2,6	21	0,25
C20		03/07/04 04:00	03/07/04 09:30	11	4,3	1,28	3,5	5,4	6,0	12	0,22
C21	x	13/07/04 10:50	13/07/04 13:50	5	1,4	0,33	1,0	2,9	10,3	11	0,12
C22		13/07/04 21:40	14/07/04 04:00	14	3,7	1,72	4,2	6,3	0,4	5	0,22
C23		14/07/04 20:00	15/07/04 05:00	5	1,8	0,56	0,9	8,9	0,9	15	0,15
C24	x	29/07/04 10:00	31/07/04 06:00	40	1,0	5,85	1,1	43,9	14,5	5	0,26
C25	x	06/08/04 05:00	07/08/04 08:00	32	1,4	6,26	2,9	26,9	6,9	39	0,36
C26	x	17/08/04 08:00	18/08/04 03:30	23	1,3	3,14	1,5	19,4	10,7	32	0,24
C27		21/08/04 04:20	21/08/04 09:30	6	1,7	0,74	1,3	5,1	2,2	15	0,22
C28	x	10/09/04 01:00	10/09/04 15:30	14	1,3	2,05	1,8	14,4	19,8	6	0,24
C29		11/09/04 00:00	11/09/04 06:00	3	0,3	0,45	0,7	5,9	0,4	3	0,16
C30		13/09/04 09:00	14/09/04 02:00	4	0,2	0,71	0,3	16,9	2,4	7	0,16
C31		19/09/04 21:45	20/09/04 06:00	7	3,2	0,54	0,9	8,2	6,4	7	0,11
C32		20/09/04 06:00	21/09/04 21:00	47	3,6	16,02	5,8	38,9	0,3	7	0,65
C33		22/09/04 02:30	22/09/04 22:30	16	3,5	2,90	1,3	19,9	1,4	54	0,31
C34		09/10/04 07:55	09/10/04 13:00	4	0,4	0,18	0,2	5,0	17,0	16	0,05

Legenda: **PP Ac.** – Precipitação acumulada; **Max PP** – Máxima intensidade da precipitação; **Vol Q** – Volume de vazão; **Pico Q** – Pico de vazão; **Tempo Seco Ant.** – Tempo seco antecedente; **PP Ant.** – Precipitação antecedente; **Coef. Esc. Sup.** – Coeficiente de Escoamento Superficial.

Tabela 2 – Eventos empregados na validação.

N	Quali- dade	De	Até	PP Ac (mm)	Max PP (mm/ 5min)	Vol Q (10 ⁴ m ³)	Pico Q (m ³ /s)	Duração Evento (horas)	Tempo Seco Ant. (dias)	PP Ant. (mm)	Coef. Esc. Sup.
V1	x	12/10/04 17:40	13/10/04 21:00	21	5,0	2,31	4,8	27,3	3,4	4	0,16
V2	x	16/10/04 05:30	17/10/04 17:00	52	4,8	11,64	8,1	35,4	3,4	21	0,42
V3		18/10/04 12:50	18/10/04 18:30	5	0,5	0,50	0,8	5,6	1,9	51	0,14
V4	x	23/10/04 08:40	23/10/04 18:00	19	1,3	1,65	1,9	9,3	4,8	5	0,16
V5		30/10/04 19:40	31/10/04 04:00	7	0,8	0,38	0,3	8,3	7,3	18	0,06
V6	x	03/11/04 11:00	04/11/04 07:00	41	8,3	6,84	9,3	19,9	3,6	7	0,30
V7		05/11/04 06:30	06/11/04 00:00	10	0,6	1,78	1,5	17,4	1,7	41	0,30
V8		09/11/04 01:30	10/11/04 03:00	73	3,9	17,42	8,3	25,4	3,7	10	0,46
V9		03/12/04 19:35	03/12/04 23:00	7	1,5	0,38	1,0	3,3	24,0	73	0,08
V10		06/12/04 03:00	06/12/04 13:00	35	7,3	3,62	9,3	9,9	2,3	7	0,10
V11		19/12/04 10:50	19/12/04 18:00	29	4,4	2,71	5,2	7,1	13,2	35	0,18
V12		03/01/05 12:30	03/01/05 21:00	63	5,6	8,27	14,4	8,4	15,0	29	0,25
V13		08/01/05 15:00	08/01/05 19:00	4	1,8	1,04	4,4	3,9	5,0	63	0,53
V14		09/01/05 18:15	10/01/05 00:00	9	0,7	0,59	1,2	5,7	1,1	4	0,12
V15		15/01/05 05:30	15/01/05 23:00	39	8,2	4,65	9,2	17,4	5,4	9	0,22
V16		16/01/05 00:10	16/01/05 04:00	4	2,3	0,42	1,0	3,8	0,5	38	0,16

Legenda: **PP Ac.** – Precipitação acumulada; **Max PP** – Máxima intensidade da precipitação; **Vol Q** – Volume de vazão; **Pico Q** – Pico de vazão; **Tempo Seco Ant.** – Tempo seco antecedente; **PP Ant.** – Precipitação antecedente; **Coef. Esc. Sup.** – Coeficiente de Escoamento Superficial.

2.3 Metodologia

De posse das principais características da área de estudo, é possível a caracterização dos parâmetros do SWMM5. Conforme visto, modelos hidrológicos distribuídos consideram a diversidade espacial dos processos hidrológicos que ocorrem na bacia. No SWMM5, essa consideração é realizada por intermédio de elementos de sub-bacias e canais cuja discretização e parametrização devem guardar relação com a área de estudo e serem organizadas em um formato adequado para a execução do modelo em ambiente computacional.

Com a área discretizada e caracterizada no formato requerido pelo SWMM5, realiza-se a análise de sensibilidade com o fito de identificar os parâmetros de maior relevância para a calibração. Na calibração ajustam-se os parâmetros do modelo de maneira que as séries temporais calculadas de vazão e concentração de poluentes sejam compatibilizadas com aquelas observadas no exutório da área de estudo.

Por fim, na validação o ajuste realizado é avaliado em períodos temporais distintos daqueles empregados na calibração, o que indicará se o modelo é apto a prever o comportamento da bacia nos processos hidrológicos que tenta representar.

Traçado esse breve resumo das etapas necessárias para a modelagem hidrológica com o SWMM5, a seguir apresentam-se os passos e considerações empregados no presente trabalho.

2.3.1 Caracterização Física da Bacia

Para a discretização da bacia do Arroio Cancela, a caracterização física da área foi necessária, tendo sido executada no programa ArcGIS[®]. O modelo numérico de terreno (MNT) foi obtido a partir da digitalização de cartas topográficas da Prefeitura Municipal de Santa Maria, com resolução de 1 metro na vertical e o resultado pode ser conferido na Figura 10 já apresentada na seção de caracterização da área de estudo.

O uso de solo de 2004 foi obtido a partir do trabalho de Garcia e Paiva (2006), que empregaram uma imagem de satélite para a vetorização das diferentes classes de uso em ambiente SIG. O resultado é ilustrado na Figura 11. A data base de 2004 justifica-se, pois coincide com o período de monitoramento hidrológico.

Os tipos de solo foram obtidos da digitalização da Carta Geotécnica de Santa Maria, elaborada por Maciel Filho (1990), e são ilustrados na Figura 12.

2.3.2 Discretização da Bacia

Quando é analisada a dinâmica do escoamento superficial em áreas urbanas, uma parcela oriunda de ruas e telhados transita por sarjetas, entra em bocas-de-lobo e é conduzida por dutos (microdrenagem) até canalizações de maior diâmetro, ou mesmo canais abertos, (macrodrenagem) responsáveis pela drenagem de grandes áreas (diversas quadras, por exemplo). Outra parcela da precipitação acaba infiltrando nas áreas permeáveis e o excesso escoar superficialmente. Logo, o cenário urbano

apresenta distintos trajetos para o escoamento da água, sendo essa a situação que um modelo deve tentar simular.

Como a representação de todos os possíveis caminhos e elementos intervenientes no processo hidrológico fica dificultada, o SWMM5 agrega-os em sub-bacias e canais representativos da área toda. No entanto, cabe ao usuário do modelo impor uma resolução espacial adequada para a representação dos elementos existentes na bacia, o que muitas vezes esbarra na disponibilidade de dados sobre a área de estudo.

Para a bacia do Arroio Cancela, a área de estudo foi dividida em 23 sub-bacias e 12 canais abertos de seção irregular, conforme indicado na Figura 13. O software PCSWMM foi empregado na discretização das sub-bacias e canais. As sub-bacias foram divididas atendendo ao critério topográfico e à homogeneidade do uso do solo. Já os canais foram determinados a partir dos exutórios das sub-bacias de cabeceira, optando-se por não representar a microdrenagem.

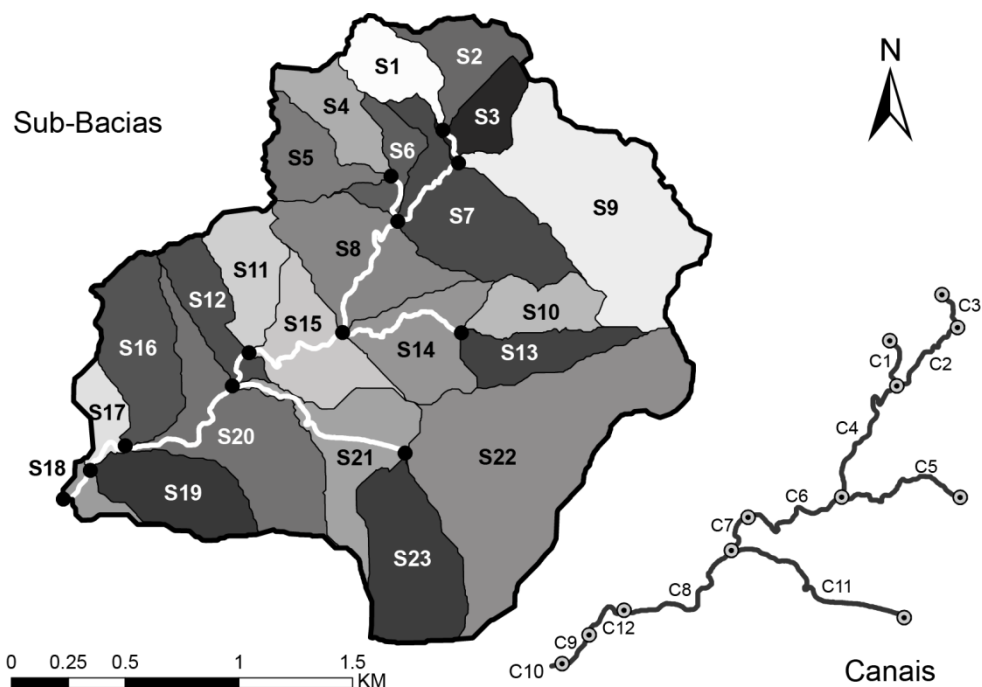


Figura 13 – Discretização da área em sub-bacias e canais.

A desconsideração da microdrenagem não atendeu apenas ao princípio da parcimônia, mas também à economia na obtenção de informações sobre a bacia. O município de Santa Maria não dispõe de planos ou mapas que correspondam à rede de drenagem pluvial instalada, sendo inviável no escopo do presente estudo a investigação dos comprimentos, diâmetros, declividades, trajetos dos condutos instalados sob o solo da área. De fato, a investigação do efeito da consideração de parcela da microdrenagem na geração do escoamento superficial seria desejável nesse estudo, no entanto, ficou prejudicado.

2.3.2.1 Aquíferos

Para a simulação temporal contínua, foram utilizadas duas abstrações. A primeira foi extraída da metodologia empregada por Acosta (2009), que optou pelo uso de um aquífero comum para toda a bacia. O autor fez as seguintes considerações: i) a elevação da superfície (H_{sw}) foi considerada igual à média da elevação dos nós dos canais, ii) o nível estático (H_{gw}) no início da simulação foi considerado igual à elevação do nó que recebe os afluxos do aquífero, ou seja, o nó localizado no exutório da bacia.

A segunda abstração considerou a existência de 8 aquíferos representativos de um conjunto de sub-bacias, conforme ilustra a Figura 14. A elevação da superfície também foi considerada igual à média da elevação dos nós dos canais, no entanto, foram apenas computados os nós internos às sub-bacias de cada aquífero. O nível estático inicial foi igualado à elevação do nó receptor de cada sub-bacia. A consideração de múltiplos aquíferos também foi realizada nos trabalhos de Troidl (2007) e Erickson *et al.* (2010).

Para ambas as situações, a base do aquífero foi mantida na cota zero, seguindo a recomendação de Freeman (1999) apresentada no fórum de discussão do modelo SWMM. Segundo a discussão, a consideração visa mimetizar o fluxo do aquífero nos termos das proposições de Dupuit-Forchheimer. Da mesma referência extraiu-se a estimativa para os valores de $B1$ (Eq. 2) igual a 2 para todos os aquíferos e a estimativa inicial de $A1$ (Eq. 2), principal componente da calibração, com o valor de 0.0005. Já $A2$, $B2$ e $A3$, todos referentes à (Eq. 2), foram zerados, o que equivale a desconsiderar o

fluxo na direção do leito dos canais para os aquíferos, o que também foi realizado por Troidl (2007) e Erickson *et al.* (2010).

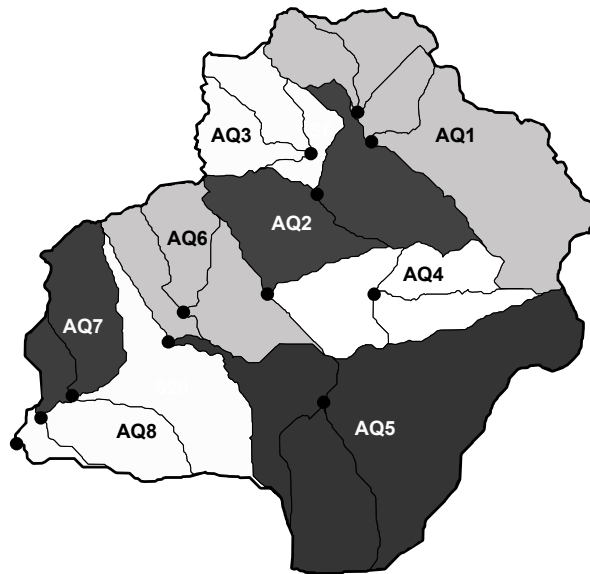


Figura 14 – Discretização dos aquíferos.

Todos os aquíferos foram inicialmente caracterizados com os seguintes parâmetros: Porosidade = $0,49 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$; Ponto de Murcha = $0,13 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$; Capacidade de Campo = $0,3 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$; Condutividade Hidráulica = $0,85 \text{ mm/h}$; Declividade da Condutividade Hidráulica = $12,2 \text{ mm}$; Declividade da Curva de Retenção = 15 mm ; Razão de Evaporação da Camada Superior = $0,35$; Profundidade da Evaporação da Camada Inferior = 14 m ; Taxa de Percolação = $0,0021 \text{ mm/h}$; Umidade da Zona não Saturada = $0,3$.

Apesar da homogeneidade induzida pela caracterização de todas as sub-bacias com os valores indicados, há 10 parâmetros para cada aquífero, cuja calibração elevaria o tempo computacional, na contramão do princípio da parcimônia. Ademais, a super-parametrização de um modelo pode refletir na compensação entre diferentes processos, conduzindo a valores sem sentido físico.

Por fim, cabe destacar que há poucos trabalhos na literatura que simularam séries contínuas com o uso do SWMM, o que torna a estimativa inicial de parâmetros mais difícil, dada a falta de referências para orientar a adoção de valores consentâneos à realidade física da bacia. Dentre os trabalhos, é possível destacar o de Troidl (2007), Acosta (2009) e Erickson *et al.* (2010). O trabalho de Tan *et al.* (2008), que compara o desempenho da simulação contínua com a orientada a eventos, não considera a contribuição dos aquíferos. Zarrielo e Barlow (2002), apesar de caracterizarem os parâmetros do subsolo, não detalham o número de aquíferos empregados, além de não simularem séries contínuas com o SWMM. Dada a escassez de estudos, as fontes mais confiáveis para a caracterização das águas subterrâneas são o manual do SWMM4 (HUBER E DICKINSON, 1992) e as discussões do fórum do modelo, a exemplo de Freeman (1999) e Heineman (2008).

2.3.2.2 Parâmetros Geométricos

Para a esquematização de cada sub-bacia no formato retangular, foi inicialmente determinado o parâmetro de comprimento (Len), cujo conceito físico é explicado por Rossman (2010, p. 170): é a distância entre o ponto mais afastado da sub-bacia até o local em que há a transição do fluxo superficial para canalizado. Ainda, conforme Rossman (2010), a média de comprimentos máximos de diferentes pontos da sub-bacia deve ser considerada de modo que o parâmetro represente com mais ênfase o fluxo lento da superfície.

No presente trabalho, o parâmetro foi determinado através das distâncias médias entre os pontos mais afastados de cada uma das sub-bacias até os pontos em que essas deságuam nos canais de drenagem discretizados (Figura 13). Para isso foram traçadas linhas representativas do fluxo para cada sub-bacia e a média dos comprimentos dessas linhas computada, o que permite estimar o parâmetro.

Da teoria apresentada, percebe-se que o comprimento do retângulo representativo da sub-bacia envolve um alto grau de abstração, ainda mais quando não se dispõe da localização da rede de microdrenagem. Assim, considerando que cada

sub-bacia na realidade possui diversos canais internos, é de se esperar que a metodologia adotada superestime o comprimento, uma vez que, na prática, a transição do fluxo de superficial para canalizado ocorre antes do ponto inicial da rede de drenagem discretizada para a área de estudo. No entanto, o método acima apresentado foi empregado, a fim de manter a coerência com a discretização dos canais adotada.

Os parâmetros de declividade, área, elevação, comprimento de canais e seção transversal de canais foram determinados a partir do MNT. A tarefa é facilmente desempenhada em ambiente GIS e o próprio PCSWMM permite a obtenção dos parâmetros e o arranjo no formato requerido para a execução do modelo SWMM5.

O percentual de áreas impermeáveis (parâmetro Imp) para cada sub-bacia foi estimado com o suporte do ArcGIS a partir do mapa de uso do solo, por meio da soma das áreas de telhados e ruas.

2.3.2.3 Parâmetros de Escoamento Superficial

Uma vez determinados os parâmetros relativos à geometria das sub-bacias e canais, foram estimados os demais parâmetros que influenciam na geração do escoamento superficial, sendo os mais importantes elencados no Quadro 4.

Quadro 4 – Parâmetros do modelo SWMM5.

Ponderado¹	Parâmetro
Uso Solo	nAI - Manning Áreas Impermeáveis (AI)
Uso Solo	nAP - Manning Áreas Permeáveis (AP)
-	nCan - Manning dos Canais
Uso Solo	dAI - Altura de Retenção das AI (mm)
Uso Solo	dAP - Altura de Retenção das AP (mm)
Tipo Solo	I0 - Máxima Taxa de Infiltração - Horton (mm/h)
Tipo Solo	Ib - Mínima Taxa de Infiltração- Horton (mm/h)
Tipo Solo	K - Constante de Decaimento - Horton (h ⁻¹)
Tipo Solo	Dry - Tempo para um Solo Saturado Secar (dias)

Legenda: 1 – Matriz (uso do solo ou tipo de solo) empregada na ponderação dos parâmetros para cada sub-bacia.

Ressalta-se que o método de Horton foi empregado para a representação do processo de infiltração, considerando a facilidade de obtenção de seus parâmetros na bacia. Para a propagação do fluxo nos canais, foi escolhido o método hidrodinâmico.

Os parâmetros de escoamento superficial foram estimados pela ponderação dos valores iniciais apresentados na Tabela 3 e na Tabela 4 para cada sub-bacia discretizada. A operação pode ser representada matematicamente (Eq. 12) através da multiplicação entre a matriz de percentual de uso ou tipo de solo presente em cada sub-bacia e a matriz dos valores do parâmetro estimado para cada classe de uso ou tipo de solo.

$$A_{n \times m} \cdot Par_{m \times 1} = Pon_{n \times 1} \quad (\text{Eq. 12})$$

Onde:

- A – Matriz $n \times m$ dos percentuais de uso ou tipo de solo para cada sub-bacia;
- n – número de sub-bacias discretizadas;
- m – número de classes de uso ou tipo do solo;
- Par – Matriz $m \times 1$ da estimativa inicial do parâmetro para cada uso ou tipo do solo;
- Pon – Matriz $n \times 1$ do valor do parâmetro ponderado para cada sub-bacia.

Tabela 3 – Valores iniciais dos parâmetros para cada classe de uso do solo.

Uso do Solo	nAI	nAP	dAI (mm)	dAP (mm)
Água	-	0,001	-	0,0
Campo	-	0,037	-	6,0
Ruas	0,028	0,028	5,0	6,0
Solo Exposto	-	0,046	-	6,0
Telhados, Calçadas, etc	0,010	0,010	1,0	2,0
Terrenos, Jardins	-	0,030	-	5,0
Vegetação Arbórea	-	0,055	-	6,0

Tabela 4 – Valores iniciais dos parâmetros para cada classe de tipo do solo.

Tipo do Solo	I0 (mm/h)	Ib (mm/h)	K (h⁻¹)	Dry (dias)
Arenito Botucatu	250	10,08	20	5
Basaltos e Diabásio Serra Geral	150	0,08	20	7
Formação Caturrita	200	5,40	20	7
Formação Santa Maria	50	0,08	20	7
Riólito Serra Geral	150	0,08	20	7

A estimativa dos coeficientes de Manning para cada classe de uso do solo seguiu as recomendações de Rossman (2010, p. 163-164) e de Bedient *et al.* (2008, p. 446-448). As mesmas referências foram adotadas para a estimativa de um coeficiente de Manning dos canais igual a 0,05. Os valores de dAI e dAP (retenção das áreas impermeáveis e permeáveis, respectivamente) foram estimados em consonância com as recomendações de Rossman (2010, p. 163) e Huber e Dickinson (1992, p. 102).

A estimativa inicial dos parâmetros de infiltração (Tabela 4) foi estabelecida através da correlação da textura de cada tipo de solo presente na bacia com os resultados do estudo de Rawls *et al.* (1982). A textura dos diferentes tipos de solo da bacia foi obtida do trabalho de Rauber (2008) que realizou análises granulométricas de amostras provenientes da área de estudo e vizinhanças. Também foram consideradas as estimativas apresentadas no trabalho de Paiva *et al.* (2004), que determinou os coeficientes de Horton para uma área suburbana de Santa Maria.

2.3.2.4 Parâmetros de Qualidade da Água

Os parâmetros qualitativos modelados no presente estudo foram o total de sedimentos em suspensão (TSS) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅). São parâmetros cuja dinâmica de acumulação e lavagem na bacia durante eventos chuvosos aproxima-se das hipóteses de cálculo empregadas no SWMM5, onde os poluentes são transportados nos canais de maneira conservativa, ou seja, sem a

consideração da ressuspensão, da sedimentação ou do decaimento ao longo do trecho de carreamento.

Para a caracterização dos processos qualitativos no SWMM5 é necessária a determinação das leis que regerão os processos de acumulação e lavagem de cada poluente a ser simulado. No presente trabalho, tanto a acumulação, quanto a lavagem foram simuladas com o uso de equações exponenciais, respectivamente representadas pela (Eq. 3) e pela (Eq. 4). Ambas as equações são determinadas por dois parâmetros cada, cuja nomenclatura e unidades são explanadas no Quadro 5.

Quadro 5 – Parâmetros para a simulação da qualidade d’água pelo SWMM5.

Parâmetro	
BC1	- Máxima Acumulação Possível (kg/ha)
BC2	- Taxa de Acumulação (dia^{-1})
WC1	- Coeficiente de Lavagem $((\text{mm/h})^{-\text{WC2}}/\text{h})$
WC2	- Expoente de Lavagem (adimensional)

Ressalta-se que o SWMM5 requer a caracterização de BC1, BC2, WC1 e WC2 para cada poluente simulado e para cada uso de solo identificado na bacia. Nesse sentido, para a área de estudo onde 7 grupos de uso do solo foram identificados (Figura 11), seria necessária a determinação de 28 parâmetros para a simulação dos processos qualitativos para cada poluente. Todavia, dificilmente os estudos de modelagem caracterizam todos os usos de solo nas simulações dos processos qualitativos, dada a dificuldade que a hiper-parametrização impõem ao processo de calibração e dada a ausência de estudos experimentais que individualizem o comportamento de cada uma das classes de uso quanto à acumulação e lavagem dos poluentes.

Com vistas a contornar as dificuldades apontadas, assume-se a existência de um único uso de solo representativo de toda a bacia, onde apenas 4 parâmetros (BC1, BC2, WC1 e WC2) por poluente requerem calibração. Logo, simula-se um uso de solo

virtual característico do comportamento médio da bacia, o que em termos práticos equivale a atribuir o mesmo valor dos 4 parâmetros a todos os 7 usos de solo previamente identificados.

A determinação dos parâmetros é função do tipo de poluente modelado e das características da bacia hidrográfica, sendo que o desenvolvimento de estudos experimentais fornece importantes balizas na estimativa desses valores. Como exemplo, cita-se o trabalho de Dotto *et al.* (2007) que avaliaram o processo de acumulação de sedimentos finos em superfícies asfálticas em uma das sub-bacias do Arroio Cancela, em Santa Maria.

Já os estudos caracterizando a lavagem de poluentes são mais escassos. Huber e Dickinson (1992, p. 200) indicam que uma boa estimativa dos valores de WC2 varia entre 1,5 e 2,5. No entanto, quando são representados poluentes dissolvidos cuja concentração reduz consideravelmente com a vazão, $WC2 < 1$ é recomendado. Já o valor de WC1, segundo os autores, é mais difícil de estimar, sendo que a faixa entre 1 e 10 aparentemente fornece resultados que se adequam à concentração observada no escoamento superficial oriundo de áreas urbanas. No entanto, o parâmetro WC1 pode variar em até 5 ordens de magnitude (HUBER E DICKINSON, 1992, p. 200). Chen (1999), ao comentar sobre os parâmetros da equação exponencial de lavagem, indica que, na ausência de estudos experimentais, WC2 pode ser estimado em 2 para poluentes não dissolvidos e 0,8 para poluentes dissolvidos, devendo WC1 ser calibrado.

Para a caracterização da acumulação do TSS, os parâmetros BC1 e BC2 foram estimados a partir do trabalho de Dotto *et al.* (2007). Segundo os autores, o processo de acumulação para o trecho analisado pode ser caracterizado por uma equação exponencial cuja máxima acumulação (BC1) aproxima-se da faixa de 1400 kg/ha a 1600 kg/ha com uma taxa de acumulação (BC2) variando entre $0,15 \text{ dia}^{-1}$ a $0,20 \text{ dia}^{-1}$. Os parâmetros de lavagem partiram dos valores determinados por Gomes e Paiva (2010) que calibraram o modelo SWMM4 na mesma bacia empregada no estudo de Dotto *et al.* (2007). Dessa maneira, a WC1 foi atribuído o valor de 1,4 e a WC2 o valor de 0,6.

O trabalho de Chen e Adams (2007) serviu de base na determinação inicial dos parâmetros para a simulação da DBO_5 . BC1 e BC2 foram inicialmente fixados em 0,95 e 0,60 respectivamente. WC1 e WC2 foram fixados em 1,25 e 0,032 respectivamente.

2.3.3 Simulações Contínuas e por Evento

Foram realizadas simulações de maneira discreta, para cada evento identificado, e simulações contínuas, com a caracterização dos aquíferos, e consideração na íntegra das precipitações observadas. Nas simulações por evento, o escoamento de base foi estimado com valor igual à vazão no início do evento e mantido constante até o fim, sendo desconsiderado o efeito do aquífero. Nas simulações contínuas, o escoamento de base é oriundo da descarga dos aquíferos. Apesar das ligações clandestinas de esgoto, a contribuição dessa fonte para a vazão de base foi desconsiderada, uma vez que se verificou ser inexpressiva nos eventos analisados.

2.3.4 Análise de Sensibilidade e Calibração

Realizada a estimativa inicial dos parâmetros do modelo SWMM5, iniciou-se a calibração automática com o PEST acoplado ao PD_MS2.

Para a representação do escoamento superficial, foram selecionados 9 parâmetros para a calibração: Imp , nAI , nAP , $nCan$, dAI , dAP , $I0$, Ib , K . Já para a representação dos processos qualitativos, 4 parâmetros foram selecionados: BC1, BC2 (Eq. 3), WC1 e WC2 (Eq. 4).

Considerando que todas as 23 sub-bacias discretizadas são caracterizadas, cada uma delas, pelo conjunto de parâmetros mencionado acima, foram empregados multiplicadores na calibração. Nessa técnica os valores inicialmente ponderados para cada sub-bacia são multiplicados por um coeficiente representativo de cada espécie de parâmetro. Isso mantém a variabilidade das características das sub-bacias e reduz consideravelmente a complexidade do processamento, uma vez que os coeficientes

passam a ser calibrados. Enfatiza-se, ainda, não ter sido necessário o uso de um multiplicador para nCan, pois a ele foi inicialmente atribuído o valor de 0,05 em todos os canais.

Para os aquíferos, foi calibrado o nível estático no início da simulação, a capacidade de campo do solo e o parâmetro A1 (Eq. 2). Como a discretização do subsolo considerou 8 aquíferos homogêneos, o parâmetro A1 e a capacidade de campo foram calibrados sem o uso de multiplicadores. Já o nível estático inicial demandou a consideração de um escalar para a elevação conjunta dessa cota nos 8 aquíferos. Para a discretização que considerou apenas 1 aquífero, não foi necessário o uso de multiplicadores.

A fim de identificar o comportamento do modelo, nas primeiras calibrações foram dados intervalos de variação amplos aos parâmetros inicialmente estimados. Uma calibração automática com o PEST foi executada para todos os eventos empregados na fase de calibração. Com os primeiros resultados obtidos, realizou-se a análise de sensibilidade do modelo SWMM5 na geração do escoamento superficial.

A análise de sensibilidade foi executada pelo método OAT (One At a Time), onde se varia um parâmetro por vez, mantendo os demais fixos. Todos os eventos da fase de calibração foram testados, tendo sido empregado incremento de 10% no valor de cada multiplicador analisado. A sensibilidade foi avaliada em relação às funções objetivo E_{NS} e DP e quanto ao pico de vazão e ao volume total escoado. Para a execução da tarefa, foram construídos algoritmos de automatização no Microsoft Excel[®] que executavam e importavam os resultados da ferramenta SENSAN (DOHERTY, 2010, p. 12.1) presente no pacote PEST. Ainda, os coeficientes da matriz jacobiana gerada pelo PEST foram analisados para todos os eventos e os índices de sensibilidade gerados foram padronizados, de acordo com a (Eq. 5).

Os parâmetros mais sensíveis foram submetidos ao processo de calibração. Primeiramente, foram otimizados os parâmetros relacionados à geração de escoamento superficial. Posteriormente, a partir dos resultados da etapa de escoamento, aqueles relativos aos processos qualitativos de acumulação e lavagem de poluentes foram ajustados. Na calibração da série contínua, um período de aquecimento de 1 mês foi estabelecido, portanto, não computado na composição das funções objetivo.

Para o cômputo da função objetivo DP pelo PEST, foram atribuídos pesos unitários a cada observação na etapa de calibração de eventos. Já no ajuste da série contínua, a solução foi diferente. Conforme Krause *et al.* (2005), E_{NS} , r^2 , e DP são funções objetivo calcadas no quadrado da diferença entre os dados observados e calculados, e, portanto, dão ênfase aos picos do hidrograma. Por consequência, as baixas vazões são ineficientemente representadas na calibração. Como o PEST emprega em sua formulação o DP, seguiu-se a recomendação de Doherty (2008, p. A-2), que sugere a atribuição de pesos inversamente proporcionais às vazões observadas, conforme a (Eq. 13).

$$P_i = (Q_{obs}^i)^{-1} \quad (\text{Eq. 13})$$

Onde:

P_i – Peso da i-ésima observação empregada pela (Eq. 10);
 Q_{obs}^i – i-ésima vazão observada

2.3.4.1 Acoplamento SWMM5-PEST

A fim de facilitar a operação de manipulação das informações, todos os dados de entrada foram organizados no formato requerido pelo modelo e importados para uma planilha eletrônica no Microsoft Excel[®]. A planilha foi instrumentada com rotinas computacionais em linguagem Visual Basic (macros) capazes de gerarem os arquivos de entrada do modelo, executá-lo, importar e graficar os resultados.

A planilha também foi programada para gerar e importar os arquivos do PEST e do PD_MS2, o que permitiu concentrar todo o processo de calibração numa interface conhecida como a do Microsoft Excel[®].

Como o PEST funciona em um sistema por linha de comando, foi empregado o SWMM5 também em linha de comando. Essa versão permite que o modelo seja executado automaticamente por outros programas, sem a intervenção do usuário.

O uso dos multiplicadores para a calibração dos parâmetros demandou a construção de um programa computacional em Pascal (Ponderador). A rotina criada

realiza a ponderação dos parâmetros para cada sub-bacia e multiplica-os pelo respectivo coeficiente. Também foi desenvolvido o programa PFobj capaz de acessar os resultados simulados e correlaciona-los com os dados observados para o cômputo das funções objetivo. Todas as rotinas foram compiladas para versões executáveis em linha de comando.

De modo geral, a relação entre as diversas etapas da rotina de calibração são ilustradas na Figura 15.

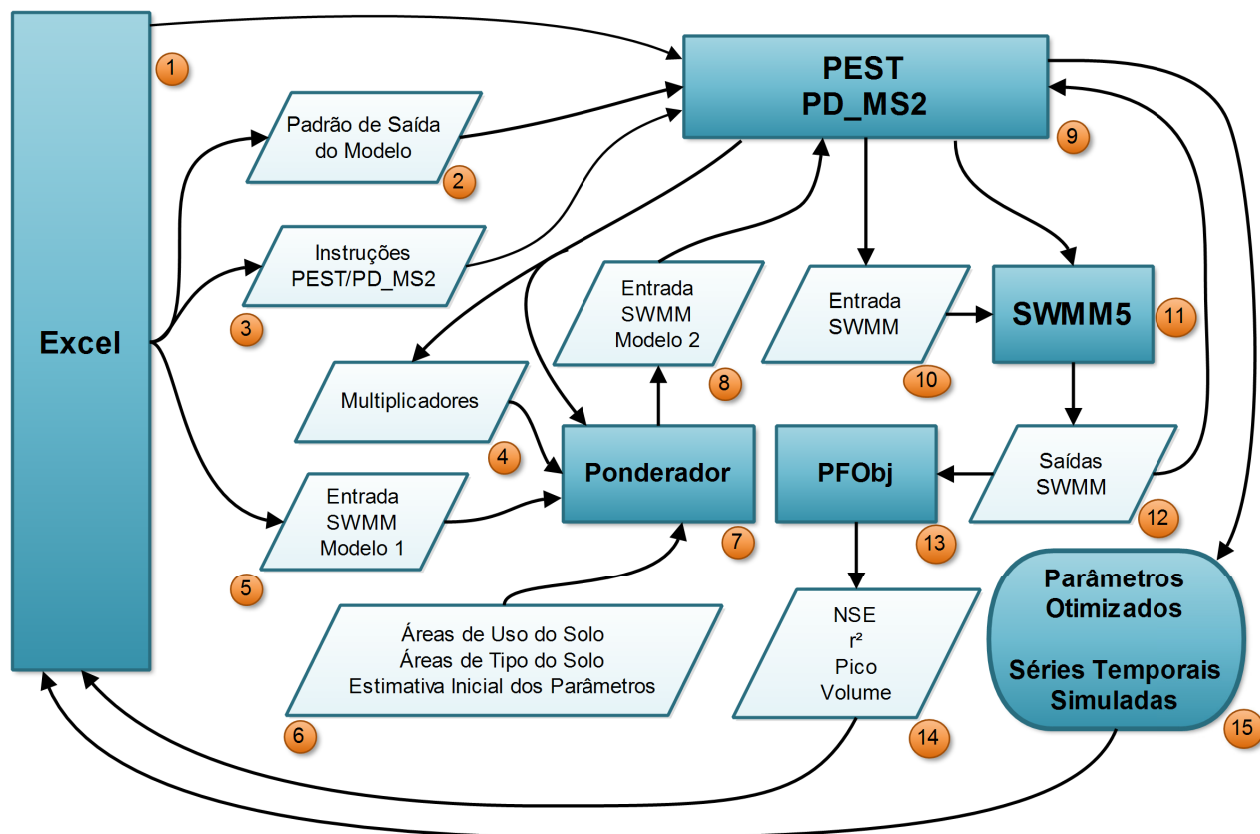


Figura 15 – Esquema de acoplamento PEST-SWMM5.

Conforme se depreende, o Excel® gera 3 arquivos (2, 3 e 5 do esquema). A partir dos arquivos 2 e 3, o PEST/PD_MS2 (9) é executado e inicia gerando o arquivo de multiplicadores (4) e chamando o programa Ponderador (7). Esse, por sua vez, com

base nas tabelas das áreas de uso e tipo do solo para cada sub-bacia e nos valores inicialmente estimados (6), realiza a ponderação dos parâmetros e escala-os de acordo com os multiplicadores (4). A saída do processo (7) é gerada a partir do modelo de entrada do SWMM5 (5), e um novo arquivo texto contendo as variáveis escaladas e ponderadas é gerado (8). Esse arquivo serve de entrada para o PEST, que ajusta os demais parâmetros e gera um arquivo contendo todas as informações necessárias para a execução do SWMM5 (10).

A partir daí o PEST/PD_MS2 chama o SWMM5 (11), cujas saídas (12) são avaliadas pelo calibrador (9) e, se necessário, uma nova rodada é executada com a geração de um novo conjunto de multiplicadores (4) e demais parâmetros (10). Após cada execução do SWMM5, o programa PFObj (13) é chamado para o cálculo das funções objetivo (14) não consideradas pelo PEST (9), mas avaliadas no pós-processamento com o Excel[®].

Se a calibração gerou resultados satisfatórios pelos critérios do PEST/PD_MS2, os parâmetros otimizados e as séries temporais simuladas (15) são importadas para o Excel[®] encerrando o processo.

2.3.4.2 PPEST e Simulação Contínua

Para a execução das calibrações de séries contínuas, fez-se uso do PPEST para a paralelização dos processos iterativos do algoritmo. Ao total, 5 computadores da Universidade Federal de Santa Maria ligados em rede foram empregados, o que representou 12 centros computacionais, uma vez que 3 máquinas eram dotadas de processadores multi-núcleo. O uso de ferramentas de assistência remota permitiu que todo o processo de calibração fosse disparado à distância, sem necessidade do contato com as máquinas.

2.3.5 Validação

A validação ou verificação é o meio de avaliar o desempenho do modelo para períodos temporais diferentes aos empregados na calibração de seus parâmetros (WAGENER *ET AL.*, 2004, p .40). Trata-se de uma importante etapa na modelagem hidrológica que testa a capacidade preditiva do modelo.

Para esse fim, foram adotados os valores médios dos parâmetros calibrados no cômputo do escoamento superficial e da qualidade d'água em eventos. Os períodos indicados na Tabela 2 foram executados um a um e os índices de desempenho E_{NS} , erro no pico e erro no volume entre as séries calculadas e as séries observadas foram determinados.

Já para a série contínua, executou-se o SWMM5 para o período compreendido entre o dia de 01/01/2004 e o dia 17/01/2005 com o uso dos parâmetros calibrados pelo PPEST na representação da série contínua. O período entre 10/10/2004 até 17/01/2005 (não calibrado) foi avaliado e as estatísticas computadas para a caracterização da capacidade de predição do modelo. Ainda, foi comparado o desempenho da validação da série contínua na representação individual dos eventos.

Por fim, com o objetivo de avaliar a hipótese de uso dos parâmetros calibrados por evento na simulação de séries contínuas, os respectivos índices de desempenho também foram computados. Enfatiza-se que o uso dos parâmetros calibrados para eventos na simulação de séries contínuas pode representar expressivos ganhos de tempo na modelagem hidrológica, uma vez que evita a morosa calibração de longas séries temporais.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir são discutidos os resultados obtidos na análise de sensibilidade, calibração e validação do modelo SWMM5.

A análise de sensibilidade foi realizada apenas com os parâmetros de escoamento superficial, tendo em vista que os processos qualitativos envolvem apenas quatro variáveis por poluente.

Não obstante a metodologia proposta sugerir a calibração dos parâmetros mais importantes detectados na análise de sensibilidade, diferentes esquemas de otimização foram considerados, conforme se verá adiante.

Com vistas a facilitar a discussão, os resultados da calibração e validação foram divididos em função do tipo de série temporal simulada: por evento e contínua. Foram usadas séries discretas, por eventos, na avaliação do escoamento superficial e da concentração do TSS e da DBO₅ no exutório da bacia. Já a série contínua monitorada foi usada na avaliação da representação do escoamento de base, oriundo de aquíferos, e do escoamento superficial.

3.1 Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade realizada gerou, para cada evento, os resultados apresentados na Figura 16. A média da sensibilidade dos parâmetros foi computada e os resultados são apresentados na Figura 17. O ranking da sensibilidade é apresentado na Tabela 5 e verifica-se que os parâmetros que mais impactam as saídas do modelo são Imp e dAI.

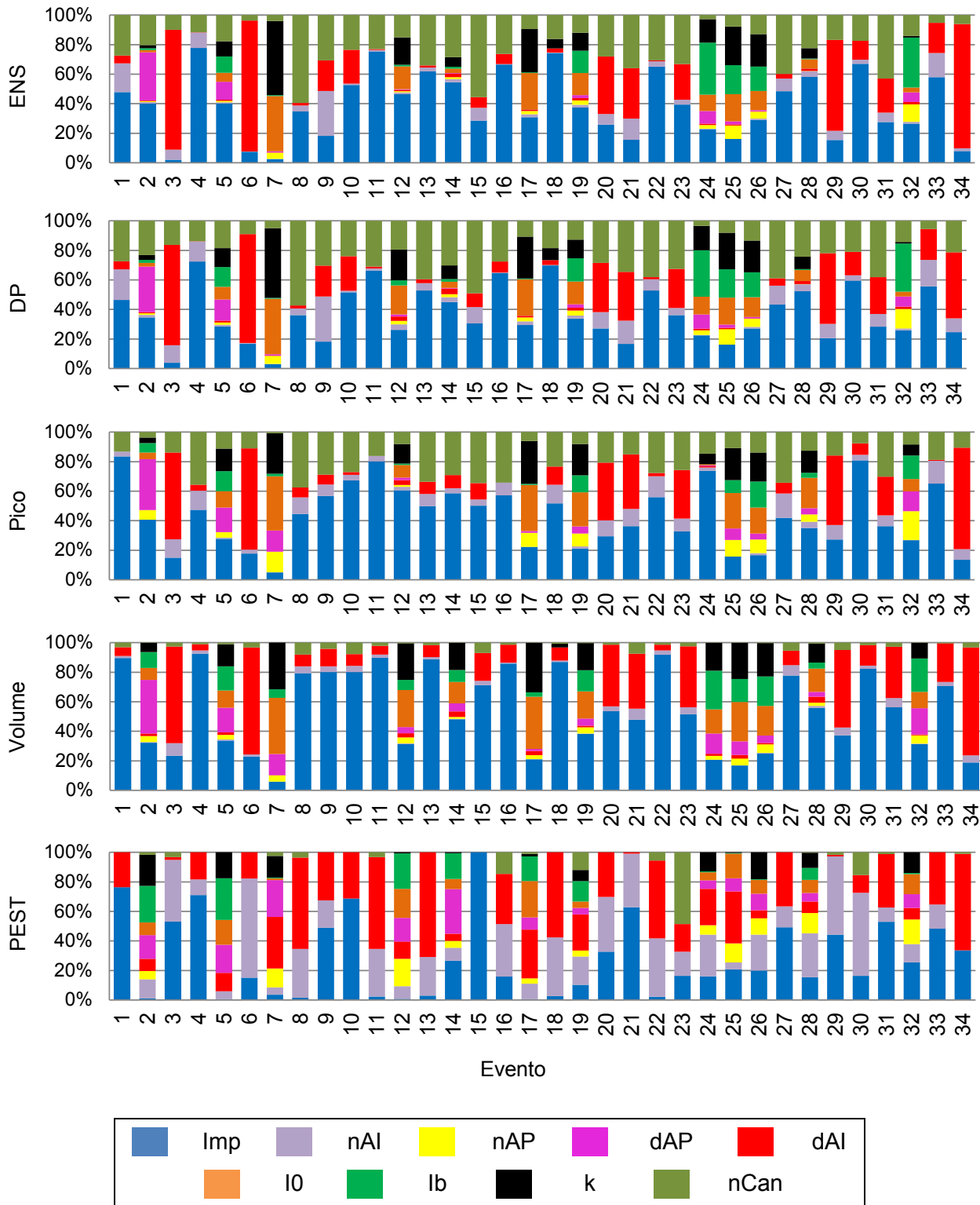


Figura 16 – Sensibilidade relativa para cada evento.

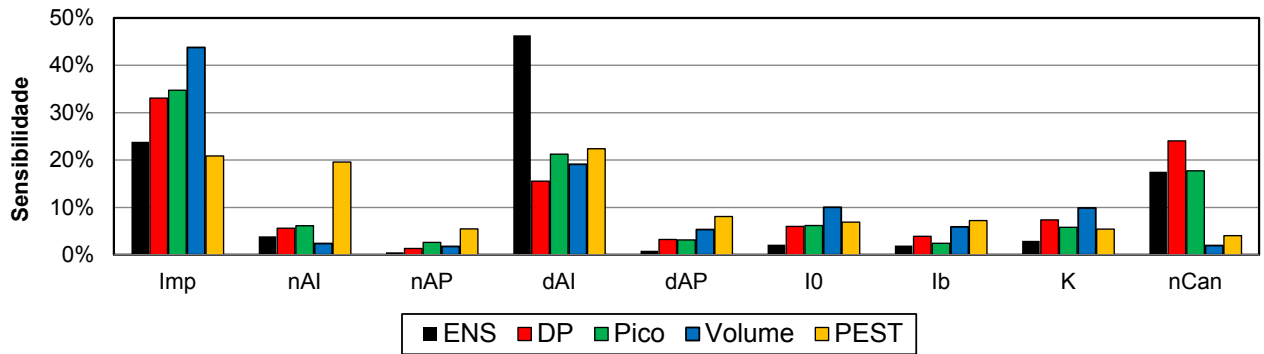


Figura 17 – Sensibilidade relativa média de todos os eventos.

Tabela 5 – Ranking de sensibilidade dos parâmetros.

Ranking	E_{NS}	DP	Pico	Volume	PEST
1	dAl	Imp	Imp	Imp	dAl
2	Imp	nCan	dAl	dAl	Imp
3	nCan	dAl	nCan	l0	nAl
4	nAl	K	l0	K	dAP
5	K	l0	nAl	lb	lb
6	l0	nAl	K	dAP	l0
7	lb	lb	dAP	nAl	nAP
8	dAP	dAP	nAP	nCan	K
9	nAP	nAP	lb	nAP	nCan

Conforme ilustra a Figura 17, houve variação da sensibilidade dos nove parâmetros para cada índice de desempenho. Depreende-se da figura que o parâmetro Imp é responsável por mais de 20% das variações em todos os índices. Apesar de Imp não ter ficado em primeiro no ranking da função objetivo E_{NS} , a grande sensibilidade de dAl, 1° do ranking, deve-se principalmente aos eventos 3, 6, 29 e 34 (vide Figura 16), cuja vazão de pico observada é inferior a $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$, ou seja, são eventos pequenos. O efeito é esperado, na medida em que o aumento de dAl (foram dados incrementos em 10%) pode conduzir a escoamentos superficiais nulos, pois a parcela de precipitação que não infiltra, acaba retida. Nos mesmos eventos, dAl teve grande impacto no volume também, corroborando a conclusão acima.

Apesar de Imp ter sido o parâmetro mais sensível para o caso em estudo, o trabalho de Krebs *et al.* (2013) concluiu pela insensibilidade do mesmo, o que, segundo os autores, é atribuído à alta resolução espacial empregada na discretização e ao elevado grau de impermeabilização da área de estudo (86% de um total de 5,87 ha). Todavia, grande parcela dos trabalhos na literatura científica confirma a maior sensibilidade de Imp, tanto para grandes áreas, a exemplo de Barco *et al.* (2008) (bacia com 217 km²), quanto pequenas, a exemplo de Chow *et al.* (2012) (4,38 ha a 34,21 ha), Beling *et al.* (2011) (0,39 km² a 4,95 km²) e Goldstein *et al.* (2010) (2,66 ha).

Junto com Imp e dAI, o parâmetro nCan também se mostrou sensível para E_{NS}, DP e para o pico. Já para o volume e para os elementos da matriz jacobiana do PEST, nCan ficou, respectivamente, em penúltimo e último no ranking. Como o coeficiente de Manning dos canais está relacionado à velocidade de translação das ondas de cheia, seu impacto no volume é desprezível. No entanto, nCan afeta a forma do hidrograma de saída da seção, acentuando e acelerando no tempo os picos. Como E_{NS} é uma função objetivo muito sensível ao tempo (BEVEN, 2001, p. 225), a importância de nCan é evidenciada. Já a baixa sensibilidade do parâmetro exibida na matriz jacobiana deve-se ao incremento utilizado pelo PEST para calcular as derivadas: enquanto que na metodologia OAT desenvolvida empregaram-se incrementos de 10%, o PEST foi instruído a utilizar incrementos de 0,1%.

Os parâmetros de infiltração da equação de Horton (I₀, I_b e K) tiveram maior relevância no cômputo do volume. Já nAP e dAP, relacionados às áreas permeáveis, pouco impactaram os resultados, o que indica ser o escoamento superficial gerado nas áreas impermeáveis predominante na discretização adotada. Reforça o exposto o fato de o parâmetro nAI ter ficado na frente de nAP no ranking para todas as funções objetivo. A insensibilidade de nAP e dAP também foi reportada por Krebs *et al.* (2013) e Barco *et al.* (2008).

Cabe ainda analisar a variabilidade dos resultados em diferentes magnitudes de eventos. Nesse sentido, a Figura 18 ilustra a sensibilidade relativa dos parâmetros quanto ao E_{NS} em função dos acumulados de precipitação para cada evento. É possível verificar na figura que os parâmetros relacionados à caracterização das superfícies impermeáveis (Imp, nAI, dAI e nCan) possuem a maior impacto nos eventos de baixa

magnitude, o que indica que essas áreas são as responsáveis pela geração do escoamento superficial nessas condições. Já as áreas permeáveis ganham importância na medida em que as pluviosidades incrementam, reforçando a importância dos processos de infiltração.

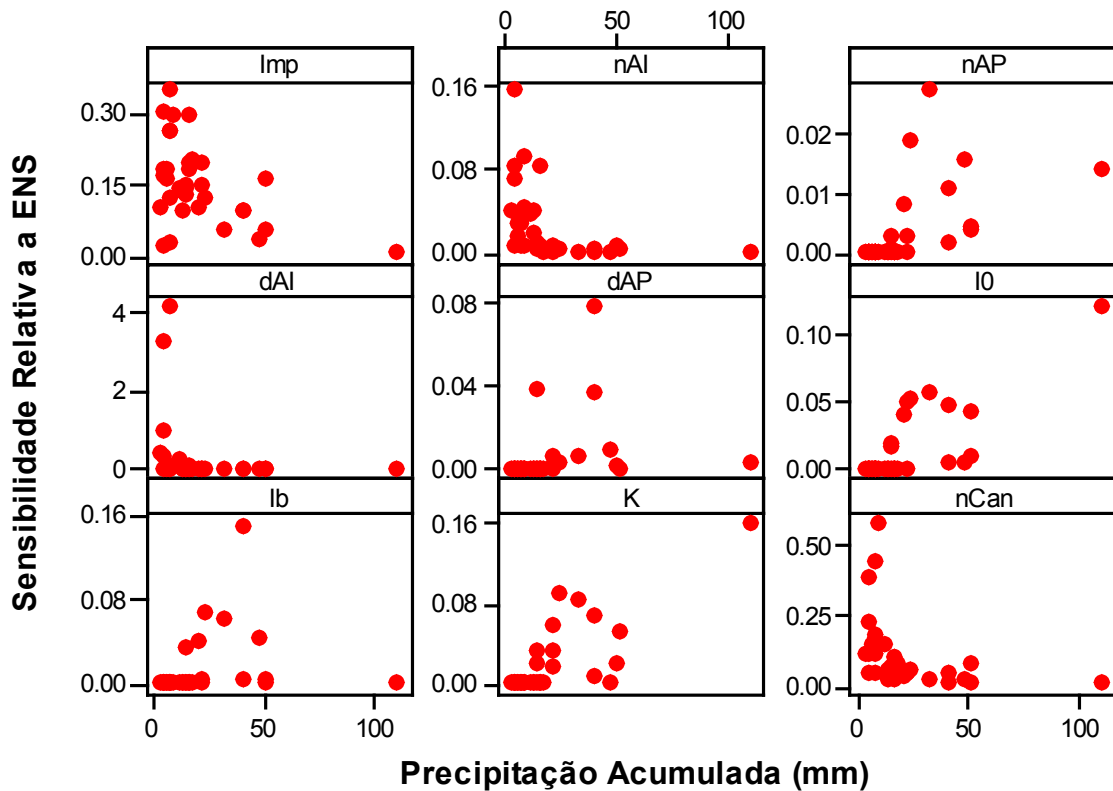


Figura 18 – Variação da sensibilidade relativa ao E_{NS} com a magnitude do evento.

Da análise realizada conclui-se que os parâmetros têm impactos distintos em diferentes índices, reforçando os comentários do tópico 1.3.4.1. Nesse sentido, para o caso do modelo SWMM5, quando o fim da modelagem hidrológica inclina-se para a determinação de volumes, há de ser dada atenção aos parâmetros de infiltração (IO, lb, e K). No entanto, quando picos de vazão são priorizados, é essencial que haja uma boa representação das características da superfície de escoamento das sub-bacias e canais, especialmente do grau de impermeabilização da superfície, altura de retenção e os coeficientes de Manning das áreas impermeáveis e canais.

Considerando a larga aplicação de E_{NS} na avaliação do desempenho de modelos, é possível afirmar que Imp , dAI e $nCan$ são determinantes para uma boa calibração e, portanto, seriam bons candidatos a compor isoladamente o processo de otimização. Todavia, a sensibilidade da matriz jacobiana computada pelo PEST apresentou a maior dispersão entre os índices, sendo um indicativo da relevância de todos os parâmetros analisados.

3.1.1 Avaliação do Comprimento de Drenagem

A fim de avaliar a representatividade do parâmetro Len no uso do modelo SWMM5, simularam-se 8.000 combinações de parâmetros onde Imp , o mais sensível conforme a avaliação realizada no tópico acima, e Len foram variados aleatoriamente. O evento C22 foi selecionado para a análise, pois possui vazão de pico próxima à média, além de ter apresentado bom ajuste na calibração prévia realizada. O valor de E_{NS} foi determinado para cada combinação e, ao final, foi gerada a superfície de resposta da Figura 19, cujos eixos estão em coeficientes escalares dos valores iniciais dos respectivos parâmetros.

Conforme se depreende, a variação de Len na faixa de 0,4 a 1,6 vezes o valor inicialmente estimado não conseguiu degradar E_{NS} a valores inferiores a 0,8, quando Imp fixo em 0,65. Portanto, o alongamento das superfícies de E_{NS} na faixa de variação de Len indica que a taxa de impermeabilização é o parâmetro mais sensível e que a estimativa pobre de Len é facilmente mascarada na calibração de Imp . Aliado ao argumento exposto, o comprimento das sub-bacias é uma abstração mais difícil de determinar do que a taxa de impermeabilização do solo, razões que conduziram à exclusão de Len do processo de calibração.

Cabe ainda advertir que os resultados apresentados são válidos para a bacia em estudo, no contexto da discretização de elementos realizada. O refinamento da resolução espacial de sub-bacias e canais pode implicar na alteração das conclusões, sendo recomendável a análise caso-a-caso. Apesar da ressalva, a baixa sensibilidade de Len também é relatada no trabalho de Krebs *et al.* (2013), cuja área de estudo é

caracterizada por altas taxas de impermeabilização e alta resolução na representação da rede de microdrenagem.

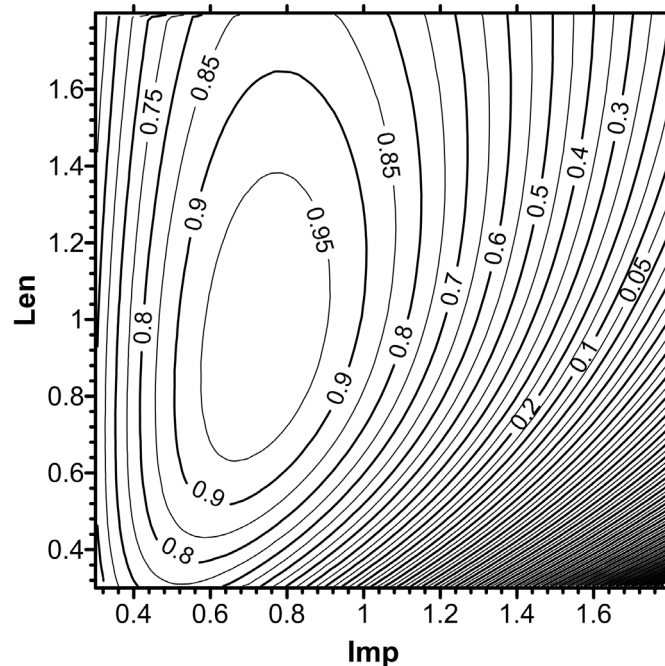


Figura 19 – Superfície de resposta Imp x Len x E_{NS} .

3.2 Calibração de Eventos

3.2.1 Escoamento Superficial

A partir dos resultados da análise de sensibilidade, os parâmetros, Imp, dAI e nCan foram selecionados para a calibração do SWMM5 (Esquema I). Outro esquema incluiu nAI para avaliar o refinamento da caracterização da superfície impermeável (Esquema II). Ainda, considerando a dispersão apresentada quando avaliados os elementos da matriz jacobiana computada pelo PEST e considerando a sensibilidade dos coeficientes de Horton no cômputo do volume, todos os 9 parâmetros pré-selecionados foram calibrados (Esquema III). O Quadro 6 resume os três esquemas empregados.

Quadro 6 – Esquemas empregados para a calibração do escoamento superficial.

Esquema	Parâmetros Calibrados
I	Imp, dAI e nCan
II	Imp, dAI, nAI e nCan
III	Imp, nAI, nAP, nCan, dAI, dAP, I0, Ib, K

A variação dos parâmetros e o desempenho quanto a E_{NS} , erro percentual no volume e erro percentual no pico dos três esquemas de calibração é apresentado na Figura 20 e na Tabela 6. Os parâmetros calibrados para cada evento são relacionados na Tabela 7. Os hidrogramas de todos os eventos são apresentados no Apêndice A do presente trabalho.

Conforme se extrai da Tabela 6, o melhor desempenho (E_{NS} variando de 0,63 a 0,99) foi observado no esquema III. Já o desempenho dos outros dois esquemas foi praticamente idêntico, considerando a média e o desvio padrão calculados. Destaca-se que os eventos C2, C7, C12, C14, C17, C18 e C24 exibiram desempenho pobre nos três índices propostos no esquema I e II, o que não ocorreu no esquema III. No entanto, é possível constatar que a maioria dos eventos calibrados apresentou ajustes equivalentes nas três alternativas propostas.

A Figura 20 exhibe um conjunto de gráficos boxplot com a faixa de variação dos parâmetros calibrados. Observa-se que a taxa de impermeabilização da bacia teve um valor médio calibrado de 20%, o que é um índice inferior à porcentagem inicialmente estimada de 35%.

Muleta *et al.* (2012) também encontraram essa característica, com valores 15% inferiores ao valor inicial de Imp. Os autores conjecturam que o fenômeno possivelmente está relacionado com discrepâncias na discretização da bacia e a realidade. Como parcela do fluxo das áreas impermeáveis pode não ser direcionada diretamente ao exutório da bacia ou a canais de drenagem, há uma série de caminhos intermediários que retardam o fluxo superficial, induzindo a diminuição do parâmetro Imp no SWMM5. Tan *et al.* (2008) também calibraram um valor pouco menor para Imp, quando comparado com a taxa de impermeabilização inicialmente estimada.

O vínculo do efeito descrito com a discretização da bacia toma força quando se analisa o trabalho de Barco *et al.* (2008). Os autores modelaram a mesma bacia (Ballona Creek) empregada por Muleta *et al.* (2012) e obtiveram uma área impermeável calibrada superior à inicialmente estimada. Todavia, aqueles empregaram 1579 sub-bacias, enquanto os últimos reduziram o número a 92 sub-bacias.

Ainda, o parâmetro Imp, no esquema III, apresenta dois valores anômalos (*outliers*) no ramo superior, pertencentes aos eventos C3 e C29, cujas precipitações acumuladas são as menores de todo o grupo. Nessas situações, Imp é elevado a fim de gerar escoamento, resultado que não é obtido com o uso dos parâmetros médios definidos *a priori*. O fato pode estar relacionado à deficiência do modelo em simular a real contribuição das áreas impermeáveis, tendo em vista que são essas as áreas que geram escoamento superficial em eventos de pequena magnitude. Outra hipótese é a de que a precipitação registrada não tenha sido uniforme na bacia, podendo ter ocorrido de maneira mais intensa em áreas não monitoradas, o que explicaria a subestimativa.

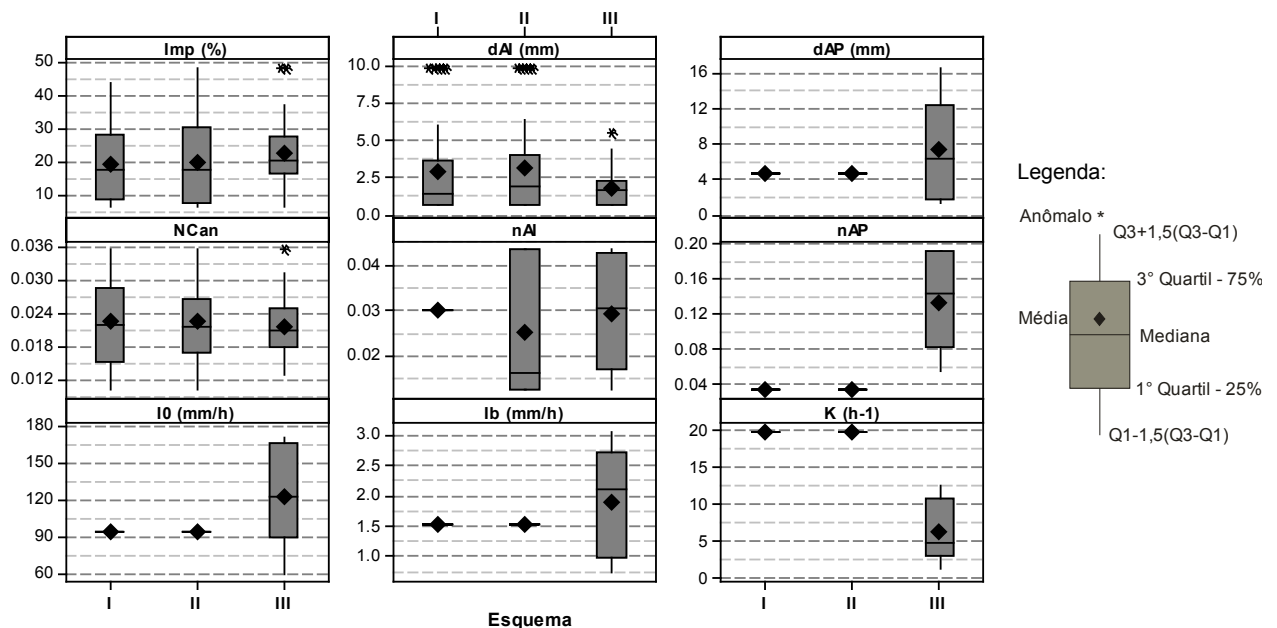


Figura 20 – Variação dos parâmetros nos 3 esquemas de calibração.

Tabela 6 – Desempenho dos esquemas de calibração do escoamento superficial.

Evento	E _{ns}			Erro Pico %			Erro Volume %		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
C1	0,878	0,888	0,882	-13,4	-13,4	-16,4	8,3	8,4	4,3
C2	-3,321	-3,311	0,991	214,7	214,7	3,5	124,7	124,7	-5,1
C3	0,922	0,937	0,932	-20,2	-18,5	-20,3	7,8	5,5	2,8
C4	0,971	0,972	0,964	-11,0	-9,8	-9,3	14,1	14,3	14,3
C5	0,960	0,965	0,991	9,1	7,1	-2,1	-1,1	0,0	2,5
C6	0,902	0,837	0,832	-5,2	-9,7	-9,3	-1,8	-9,7	-9,7
C7	-11,247	-11,230	0,952	490,7	490,6	7,1	194,7	194,7	-3,1
C8	0,790	0,801	0,799	-27,3	-26,1	-25,9	14,6	14,7	15,8
C9	0,648	0,650	0,633	-52,2	-51,8	-55,2	17,2	17,7	13,8
C10	0,711	0,552	0,712	-17,8	-22,8	-17,8	1,0	-11,3	0,0
C11	0,898	0,901	0,982	27,2	22,8	-1,1	1,5	2,3	-0,1
C12	-2,200	-2,184	0,997	139,6	139,4	-2,7	86,2	86,6	-0,2
C13	0,923	0,925	0,988	-4,6	-5,5	0,2	3,0	3,1	3,3
C14	0,304	0,310	0,983	56,0	59,2	1,1	12,8	12,9	-6,3
C15	0,971	0,972	0,907	9,0	8,0	-3,5	-4,7	-4,6	2,9
C16	0,860	0,813	0,865	-30,9	-23,6	-30,7	3,1	-9,5	2,9
C17	0,126	0,128	0,984	107,1	107,0	4,7	45,9	45,9	-6,9
C18	0,084	0,098	0,941	74,3	72,7	7,9	18,3	20,6	-7,4
C19	0,900	0,905	0,966	-0,8	-0,4	-1,5	-6,4	-5,8	-6,7
C20	0,983	0,984	0,984	-7,2	-7,2	-8,4	-1,6	-2,3	-1,7
C21	0,854	0,858	0,850	-24,0	-24,0	-25,1	11,4	11,6	11,1
C22	0,980	0,980	0,993	3,7	3,9	3,2	-9,3	-9,3	-5,6
C23	0,972	0,979	0,977	-8,9	-6,4	-7,1	-1,4	-2,7	-1,9
C24	0,458	0,464	0,960	59,4	59,4	-0,2	-18,5	-18,7	-7,1
C25	0,686	0,695	0,956	31,2	31,6	3,6	-19,8	-19,6	-11,4
C26	0,783	0,786	0,952	-15,1	-14,4	-2,4	-9,9	-9,6	-4,7
C27	0,984	0,985	0,984	-1,7	0,2	-0,2	-3,4	-3,2	-3,6
C28	0,957	0,957	0,965	-2,4	-2,5	3,3	1,9	1,6	1,3
C29	0,940	0,970	0,970	-10,7	-5,6	-5,6	8,3	6,2	6,0
C30	0,972	0,973	0,970	0,3	0,3	0,0	-2,7	-2,5	-3,0
C31	0,972	0,975	0,973	2,2	2,6	1,2	5,8	5,4	4,9
C32	0,847	0,853	0,961	17,2	16,6	1,2	-17,9	-19,4	-13,8
C33	0,723	0,741	0,741	17,7	19,8	20,8	-21,9	-20,5	-20,0
C34	0,976	0,979	0,972	-4,5	-3,7	1,6	1,1	0,7	0,1
Média A ¹	-	-	-	44,6	44,2	9,0	20,6	21,3	6,0
Média B ²	0,240	0,238	0,927	29,9	30,1	-5,0	13,8	12,8	-0,8
Mediana A ¹	-	-	-	16,2	15,5	3,6	8,3	9,6	4,8
Mediana B ²	0,888	0,873	0,964	-1,3	-0,1	-1,3	1,7	1,2	-0,2
DPad ³	2,185	2,180	0,088	89,3	89,5	11,6	39,1	38,9	4,9

Legenda: I – Calibração de Imp, dAI e nCan; II – Calibração de Imp, dAI, nAI e nCan; III – Calibração dos 9 parâmetros; 1 – Média e mediana dos valores absolutos. 2 – Mediana dos valores brutos. 3 – Desvio Padrão dos valores brutos.

Tabela 7 – Parâmetros calibrados para cada evento em cada esquema.

Evento	Imp (%)			nAI			nAP			dAI (mm)			dAP (mm)			I0 (mm/h)			Ib (mm/h)			K (h ⁻¹)			nCan			PP Acum
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	mm
C1	9	9	9		0,043	0,042			0,098	0,6	0,6	0,7			12,9			122			2,2			3,3	0,024	0,023	0,021	12
C2	6	6	19		0,012	0,024			0,081	9,8	9,8	1,6			16,6			145			3,1			12,6	0,035	0,035	0,023	40
C3	41	48	48		0,012	0,018			0,161	1,5	2,0	1,9			9,0			167			2,7			12,8	0,013	0,017	0,014	3
C4	18	18	19		0,042	0,034			0,065	0,5	0,5	0,5			16,6			172			1,9			1,3	0,019	0,017	0,017	13
C5	6	6	11		0,012	0,041			0,055	0,5	0,5	0,5			3,5			61			2,4			9,0	0,011	0,012	0,018	14
C6	21	15	16		0,033	0,015			0,078	5,9	5,2	5,5			1,2			167			2,7			3,1	0,013	0,016	0,019	8
C7	6	6	6		0,012	0,012			0,192	9,8	9,8	0,5			16,6			172			2,3			3,1	0,035	0,035	0,018	110
C8	16	16	16		0,043	0,043			0,081	0,8	0,5	0,5			1,6			90			1,9			4,6	0,021	0,020	0,020	7
C9	25	26	23		0,035	0,023			0,106	1,1	1,0	0,8			14,8			61			2,4			3,2	0,023	0,022	0,026	8
C10	11	11	11		0,043	0,036			0,098	0,5	1,5	0,5			12,9			122			2,2			3,3	0,022	0,024	0,021	7
C11	12	12	18		0,012	0,043			0,078	0,5	0,5	0,9			1,2			167			2,7			3,1	0,020	0,022	0,021	15
C12	6	6	15		0,012	0,039			0,189	9,8	9,8	1,7			1,8			123			1,3			6,2	0,035	0,035	0,020	22
C13	6	6	13		0,043	0,043			0,153	2,4	1,6	1,2			9,6			163			2,6			9,4	0,010	0,010	0,019	16
C14	6	6	30		0,012	0,012			0,192	9,8	9,8	3,4			5,6			74			0,7			1,8	0,019	0,017	0,027	50
C15	9	7	8		0,043	0,033			0,082	3,5	2,4	1,7			4,9			63			2,1			5,0	0,010	0,010	0,015	8
C16	14	15	14		0,043	0,043			0,057	2,0	6,4	2,0			2,1			133			1,2			2,9	0,023	0,022	0,021	17
C17	6	6	26	0,030	0,012	0,012			0,098	9,8	9,8	4,2	4,6	4,6	1,1	95	95	171	1,5	1,5	0,7	20,0	20,0	5,0	0,035	0,035	0,035	51
C18	6	7	20		0,012	0,043	0,032	0,032	0,192	0,5	0,5	1,9			2,0			105			2,2			3,8	0,017	0,018	0,017	21
C19	26	26	20		0,043	0,043			0,192	1,0	1,0	0,5			1,1			95			0,7			8,7	0,031	0,028	0,024	21
C20	33	37	37		0,013	0,018			0,143	3,8	4,9	4,3			12,3			108			3,0			1,6	0,016	0,019	0,019	11
C21	25	30	27		0,017	0,024			0,192	1,5	2,1	1,7			9,0			167			2,7			12,8	0,014	0,015	0,015	5
C22	10	10	23		0,021	0,043			0,153	1,1	1,8	0,5			9,6			163			2,6			9,4	0,011	0,012	0,018	14
C23	30	33	31		0,012	0,014			0,161	1,6	2,1	1,8			9,0			167			2,7			12,8	0,018	0,022	0,023	5
C24	18	19	18		0,012	0,036			0,192	2,1	2,8	2,2			6,1			156			0,7			10,9	0,035	0,035	0,031	40
C25	14	14	21		0,012	0,012			0,192	0,7	1,1	2,9			3,0			71			0,7			5,8	0,035	0,035	0,029	32
C26	30	30	19		0,043	0,027			0,192	2,0	1,9	0,5			1,1			114			0,7			11,4	0,028	0,024	0,028	23
C27	27	27	27		0,043	0,043			0,143	0,5	0,5	0,5			12,3			108			3,0			1,6	0,027	0,023	0,023	6
C28	31	31	28		0,031	0,039			0,081	1,1	1,1	0,9			1,2			98			0,7			6,5	0,025	0,025	0,023	14
C29	44	48	48		0,012	0,012			0,081	1,2	1,6	1,6			1,6			90			1,9			4,6	0,014	0,018	0,017	3
C30	20	20	20		0,024	0,024			0,161	0,5	0,5	0,5			9,0			167			2,7			12,8	0,022	0,024	0,024	4
C31	18	23	21		0,012	0,017			0,054	1,0	2,6	2,2			13,8			72			1,1			2,3	0,025	0,026	0,026	7
C32	41	39	36		0,012	0,012			0,192	0,5	0,5	0,5			6,5			62			0,7			12,3	0,034	0,035	0,031	47
C33	35	36	37		0,043	0,043			0,128	3,7	3,6	3,6			1,7			126			2,0			1,7	0,022	0,018	0,017	16
C34	17	21	27		0,016	0,026			0,154	2,3	2,7	2,9			14,5			172			1,4			11,9	0,016	0,017	0,013	4
Média	19	20	22	0,030	0,025	0,029	0,032	0,032	0,131	2,8	3,0	1,7	4,6	4,6	7,2	95	95	124	1,5	1,5	1,9	20,0	20,0	6,5	0,022	0,023	0,022	20
Mediana	17	17	20	0,030	0,016	0,030	0,032	0,032	0,143	1,3	1,8	1,6	4,6	4,6	6,3	95	95	123	1,5	1,5	2,1	20,0	20,0	5,0	0,022	0,022	0,021	14

Constata-se também que o parâmetro dAI nos esquemas I e II apresentou alguns valores anômalos, todos na faixa superior de variação, indicando que a calibração nesses casos objetivou reduzir o escoamento superficial gerado pelo SWMM5. A análise da Tabela 7 revela que os eventos com dAI = 9,8 mm (eventos C2, C7, C12, C14 e C17) são aqueles com precipitações acumuladas altas, baixos valores calibrados de I_{mp} e entre o grupo dos eventos com mau desempenho. Ainda, analisando os resultados dos eventos no esquema de calibração III, onde a qualidade do ajuste foi maior, constata-se que o mau desempenho foi compensado com o aumento de dAP nos eventos C2 e C7 (dAP = 16,6 mm). No entanto, o fator determinante foi a calibração de K.

A análise da Figura 20 revela que o parâmetro K foi consideravelmente reduzido nas calibrações do esquema III. Taxas de decaimento menores indicam que a transição de I_0 a I_b na equação de Horton é mais suave, promovendo maiores volumes infiltrados. A diminuição de K explica a melhora do desempenho do esquema III, especialmente naqueles eventos onde dAI apresentou valores anômalos, ou seja, em eventos de maior magnitude. Esse fato é um indicativo de que em eventos maiores, a caracterização das áreas permeáveis e do processo de infiltração apresenta maior relevância. A mesma constatação foi realizada na análise de sensibilidade, onde os parâmetros dAI, nAI, I_0 , I_b e K apresentaram maior sensibilidade nos eventos com maiores pluviosidades. Desse modo, quando os eventos C12, C14 e C17 são analisados, constata-se que a melhora no desempenho foi causada pela redução do escoamento superficial operado pelo parâmetro K, ainda que os parâmetros I_{mp} e dAI calibrados no esquema III são menores do que nos esquemas I e II.

Além da redução de K, a calibração pelo esquema III também promoveu o aumento das taxas de infiltração elevando sensivelmente I_0 e I_b . A variação dos parâmetros não apresentou valores anômalos e ficou dentro da faixa esperada, considerando a dispersão que I_0 e I_b geralmente exibem nos ensaios de infiltração (PAIVA ET AL., 2004).

O parâmetro dAP apresentou valor médio calibrado levemente superior ao inicialmente estimado. A grande variação (2 mm a 16 mm) indica que se trata de um parâmetro com grande dispersão de evento a evento, no entanto, sem uma relação

definida com a precipitação acumulada, conforme se depreende da análise da Tabela 7. Já nAP foi calibrado em valores bem maiores (média de 0,13) ao inicialmente estimado (0,032), o que provavelmente está vinculado a discrepâncias entre o comportamento real da bacia e a discretização empregada: diversos caminhos intermediários não representados retardam o escoamento superficial. No trabalho de Garcia e Paiva (2006), o valor médio calibrado de nAP para a mesma bacia em estudo ficou em 0,29, o que confirma a alta dispersão do parâmetro.

O parâmetro nAI variou na faixa de 0,012 a 0,043, com média 0,029, valor que a bibliografia (ROSSMAN, 2010) atribui a superfícies irregulares cimentadas, caracterização compatível com a área urbana simulada. Já nCan teve variação decrescente do esquema I ao III, com média praticamente fixa em 0,021, valor que é atribuído a canais abertos pedregosos ou irregularmente revestidos. Como se verifica, o valor inicial de nCan = 0,05 foi reduzido, o que acelera a translação da onda de cheia.

Quando ambos os parâmetros são confrontados com a magnitude do evento (Figura 21), nAI não exibe uma relação, ao contrário de nCan, que apresenta os maiores valores para os eventos de maior magnitude, ressalvado o evento C7, cujo acumulado de precipitação ultrapassa 100 mm. A tendência crescente pode ter relação com o fato de que, quanto maiores as vazões, o fluxo vai atingindo cotas onde as margens impõem maior resistência ao fluxo devido à vegetação, por exemplo. A divergência do evento C7 com a tendência comentada pode ter relação com a má otimização de Imp, calibrado em 6% apenas, indicando que a discretização realizada não é a mais adequada para a simulação de eventos extremos.

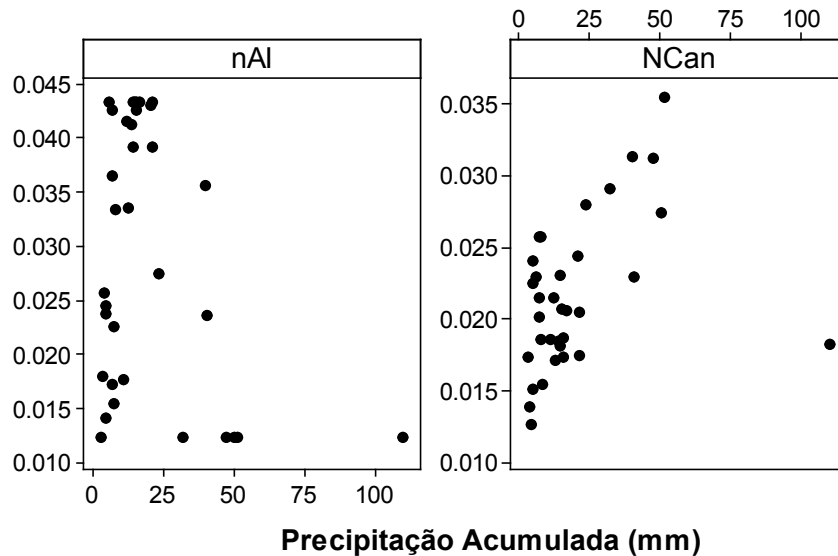


Figura 21 – Variação de nAI e nCan com a magnitude do evento no esquema III.

3.2.2 Qualidade

As calibrações dos processos de acumulação e lavagem do TSS e da DBO_5 foram realizadas para cada evento onde amostras de água foram coletadas e analisadas. Ao total, 10 eventos foram calibrados. Tanto BC1 e BC2 (Eq. 3), parâmetros de acumulação, quanto WC1 e WC2 (Eq. 4), parâmetros de lavagem, foram submetidos à calibração com o PEST acoplado ao PD_MS2. Os parâmetros relativos à geração de escoamento superficial em cada evento foram aqueles otimizados pelo esquema III, conforme apresentado no tópico 3.2.1.

O desempenho e os parâmetros calibrados para TSS e DBO_5 em cada evento são apresentados respectivamente na Tabela 8 e na Tabela 9. A Figura 22 e a Figura 23 ilustram os polutogramas calibrados de todos os 10 eventos.

Desde já cumpre destacar que a quantidade de amostras coletadas para a determinação do TSS e da DBO_5 é muito inferior ao volume de pontos observados que caracterizam a vazão. Portanto, a representatividade da variação da concentração dos

parâmetros de qualidade ao longo do evento é limitada, principalmente nos eventos de picos múltiplos, C18, C24, C25 e C26.

Tabela 8 – Parâmetros de acumulação e lavagem calibrados para TSS.

Evento	E_{NS}	BC1 (kg/ha)	BC2 (dia ⁻¹)	WC1 ((mm/h) ^{-WC2/h})	WC2 (adimensional)	Tempo Seco (dias)
C2	0,83	1500	0,078	0,00026	4,94	2,3
C5	0,92	1457	0,050	0,00309	2,92	27,2
C7	0,42	1356	0,050	0,65463	1,00	6,0
C12	0,47	1500	0,328	0,00200	2,07	3,8
C18	0,25	1509	0,538	0,00136	1,32	13,0
C21	0,08	1500	0,170	0,01000	2,00	10,3
C24	0,38	1434	0,050	0,01053	2,38	14,5
C25	0,73	118	0,052	0,03741	4,72	6,9
C26	0,53	1500	2,000	0,00213	3,45	10,7
C28	0,98	1500	0,050	0,00106	3,32	19,8
Média	0,56	1337	0,337	0,07225	2,81	11,5
DPad	0,30	431	0,607	0,20493	1,32	7,6

Tabela 9 – Parâmetros de acumulação e lavagem calibrados para DBO₅.

Evento	E_{NS}	BC1 (kg/ha)	BC2 (dia ⁻¹)	WC1 ((mm/h) ^{-WC2/h})	WC2 (adimensional)	Tempo Seco (dias)
C2	-1,46	3,35	0,120	359,10	9,0	2,3
C5	0,07	0,92	1,387	1500,60	2,1	27,2
C7	-1,56	1,33	2,000	2000,00	3,1	6,0
C12	0,10	4,59	0,120	41,30	10,0	3,8
C18	-0,67	3,39	0,161	2,32	5,7	13,0
C21	0,74	4,32	1,845	50,03	10,0	10,3
C24	0,98	4,29	1,448	0,29	6,1	14,5
C25	0,40	7,07	1,127	0,21	1,5	6,9
C26	-1,29	3,21	0,120	248,74	5,9	10,7
C28	-4,84	1,63	0,120	539,87	0,3	19,8
Média	-0,75	3,00	0,845	474,25	5,36	11,5
DPad	1,70	1,83	0,792	706,26	3,55	7,6

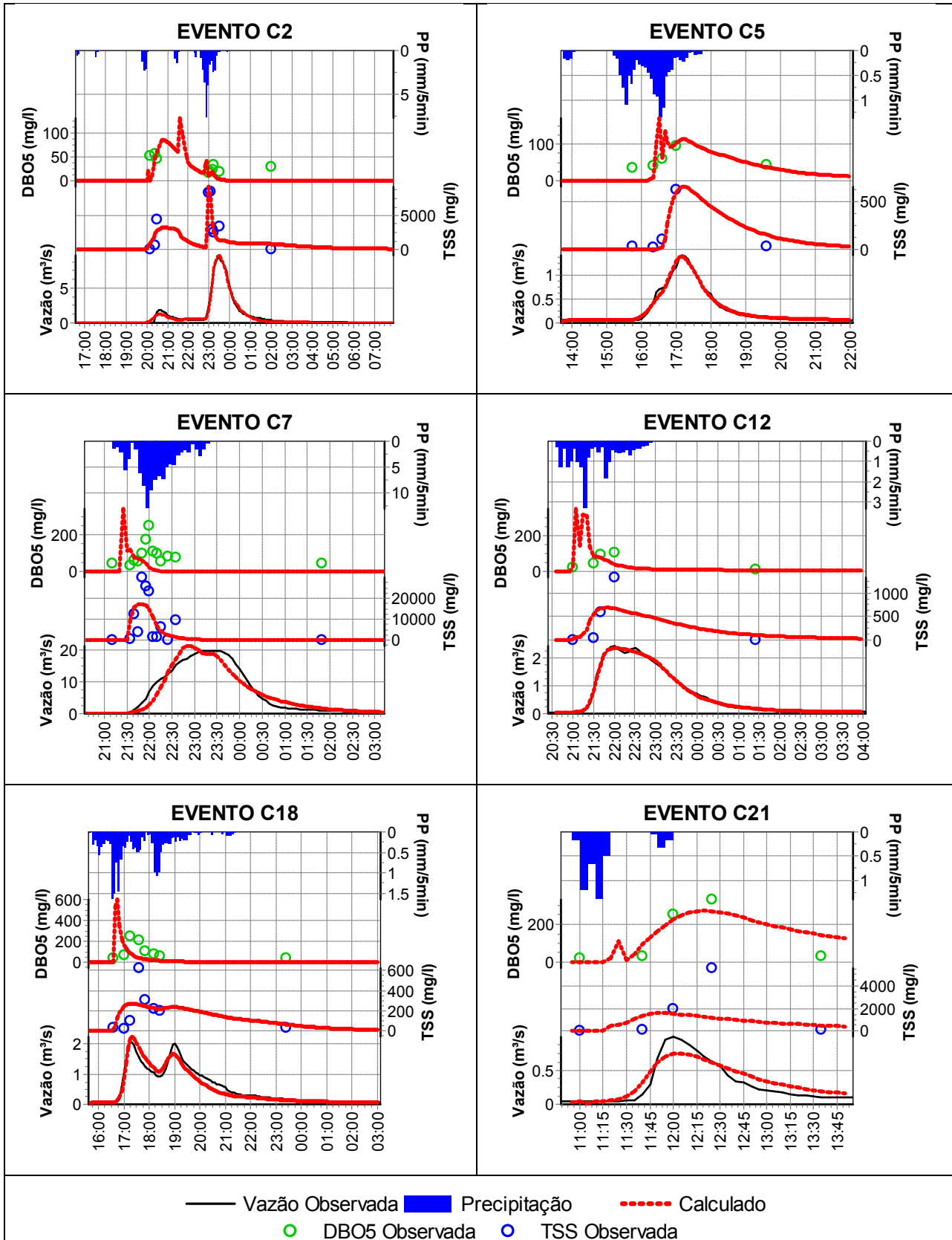


Figura 22 – Polutogramas (TSS e DBO5) dos eventos calibrados.

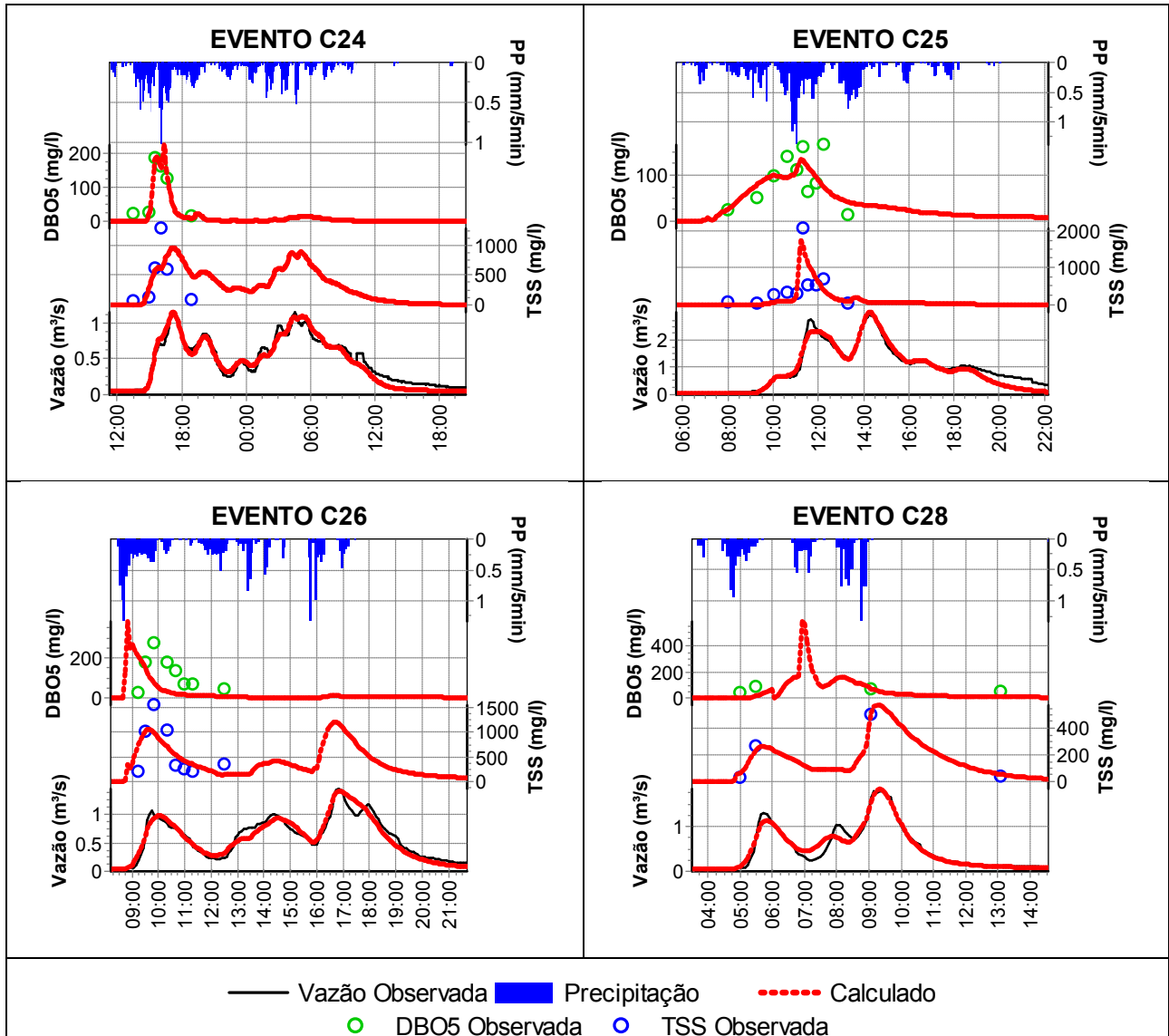


Figura 23 – Polutogramas (TSS e DBO₅) dos eventos calibrados.

Os índices de eficiência computados (Tabela 8 e Tabela 9) indicam que a calibração dos processos qualitativos na bacia não apresentou valores de E_{NS} tão altos quanto aqueles obtidos na calibração do escoamento superficial. Quando a calibração do TSS e da DBO₅ é comparada, percebe-se que a eficiência foi maior na representação da dinâmica dos sedimentos na bacia.

Quanto aos parâmetros calibrados para TSS, BC1 e BC2 pouco variaram para os diferentes eventos, com exceção do evento C25. A baixa variação é reflexo, dentre

outras razões, do baixo impacto desses parâmetros na dinâmica da modelagem do SWMM5. Com efeito, o valor de 1500 kg/ha inicialmente estimado foi extraído dos resultados de Dotto *et al.* (2007), no entanto, ele está acima dos valores empregados pelos demais trabalhos encontrados na literatura, conforme se verifica na Tabela 10.

Tabela 10 – Parâmetros de acumulação e lavagem de TSS.

Referência	Tipo de Área		BC1 kg/ha	BC2	WC1	WC2
	Uso do Solo	Impermeável				
Chow <i>et al.</i> (2012)	Residencial	85%	3	0,8	2	1,4
	Comercial	95%	15	0,8	1,4	0,9
	Industrial	93%	13	0,7	3	0,6
Gomes e Paiva (2010)	Urbana	34%	723	0,12	1,4	0,6
Hood <i>et al.</i> (2007)	Urbana	28%	25	1	4,9	1,57
Chen e Adams (2007)	Urbana	31%	105	0,0245	0,96	0,0112
Temprano <i>et al.</i> (2006)	Urbana	34%	17.5	0,3	1	46
Dotto <i>et al.</i> (2007)	Urbana	34%	1400	0,15	-	-
			1600	0,2	-	-

Elevados valores de BC1 proporcionam grandes volumes de acumulação de poluente em pouco tempo, se associados a valores altos de BC2. Nesse sentido, o modelo de acumulação segundo a equação exponencial com valor de BC1 = 1337 kg/ha e BC2 = 0,33 dia⁻¹ (valores médios calibrados), produz 90% de BC1 (máxima acumulação possível) em apenas 7 dias.

Uma vez que na superfície há grande volume de poluentes para lavar, a qualidade da calibração depende essencialmente dos parâmetros de remoção WC1 e WC2. Nos eventos calibrados, quando são analisados os volumes de poluente remanescente no fim da passagem da onda de cheia, verifica-se que na maioria dos períodos calibrados 95% do material permanece na superfície, conforme ilustra a Tabela 11.

Logo, a quantidade de poluente disponível para lavar pouco varia durante e após o evento, o que enfatiza o efeito de WC1 e WC2 na qualidade da calibração e induz a

insensibilidade de BC1 e BC2 na otimização. A problemática é ainda maior quando são usados calibradores que empregam a técnica da escalada de pico, a exemplo do PEST, pois a escolha dos parâmetros iniciais é de grande relevância na eficiência do algoritmo.

Tabela 11 – Massa lavada e remanescente de TSS em cada evento.

Evento	Lavado (%)	Restante (%)	Tempo Seco (dias)
C2	76,6	23,4	2,3
C5	0,4	99,6	27,2
C7	93,6	6,4	6,0
C12	1,7	98,3	3,8
C18	0,6	99,4	13,0
C21	0,8	99,2	10,3
C24	7,3	92,7	14,5
C25	64,5	35,5	6,9
C26	2,3	97,7	10,7
C28	1,2	98,8	19,8

Reforçando o exposto, pela análise da Tabela 11 verifica-se que os eventos C2, C7 e C25 foram aqueles com maior percentagem lavada e também com menor tempo seco antecedente, o que gera menor acumulação de poluentes. Para o evento C2, o baixo período enxuto (apenas 2,3 dias) foi determinante no alto percentual lavado. O evento C7 foi excepcional, pois na ocasião registraram-se acumulados de precipitação de 110 mm, o que acarretou na lavagem de mais de 93% do TSS acumulado. Ademais, o curto tempo seco de 6 dias contribuiu para a existência de menor massa de TSS. Já o evento C25, além de ter sido antecedido de apenas 6 dias sem chuva, foi o único com BC1 calibrado em valor inferior a 1000 kg/ha.

Ainda, a insensibilidade do modelo SWMM5 aos valores de BC1 e BC2 pode estar relacionada com a grande correlação entre os parâmetros BC1, WC1 e WC2, conforme demonstrado no trabalho de Gaume *et al.* (1998). Segundo os autores, bons desempenhos podem ser atingidos com distintos valores de parâmetros e em uma

grande faixa de variação dos mesmos, efeito que Beven (2001, p. 19-20) intitula de equifinalidade.

Logo, o valor inicial de BC1 igual a 1500 kg/ha é elevado em comparação aos demais trabalhos que empregaram o SWMM e prejudica a convergência da calibração, não obstante os valores de E_{NS} (Tabela 8) obtidos e os polutogramas (Figura 22 e Figura 23) apontarem que houve boa representação da variabilidade de TSS no tempo.

Quando a análise volta-se à DBO_5 , a já apresentada Tabela 9 ilustra que apenas os eventos C21 e C24 apresentaram E_{NS} superior a 0,5. A mesma tabela revela que o parâmetro WC1 apresentou alta dispersão nos valores calibrados, não sendo a média representativa do conjunto. No entanto, a conclusão de que a calibração falhou não é trivial.

Sutherland e Jelen (2003) mencionam que o modelo de lavagem exponencial pode apresentar coeficientes WC1 com alta dispersão para uma mesma bacia, o que é atribuído principalmente ao efeito dos diferentes diâmetros das partículas dos poluentes e ao efeito da intensidade da precipitação. No SWMM5, não há a possibilidade de se considerar o efeito do diâmetro das partículas, uma vez que o transporte dos poluentes nas superfícies e canais é tratado de maneira simplificada, sem a consideração dos efeitos de ressuspensão e sedimentação.

Os demais parâmetros, BC1, BC2 e WC2, apresentaram dispersão menor, todavia, a problemática da equifinalidade também é existente na calibração da DBO_5 , razão pela qual dificilmente um conjunto convergente de valores é obtido.

A exemplo do resultado obtido para o TSS, o formato dos polutogramas calculados e observados da DBO_5 foi similar, apesar de baixos índices E_{NS} terem sido obtidos na calibração desse poluente.

A fim de corroborar a capacidade do SWMM5 em mimetizar a forma dos polutogramas, é preciso investigar de forma integrada a variação do TSS e da DBO_5 . No evento C7, de alta intensidade, apesar de a vazão incrementar até as 23:30 horas, tanto o TSS quanto a DBO_5 diminuem a partir das 22:00 horas, o que é um indicativo da existência da carga de lavagem, ou seja, a parcela inicial do volume superficial escoado durante o evento foi responsável pela lavagem da maior parte da massa de sedimentos e matéria orgânica. Conforme se depreende do polutograma do evento C7, a calibração

realizada foi capaz de representar o mesmo efeito. Brites e Gastaldini (2007) confirmam a existência do efeito e concluem ser ele mais pronunciado em eventos de maior magnitude.

Por fim, cabe referir algumas limitações do uso do SWMM5 na representação do TSS e da DBO_5 . As calibrações realizadas não consideram a massa residual entre eventos no início das simulações. O algoritmo do SWMM5 assume que o evento imediatamente anterior ao modelado é capaz de lavar toda a massa disponível e que a acumulação que se desenvolve posteriormente parte do zero. Sutherland e Jelen (2003) ao comentarem sobre as limitações do modelo SWMM aduzem que esse efeito raramente se observa na prática, uma vez que chuvas ordinárias apenas removem parcela do acumulado, ficando o restante disponível para o próximo evento.

3.3 Calibração da Série Contínua

A calibração contínua efetuada com o uso de apenas um aquífero não logrou êxito, na medida em que o hidrograma calibrado não conseguiu representar o escoamento de base. Além de não ter funcionado, o uso de um aquífero para toda a bacia, conforme a proposta de Acosta (2009), tem alguns inconvenientes, na medida em que a contribuição das águas subterrâneas é perceptível apenas no exutório da área discretizada.

Em oposição, a discretização de maior número de aquíferos permite a representação da dinâmica do fluxo subterrâneo para os canais no interior da bacia, sendo possível avaliar a vazão em um canal em períodos secos. Se as vazões computadas pelo SWMM forem empregados para fomentar modelos de qualidade d'água em tempo seco, o escoamento de base nos canais intermediários é de grande importância.

Dessa maneira, o desempenho da calibração da discretização empregando 8 aquíferos foi melhor. No entanto, a otimização da série contínua demandou maior

esforço do que a dos eventos. Como a simulação de áreas urbanas geralmente emprega eventos, poucos são os trabalhos existentes na literatura que calibraram o SWMM para séries contínuas. Logo, a descrição de metodologias de discretização e de parâmetros iniciais é escassa, demandando o uso do método da tentativa e erro em muitas ocasiões.

Diante dessas dificuldades, diversos esquemas de calibração foram avaliados. Inicialmente, apenas A1 (Eq. 2) fora submetido à calibração. No entanto, os resultados foram pobres, não sendo reproduzido o escoamento de base. Posteriormente, com o auxílio da ferramenta SRTC do PCSWMM 2012, os parâmetros que caracterizam o aquífero foram testados um a um e verificou-se que o escoamento de base era sensível à capacidade de campo e ao nível estático inicial. Logo, esses parâmetros também foram submetidos para a calibração com o PPEST, além de A1, Imp, dAI, dAP, nAI, nAP, nCan, I0, Ib e K.

A execução do SWMM5 com a íntegra da série contínua a calibrar demanda 250 segundos em um computador Pentium i3 com 4 GB de memória. Já a calibração com o uso do PD_MS2 e do PPEST demandou aproximadamente 22 horas com o uso da rede de computadores descrita na metodologia. Considerando que 12 núcleos computacionais foram empregados, o tempo de processamento na computação paralela pode ser considerado reduzido por um fator de 12 em comparação à computação tradicional, que demandaria mais de 7 dias para a calibração.

Os resultados obtidos com o esquema de 8 aquíferos foram satisfatórios na comparação entre a íntegra da série calculada e da observada, tendo o período de 01/02/2004 a 10/10/2004 apresentado E_{NS} de 0,73 e subestimativa do volume total em 13,7%. A Figura 24 exibe o período calibrado com o eixo vertical no valor máximo de 1 m³/s, permitindo visualizar a boa aderência entre a vazão de base observada e a calculada.

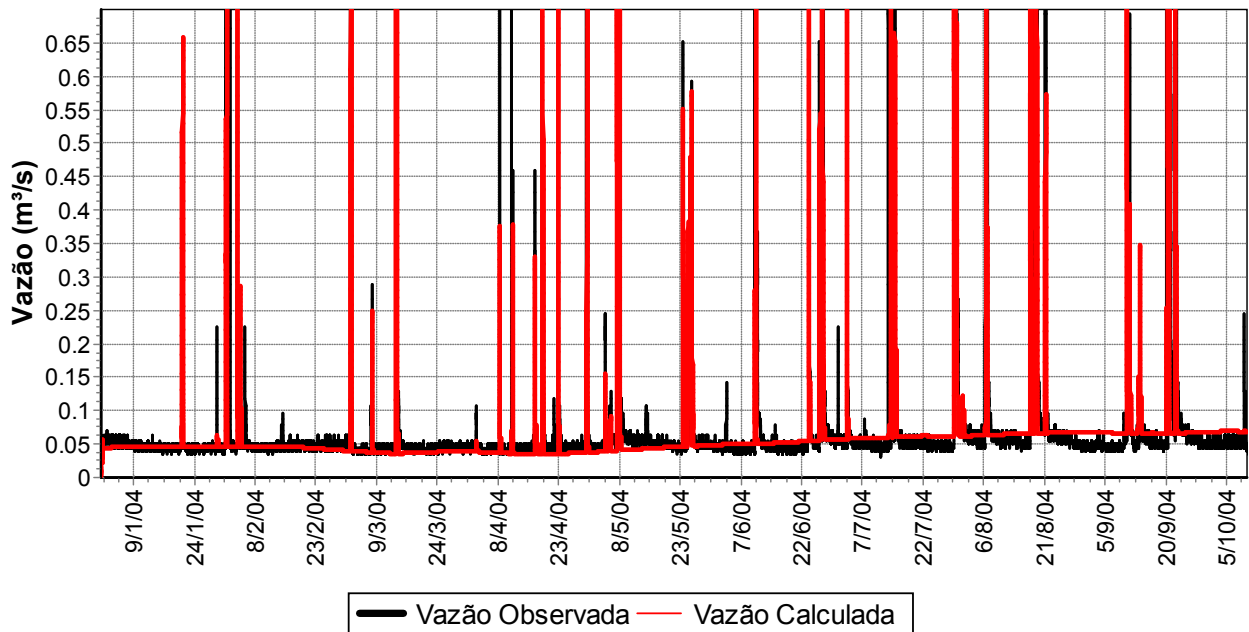


Figura 24 – Período contínuo calibrado com 8 aquíferos.

A fim de comparar a capacidade da série contínua calibrada em representar a geração de escoamento superficial, os índices E_{NS} , erro no pico e erro no volume foram computados evento a evento, individualmente. Os resultados são apresentados na Tabela 12 junto com o desempenho da calibração dos eventos pelo esquema III. Os hidrogramas dos respectivos eventos são apresentados no Apêndice A.

Apesar do E_{NS} calculado entre a série contínua observada e a série contínua calculada ter alcançado o índice de 0,73, o desempenho cai quando a análise volta-se aos eventos. A média computada para E_{NS} foi de apenas 0,37, com variações entre 0,92 e -1,18, com valores bem dispersos, o que se depreende do desvio padrão de 0,48 calculado. Da Figura 25 constata-se que os eventos de menor magnitude apresentaram os piores índices de desempenho.

Tabela 12 – Desempenho da calibração por evento e contínua.

Evento	E_{NS}		Erro Pico %		Erro Volume %	
	Evento ⁴	Contínua ⁵	Evento ⁴	Contínua ⁵	Evento ⁴	Contínua ⁵
C1	0,882	-1,184	-16,4	79,8	4,3	33,2
C2	0,991	0,919	3,5	-14,8	-5,1	-24,1
C3	0,932	-0,440	-20,3	-94,1	2,8	-73,4
C4	0,964	0,364	-9,3	-70,6	14,3	-23,9
C5	0,991	0,510	-2,1	13,2	2,5	21,2
C6	0,832	0,562	-9,3	-13,8	-9,7	-6,5
C7	0,952	0,693	7,1	52,1	-3,1	10,7
C8	0,799	-0,214	-25,9	-65,4	15,8	-22,3
C9	0,633	-0,149	-55,2	-73,5	13,8	-39,1
C10	0,712	0,228	-17,8	-28,0	0,0	-22,9
C11	0,982	0,828	-1,1	6,5	-0,1	2,4
C12	0,997	0,869	-2,7	3,6	-0,2	-8,3
C13	0,988	0,533	0,2	-14,8	3,3	21,7
C14	0,983	0,782	1,1	-35,8	-6,3	-34,6
C15	0,907	-0,090	-3,5	-15,4	2,9	31,3
C16	0,865	-0,026	-30,7	-2,6	2,9	53,1
C17	0,984	0,701	4,7	-46,7	-6,9	-54,3
C18	0,941	0,733	7,9	-26,3	-7,4	-14,5
C19	0,966	0,832	-1,5	-17,0	-6,7	-20,9
C20	0,984	0,258	-8,4	-70,9	-1,7	-41,7
C21	0,850	-0,602	-25,1	-92,3	11,1	-78,4
C22	0,993	0,779	3,2	-31,8	-5,6	-13,1
C23	0,977	0,867	-7,1	-27,3	-1,9	10,3
C24	0,960	0,736	-0,2	16,8	-7,1	-26,2
C25	0,956	0,558	3,6	-34,1	-11,4	-49,9
C26	0,952	0,511	-2,4	-47,2	-4,7	-36,1
C27	0,984	0,457	-0,2	-55,2	-3,6	-39,2
C28	0,965	0,786	3,3	-38,4	1,3	-22,0
C29	0,970	0,723	-5,6	-41,0	6,0	-4,4
C30	0,970	0,579	0,0	20,2	-3,0	21,8
C31	0,973	0,169	1,2	-73,0	4,9	-39,9
C32	0,961	0,220	1,2	-68,7	-13,8	-67,0
C33	0,741	0,462	20,8	-32,8	-20,0	-43,5
C34	0,972	-0,272	1,6	-71,4	0,1	-32,5
Média A ¹	-	-	9,0	41,0	6,0	30,7
Média B ²	0,927	0,373	-5,5	-29,7	-0,95	-8,7
Mediana	-	-	3,6	34,9	4,8	25,1
Mediana	0,964	0,522	-1,3	-32,3	-0,2	-22,6
DPad ³	0,088	0,486	11,6	38,6	4,9	30,8

Legenda: 1 – Média e Mediana dos valores absolutos. 2 – Média e Mediana dos valores brutos. 3 – Desvio Padrão dos valores brutos. 4 – Desempenho dos eventos calibrados pelo esquema III, com 9 parâmetros. 5 – Desempenho calculado entre a série contínua calibrada e a série monitorada para a duração de cada evento discriminado.

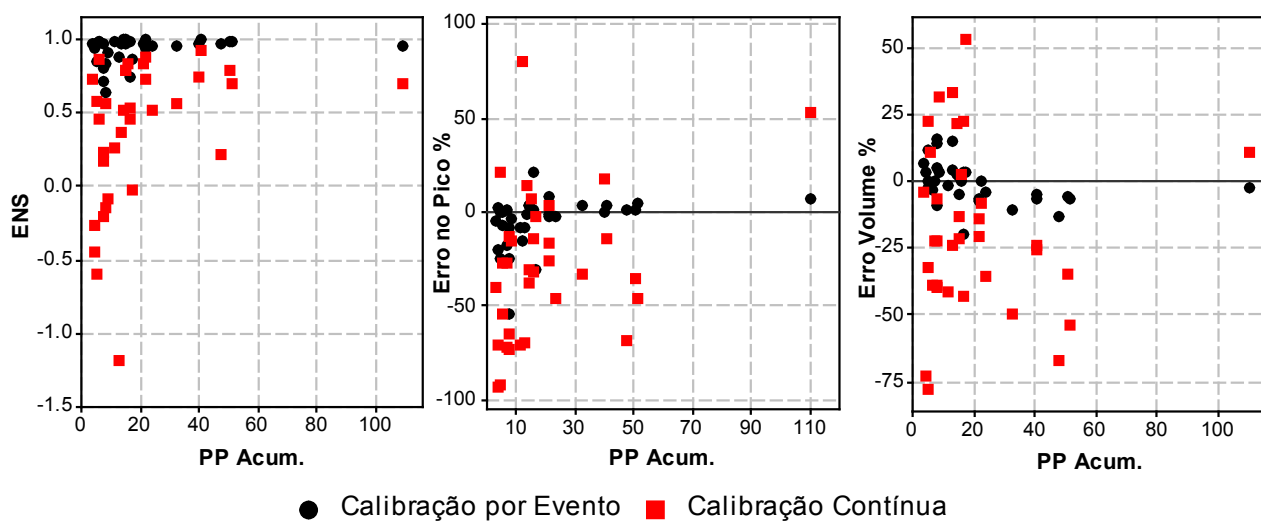


Figura 25 – Desempenho da calibração em função da magnitude dos eventos.

Prosseguindo, a partir da Figura 26 é possível concluir que a calibração da série contínua com o SWMM5 subestimou na maior parte do tempo as vazões observadas, o que também se extrai da Tabela 12, uma vez que a média dos erros brutos no volume foi de -29,7%. Para acumulados de precipitação maiores do que 20 mm, com exceção do evento C7, a subestimativa do volume ocorreu em todos os eventos, conforme ilustra a Figura 25. Apesar de tendência semelhante ser observada na calibração pelo esquema III, a média dos erros absolutos no volume nessa etapa foi de 6%, ao passo que na calibração da série contínua foi de 30,7%.

Ainda com referência à Figura 25, percebe-se que os picos calculados também foram subestimados na maioria dos eventos simulados na série contínua, com média percentual dos erros absolutos igual a 41%. Todavia, cabe salientar que a calibração da série contínua pelo PPEST exigiu a atribuição de pesos maiores às baixas vazões, o que diminuiu a amplitude das vazões calculadas nos eventos chuvosos.

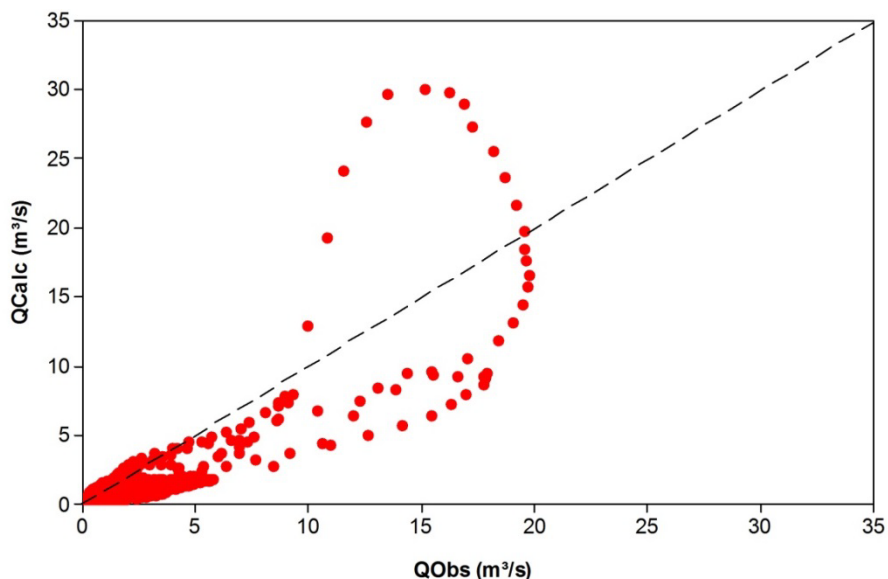


Figura 26 – Vazão observada x vazão calibrada na simulação contínua.

Quando são analisados os parâmetros calibrados com a série contínua, Figura 27, verifica-se que apenas I_{mp} e nAI ficaram dentro da variação do primeiro e terceiro quartil da faixa calibrada no esquema III. Os parâmetros dAI , dAP , nAP , $nCan$, I_0 e K foram calibrados no sentido de reduzir o volume e o pico do escoamento superficial gerado, o que se reflete nos índices de desempenho discutidos acima e apresentados na Tabela 12.

O parâmetro dAP foi calibrado em um valor muito elevado, 16,6 mm, o que destoa dos relatos da bibliografia. Segundo Rossman (2010, p. 163), para superfícies florestadas, onde há folhas, galhos e demais obstáculos, com grande capacidade de retenção, estima-se que dAP valha 7,6 mm.

A mesma discrepância é perceptível nos parâmetros I_b e K , pois os respectivos valores de 0,73 mm/h e $2,1 \text{ h}^{-1}$ são muito baixos. Apesar de o valor calibrado para I_b conduzir a menores taxas de infiltração, o valor baixo de K suaviza a transição de I_0 a I_b , sendo que no início da precipitação as taxas de infiltração são maiores, o que é reforçado com o aumento de I_0 para 171 mm/h. No entanto, o valor calibrado de I_0 não pode ser considerado anômalo, pois se trata de uma variável com grande

heterogeneidade, conforme apontam os trabalhos de Paiva *et al.* (2004) e Garcia e Paiva (2006).

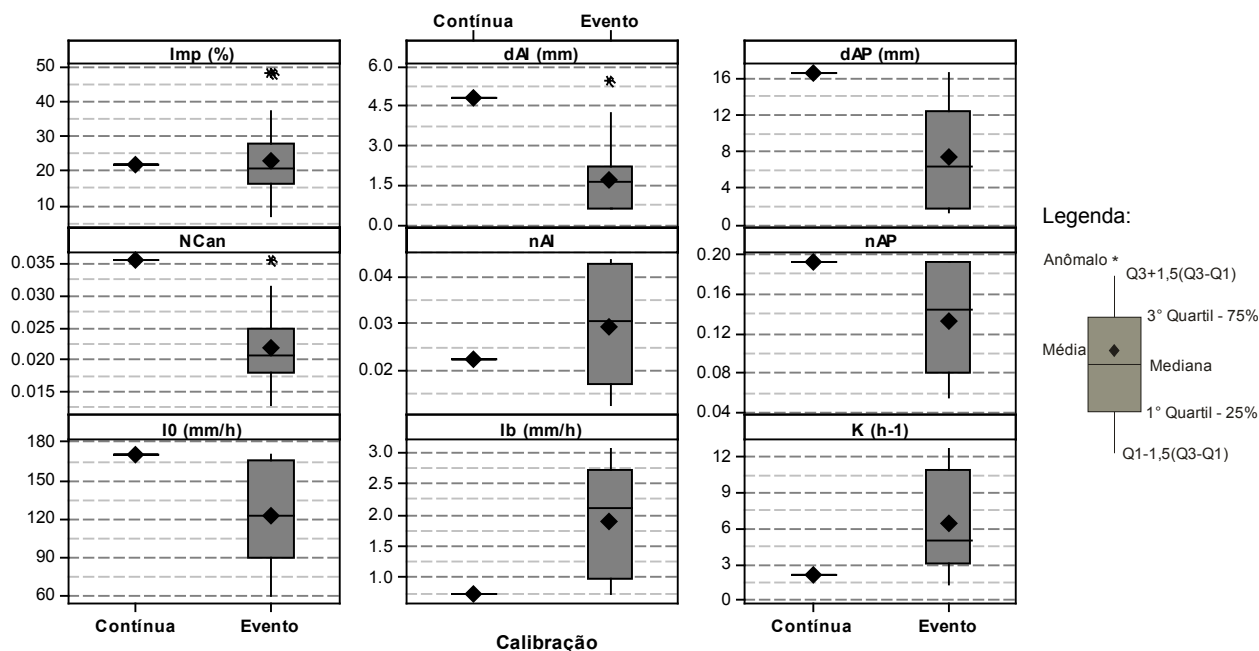


Figura 27 – Faixa de variação dos parâmetros na calibração contínua e por evento.

Não obstante dAI, nCan e nAP terem apresentado valores fora da faixa calibrada nos eventos (esquema III), os números otimizados não podem ser considerados irrealistas, uma vez que são abrangidos pela gama de variação mencionada por Rossman (2010, p. 163-165).

Quanto aos parâmetros dos aquíferos, A1 foi calibrado em 0,0001. A unidade do parâmetro depende do expoente B1 da (Eq. 2) e, para o caso em estudo (B1=2), é expressa em m/s. Trata-se de um parâmetro relacionado ao tipo de solo e, quanto maior o seu valor, maior o fluxo dos aquíferos para os canais. Acosta (2009) empregou em seu estudo $A1 = 0,015$ e $B1 = 1$. Já Heineman (2008) cita ter obtido êxito com $A1 = 0,0009$, sem mencionar a unidade. Zarrielo e Barlow (2002) empregaram em seu trabalho o valor de 0,0001 para bacias não urbanizadas e 10^{-6} para bacias urbanizadas, no entanto, não há menção às unidades. Apesar da omissão da unidade nos trabalhos

citados, verifica-se que a ordem de grandeza do parâmetro A1 calibrado está em consonância à magnitude adotada pelos demais autores.

O nível estático inicial não foi alterado pelo PPEST, sendo mantido o valor correspondente à elevação dos nós que recebem os afluxos dos aquíferos.

A capacidade de campo dos aquíferos foi calibrada em 0,298, o que, segundo Rossman (2010, p. 163-165), equivale a um solo franco-argiloso, ou seja, onde há presença de frações silte e areia em proporções semelhantes, mas predomínio da fração argila. De acordo com as amostragens e análises realizadas por Rauber (2008), o solo da formação Santa Maria, presente em 68% da bacia do Arroio Cancela, é caracterizado como argiloso, com alternância das demais frações, o que reforça o acerto da calibração efetuada.

Discutidos o desempenho da calibração e os parâmetros otimizados, verifica-se que a simulação e calibração da série contínua teve desempenho inferior na determinação do escoamento superficial em eventos chuvosos, quando comparada à simulação e calibração pelo esquema III das séries discretas. Da mesma forma, os parâmetros calibrados no esquema III têm maior correspondência com os relatos da bibliografia e se coadunam com a realidade física da bacia do Arroio Cancela.

O resultado, no entanto, já era esperado. A calibração de séries contínuas demanda a compatibilização da vazão em períodos secos e a vazão em eventos chuvosos, o que dificilmente é alcançado por um modelo hidrológico, que lança mão a uma série de simplificações para tentar representar os processos que ocorrem na natureza. Dadas as lacunas conceituais, por mais avançado que seja o processo de calibração, dificilmente será obtido um conjunto de parâmetros que mimetize o real comportamento da bacia.

Ademais, a simulação de séries contínuas e de séries discretas, por eventos, tem objetivos diferentes. Geralmente séries contínuas visam à aderência de vazões de base e de volumes totais, o que em muitas situações impacta negativamente o ajuste aos picos, foco da calibração por evento. Além disso, o uso de E_{NS} , conforme já relatado, é muito sensível às vazões maiores e à defasagem no tempo entre a série observada e a calculada. Dessa maneira, a análise dos hidrogramas (vide Apêndice A) revela que em diversos eventos a simulação contínua conseguiu representar o pico da vazão e o

formato do hidrograma, mas com defasagem no tempo, o que conduziu a valores irrisórios de E_{NS} . Os eventos C15 ($E_{NS} = -0,09$) e C16 ($E_{NS} = -0,02$) exemplificam o problema descrito.

Por conseguinte, o paralelo traçado entre os resultados da calibração contínua e por evento tem antes o objetivo de ressaltar as diferenças entre ambas, do que concluir pela preferência à calibração por evento em detrimento da calibração contínua.

3.4 Validação de Eventos

3.4.1 Escoamento Superficial

A validação da calibração do modelo SWMM5 na representação do escoamento superficial em eventos foi realizada por dois esquemas distintos de obtenção dos valores médios dos parâmetros. O primeiro esquema, denominado de “Eventos”, foi executado com a média dos nove parâmetros calibrados (esquema III, vide Tabela 7) e prediz o comportamento de séries discretas, por evento. O esquema “Contínua 1” foi executado com os parâmetros calibrados na fase contínua da calibração (Figura 27) e prediz integralmente o período validado.

O Quadro 7 condensa as características dos dois esquemas e a Tabela 13 apresenta os valores médios dos parâmetros empregados na validação dos eventos.

Quadro 7 – Esquemas e origem dos parâmetros empregados na validação.

Esquema	Tipo de Série Predita	Parâmetros Médios da Calibração
Eventos	Eventos	Esquema III (Tabela 7)
Contínua 1	Contínua	Série contínua (Figura 27)

Tabela 13 – Parâmetros empregados na validação do escoamento superficial.

Esquema	Imp (%)	nAI	nAP	dAI (mm)	dAP (mm)	I0 (mm/h)	Ib (mm/h)	K (h ⁻¹)	nCan	A1 (m/h)	Capacidade de Campo
Eventos	22	0,029	0,131	1,7	7,2	124	1,9	6,5	0,022	-	-
Contínua 1	18	0,018	0,192	0,5	16,6	172	0,7	2,3	0,035	0,0001	0,298

Os hidrogramas de todos os eventos são apresentados no Apêndice B. A Tabela 14 exhibe o desempenho dos dois esquemas, e dela extrai-se que o melhor resultado foi obtido no esquema “Eventos”, com E_{NS} médio igual a 0,47, mas mediana de 0,83, reforçando que a maioria dos eventos apresentou bom ajuste. Ainda para o esquema “Eventos”, o desvio padrão de 0,88 para E_{NS} é fortemente influenciado pelo desempenho do evento V5, cujo E_{NS} calculado é igual a -2,64.

O erro nos picos do esquema “Eventos” demonstra que a fase de validação superestimou os extremos (média bruta de 13,3%) com uma média absoluta igual a 40,9%. Também se constata que a validação do SWMM5 superestimou o volume total (erro médio bruto de 5,8%) com erro médio absoluto de 33,1%. Os erros foram maiores do que na calibração, mas não desqualificam a boa capacidade que o SWMM5 possui na predição dos eventos.

A validação realizada pelo esquema “Contínua 1” teve desempenho inferior ao esquema “Eventos”. Todos os eventos tiveram o pico e o volume subestimados. Porém, o resultado já era esperado, conforme discutido na fase de calibração. Os parâmetros calibrados para a série contínua sacrificam a aderência aos picos, o que tem grande impacto no cálculo de E_{NS} . A aderência às vazões de base é discutida mais adiante, na análise da validação da série contínua.

Tabela 14 – Desempenho da validação do escoamento superficial.

Evento	E_{NS}		Erro Pico %		Erro Volume %	
	Eventos ⁴	Contínua 1 ⁵	Eventos ⁴	Contínua 1 ⁵	Eventos ⁴	Contínua 1 ⁵
V1	0,982	0,748	4,5	-42,6	7,5	-3,4
V2	0,912	0,561	-8,8	-45,8	-30,4	-52,5
V3	0,787	-0,326	-21,9	-80,6	-16,8	-58,4
V4	0,908	0,842	-1,2	-16,1	5,7	-14,5
V5	-2,641	-0,164	120,8	33,7	74,7	16,8
V6	0,870	0,846	46,6	-21,3	-1,5	-38,5
V7	0,629	0,275	-42,0	-63,3	-46,8	-46,3
V8	0,908	0,367	13,0	-53,8	-13,8	-56,4
V9	0,696	0,103	21,6	-63,0	47,5	-31,1
V10	0,721	0,941	50,5	-17,3	36,5	-7,1
V11	0,897	0,835	25,2	-24,6	17,1	-3,0
V12	-0,269	0,917	130,2	-18,8	97,3	-25,0
V13	-0,177	-0,310	-92,3	-98,5	-78,2	-91,1
V14	0,959	0,210	-2,1	-60,0	14,4	-30,0
V15	0,920	0,845	21,1	-33,3	10,5	-24,0
V16	0,467	-0,669	-52,0	-92,5	-30,9	-77,2
Média A ¹	-	-	40,9	47,8	33,1	36,0
Média B ²	0,473	0,376	13,3	-43,6	5,8	-33,9
Mediana A ¹	-	-	23,5	44,2	23,8	30,5
Mediana B ²	0,829	0,464	8,8	-44,2	6,6	-30,5
DPad ³	0,884	0,507	55,2	32,5	42,9	28,0

Legenda: 1 – Média e Mediana dos valores absolutos. 2 – Média e Mediana dos valores brutos. 3 – Desvio Padrão dos valores brutos. 4 – Desempenho obtido com o uso da média dos parâmetros calibrados por evento pelo esquema III, com 9 parâmetros. 5 – Desempenho calculado entre a série monitorada e a série contínua predita com o uso dos parâmetros calibrados para a representação da série contínua, para a duração de cada evento discriminado.

3.4.2 Qualidade

Para a validação dos processos de qualidade, a predição do escoamento superficial foi realizada com o uso dos parâmetros médios calibrados segundo o esquema “Eventos”, conforme apresentado na seção anterior (Tabela 13). Para a predição dos processos de acumulação e lavagem, foram utilizadas as médias dos parâmetros BC1, BC2, WC1 e WC2 calibrados para cada poluente, cujos valores são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Média dos parâmetros calibrados na representação da qualidade.

Evento	BC1 (kg/ha)	BC2 (dia⁻¹)	WC1 ((mm/h)^{-WC2}/h)	WC2 (adimensional)
TSS	1337	0,337	0,07225	2,81
DBO ₅	3,00	0,845	474,25	5,36

O desempenho da validação realizada é compilado na Tabela 16 e a Figura 28 ilustra os polutogramas com a predição das séries temporais da concentração do TSS e da DBO₅. Os resultados demonstram que as simulações não conseguiram reproduzir satisfatoriamente as séries observadas na validação. Os índices de desempenho E_{NS} calculados para o TSS e para a DBO₅ foram precários, o que é confirmado pela discrepância visual das séries calculada e observada ilustrada nos polutogramas da Figura 28.

Tabela 16 – Desempenho da validação na representação da qualidade.

Evento	Vazão	E_{NS}	
		TSS	DBO₅
V1	0,98	-1095	-0,77
V2	0,91	-2069	-4,23
V4	0,91	-1936	-6,70
V6	0,87	-7870	-17,01
Média	0,92	-3242	-7,18

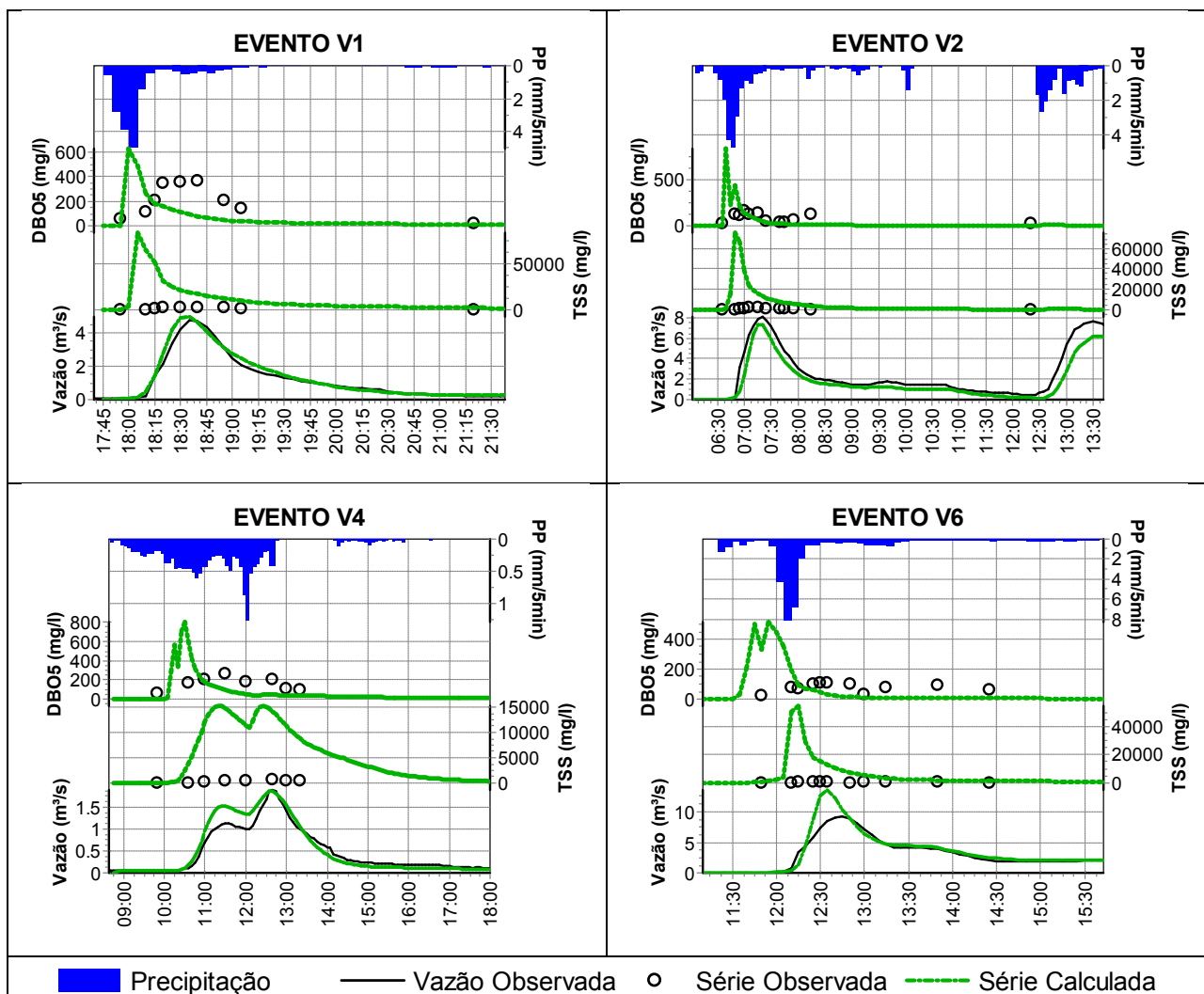


Figura 28 – Polutogramas do TSS e da DBO₅ dos eventos validados.

Pela análise dos polutogramas percebe-se que o modelo SWMM5 superestimou as concentrações do TSS e da DBO₅ em todos os quatro eventos. Para TSS, as concentrações calculadas foram exorbitantes, demonstrando que a calibração não foi capaz de determinar parâmetros representativos do comportamento médio da bacia. A mesma conclusão é pertinente à predição da DBO₅, não obstante as concentrações computadas terem mantido a ordem de grandeza das concentrações observadas.

Há de ser observado que a representação dos processos qualitativos no SWMM5 também é depreciada pelo mau ajuste do escoamento superficial. No entanto,

essa não é a razão do mau desempenho, tendo em vista que o E_{NS} entre a vazão calculada e a observada foi de 0,92.

Para o TSS, a grande dispersão dos parâmetros WC1 e WC2 calibrados é um dos principais fatores responsáveis pela má qualidade dos resultados. Todavia, conforme discutido na calibração, o SWMM5 tem limitações na representação da acumulação e lavagem de poluentes, fazendo com que o comportamento da mesma bacia seja representado por um grande intervalo de WC1.

Alguns trabalhos que empregaram o SWMM na modelagem qualitativa encontraram bons ajustes na validação, porém a conclusão pelo sucesso da capacidade preditiva é limitada. Nesse sentido, o trabalho de Temprano *et al.* (2006) empregou 3 eventos para a calibração do SWMM4 na modelagem qualiquantitativa e validou em apenas 1, o que limita a generalização do bom resultado obtido.

O trabalho de Chow *et al.* (2012) obteve bons resultados na validação dos parâmetros calibrados na simulação do TSS. No entanto, o estudo simulou áreas pequenas (4,38ha a 34,21ha) e de características uniformes de uso do solo, o que facilita o processo de calibração. As mesmas características são encontradas no trabalho de Tsihrintzis e Hamid (1998).

Mais realista é a conclusão de Gaume *et al.* (1998). Os autores realizaram a análise de incertezas dos processos de acumulação e lavagem do modelo SWMM segundo equações exponenciais. Apesar dos bons ajustes encontrados, as incertezas associadas aos parâmetros BC1, BC2, WC1 e WC2 foram grandes, o que se traduz pela obtenção de resultados aceitáveis para uma grande faixa de variação dos parâmetros.

Por fim, é possível afirmar que os parâmetros calibrados não são aptos à realização de predições confiáveis. A fim de que melhores resultados sejam obtidos, sugere-se que os algoritmos de acumulação e lavagem do SWMM5 sejam aperfeiçoados, no mesmo sentido da conclusão de Sutherland e Jelen (2003). Também, as estimativas iniciais dos parâmetros do SWMM5 necessitam de estudos de caracterização *in-loco* dos processos de acumulação e lavagem de poluentes, o que reduziria a faixa de variação dos variáveis na hora da calibração.

3.5 Validação da Série Contínua

Para a validação das calibrações da série contínua, o esquema “Contínua 1” descrito na seção anterior (Quadro 7), foi analisado. Ainda, a fim de avaliar o uso dos parâmetros calibrados por evento na predição de séries contínuas, o esquema “Contínua 2” foi proposto e combina os parâmetros de escoamento superficial do esquema “Eventos” (Quadro 7) com os parâmetros dos aquíferos do esquema “Contínua 1”. A Tabela 17 apresenta o valor dos parâmetros empregados na validação da série contínua por ambos os esquemas.

Tabela 17 – Parâmetros empregados na validação da série contínua.

Esquema	Imp (%)	nAI	nAP	dAI (mm)	dAP (mm)	I0 (mm/h)	Ib (mm/h)	K (h ⁻¹)	nCan	A1 (m/h)	Capacidade de Campo
Contínua 1	18	0,018	0,192	0,5	16,6	172	0,7	2,3	0,035	0,0001	0,298
Contínua 2	22	0,029	0,131	1,7	7,2	124	1,9	6,5	0,022	0,0001	0,298

A Tabela 18 apresenta o desempenho dos dois esquemas e no Apêndice B são ilustrados os hidrogramas dos eventos validados.

Tabela 18 – Desempenho da validação da série contínua.

Esquema	E _{NS}	Erro no Volume (%)
Contínua 1	0,74	-7,7
Contínua 2	0,61	11,3

O desempenho do esquema “Contínua 1” foi bom, com E_{NS} = 0,74, valor equivalente ao desempenho alcançado na calibração (E_{NS} = 0,73). O erro no volume da série validada (-7,7%) foi menor do que o erro da série calibrada (-13,7%), corroborando

a conclusão de que o SWMM5 apresentou resultados satisfatórios na predição da série temporal de vazões.

Já o desempenho do esquema “Contínua 2” obteve E_{NS} igual 0,61, com superestimativa do volume igual a 11,3%. Nos eventos, como é de se esperar, o esquema “Contínua 2” gerou hidrogramas muito semelhantes aos gerados pelo esquema “Eventos”, tendo em vista o uso dos mesmos parâmetros para o cômputo do escoamento superficial.

Quando a atenção volta-se à aderência do escoamento de base computado pelo SWMM5 à série de vazões observadas, o esquema “Contínua 2” apresentou melhores resultados, conforme se extrai da Figura 29. O esquema “Contínua 1” superestimou as vazões de base em quase todo o período, não obstante empregar os parâmetros calibrados para a série contínua, com o uso dos oito aquíferos.

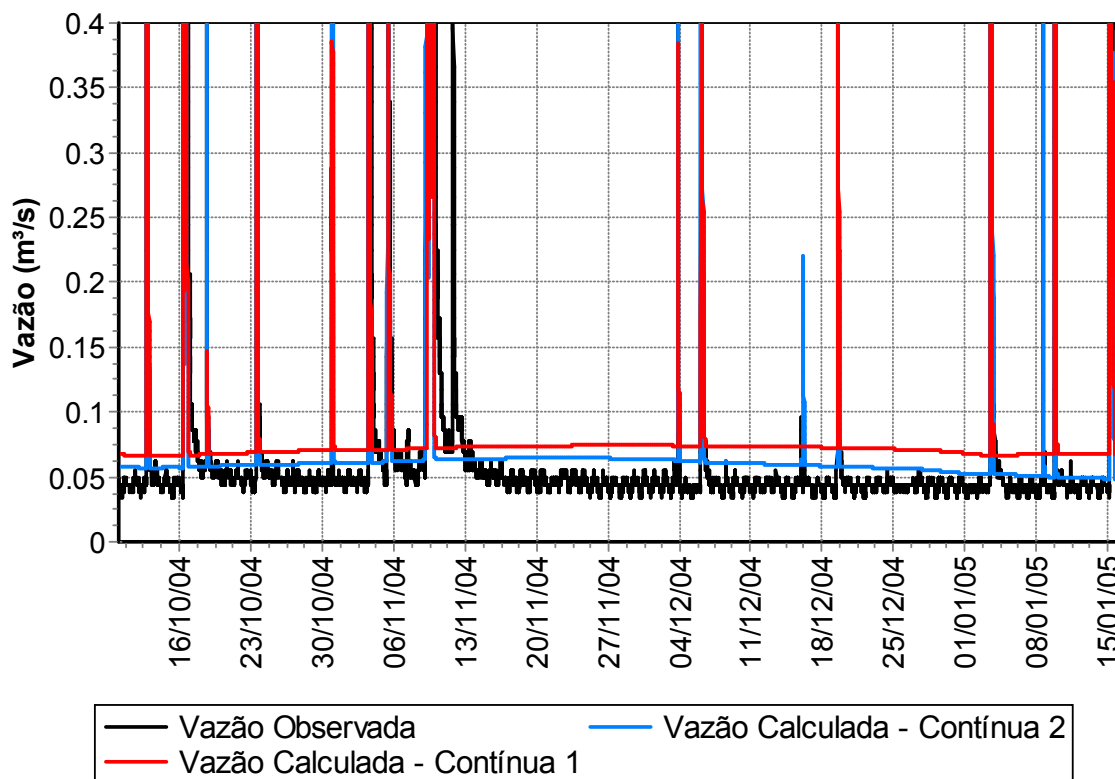


Figura 29 – Período contínuo validado.

Diante dos resultados apresentados, é válido concluir que a predição séries contínuas com o uso de parâmetros calibrados por evento é uma interessante opção, na medida em que evita longos processos de otimização. Ainda, para o caso em análise, a predição pelo esquema “Contínua 2” forneceu valores conservadores de vazões, superestimando volumes e picos, o que numa avaliação de riscos provocados por enchentes, por exemplo, pode ser preferível.

Logo, apesar de o E_{NS} do esquema “Contínua 2” ter sido um pouco inferior ao esquema “Contínua 1”, aquele deve ser preferido na predição de séries temporais, pois foi capaz de adequar a aderência ao escoamento superficial e de base de maneira mais satisfatória do que esse.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

No estudo desenvolvido que ora se conclui, o modelo SWMM5 foi calibrado e validado na representação dos processos de geração de escoamento superficial, de base e na acumulação e lavagem de poluentes. O PEST/PD_MS2 foi empregado na calibração e a área analisada foi a bacia do Arroio Cancela, em Santa Maria. Com o trabalho objetivou-se contribuir para a compreensão da relação dos parâmetros do modelo SWMM5 com o seu desempenho na representação das séries temporais de vazão e qualidade, além de avaliar o uso do PEST como calibrador automático.

Da análise de sensibilidade realizada, verificou-se que o SWMM5 é mais impactado pelos parâmetros relativos às áreas impermeáveis da bacia, ou seja, Imp, dAI e nCan. No entanto, os parâmetros relativos às áreas permeáveis, especialmente aqueles vinculados à infiltração (I0, Ib, e K), ganham importância nos eventos de maior magnitude. Logo, se o foco da modelagem hidrológica for a determinação de volumes totais escoados, há de ser dada atenção também a esses parâmetros.

O acoplamento do PEST/PD_MS2 ao SWMM5 foi facilmente executado. Apesar de o conjunto de rotinas não exigir a elaboração de programas computacionais para a integração com o modelo, rotinas programadas no Microsoft Excel® e em Pascal foram construídas. A tarefa foi realizada visando otimizar o processo de calibração dos 34 eventos propostos.

Não obstante a discretização adotada na simulação da bacia ter desconsiderado a rede de microdrenagem, o SWMM5 foi capaz de reproduzir satisfatoriamente a geração do escoamento superficial nas calibrações de eventos. A média dos índices de eficiência de Nash-Sutcliffe (E_{NS}) alcançou o valor de 0,92, com erros médios absolutos no pico e volume respectivamente iguais a 9% e 6%. Ademais, o uso de diferentes esquemas de calibração evidenciou a importância da caracterização das áreas permeáveis nos eventos de maior magnitude, reforçando a validade da análise de sensibilidade realizada.

Na calibração da série contínua, E_{NS} calculado atingiu o valor de 0,72, com subestimativa do volume observado igual a 13,7%. A eficiência da calibração contínua também foi avaliada na aderência aos 34 eventos propostos. Contudo, como esperado,

as simulações subestimaram tanto o pico quanto o volume nos eventos, corroborando a hipótese de que a otimização de séries contínuas almeja o ajuste às vazões de base e, por conseguinte, o volume total escoado durante o período.

A calibração das equações exponenciais representativas dos processos de acumulação e lavagem do TSS atingiu E_{NS} médio de 0,56 e, da DBO_5 , E_{NS} médio de -0,75. Porém, os parâmetros calibrados foram muito dispersos para ambos os poluentes. O fraco desempenho está vinculado à má estimativa inicial dos parâmetros de acumulação e à simplicidade do algoritmo do SWMM5 na representação dos processos qualitativos. Outros estudos também apontaram a deficiência das equações exponenciais e sugerem a consideração do diâmetro das partículas, bem como a incorporação de equações de transporte de sedimentos nas futuras atualizações do modelo SWMM.

Da etapa de calibração ainda é válido concluir que o índice de eficiência E_{NS} é muito sensível aos picos dos eventos e a defasagens temporais entre a série observada e a calculada. Logo, nem sempre um baixo valor de E_{NS} leva à conclusão da inabilidade do modelo em representar o comportamento da bacia. Ainda, a calibração de séries contínuas com funções objetivo calculadas em erros quadráticos (assim como realizado pelo PEST) dá muita ênfase aos picos, degradando a aderência do escoamento de base. A fim de evitar o efeito, o uso de pesos inversamente proporcionais à vazão observada revelou-se eficiente na calibração do escoamento oriundo dos aquíferos.

Na validação dos eventos foram empregadas as médias dos parâmetros calibrados e na validação da série contínua, aqueles parâmetros otimizados pela execução do PPEST. Em linhas gerais, as mesmas características da calibração foram observadas. Para o escoamento superficial, a predição dos 16 eventos alcançou índice médio de E_{NS} igual a 0,47, mas mediana calculada igual a 0,87 e hidrogramas com boa reprodução da forma da série observada.

A validação da série contínua alcançou E_{NS} igual a 0,74 e subestimativa no volume de vazão igual a 7,7%. Porém, no mesmo sentido dos resultados encontrados na calibração, a representação de eventos na validação da série contínua não foi boa, tendo ocorrido a subestimativa no pico e volume na maioria dos eventos. Quando os parâmetros médios calibrados por evento foram combinados com os parâmetros dos

aquíferos calibrados pelo PPEST, os resultados foram muito bons. O procedimento harmonizou a aderência às vazões de base com a aderência aos eventos.

No entanto, os bons resultados não se repetiram na predição da concentração do TSS e da DBO₅. A validação dos processos qualitativos foi muito deficiente, não sendo reproduzida satisfatoriamente a variação temporal dos poluentes no exutório da bacia.

Em síntese, o uso do modelo SWMM5 com os parâmetros calibrados produziu bons resultados na predição do escoamento superficial gerado em eventos observados na bacia do Arroio Cancela. O mesmo pode ser dito da predição de séries contínuas com uso dos parâmetros calibrados nos eventos, sendo essa uma importante constatação, na medida em que evita a longa calibração contínua. Já a predição das concentrações do TSS e da DBO₅ a partir dos parâmetros calibrados não é recomendada, tendo em vista as discrepâncias encontradas.

Quanto ao uso do PEST, esse se mostrou eficiente no processo de compatibilização histórica das séries observadas e calculadas de vazões. Na calibração dos eventos, a convergência foi rápida, não demandando mais do que dez minutos por evento, mesmo com o uso do PD_MS2. Já o uso do módulo paralelo do PEST produziu resultados surpreendentes, dada a velocidade com que a calibração dos oito meses de dados pode ser realizada. Outro ponto positivo do PEST é a existência de diversos programas auxiliares que facilitam as tarefas de calibração e análise de sensibilidade incertezas de modelos.

Não obstante, é necessário alertar que os resultados são válidos para a área de estudo e para a discretização da bacia empregada, sendo que generalizações deverão necessariamente avaliar o possível efeito de escala que os parâmetros do modelo SWMM5 podem apresentar.

Por fim, algumas recomendações para futuros trabalhos são elencadas:

- Recomenda-se a análise do impacto de diferentes escalas de discretização da bacia, em especial com a consideração da microdrenagem existente na área urbana;
- O monitoramento das vazões deve ser realizado não apenas no exutório da bacia, mas também em pontos representativos de áreas com

características homogêneas de uso e tipo de solo. Essa ação permitiria isolar o comportamento das áreas permeáveis e, por conseguinte, a obtenção de resultados mais consentâneos à realidade;

- A calibração dos processos qualitativos deve contar com maior número de eventos. Ademais, cada evento deve possuir maior número de amostragens de maneira que múltiplos picos de vazões sejam caracterizados;
- A fim de considerar a variabilidade dos processos de acumulação e lavagem de poluentes, trabalhos *in-loco* de caracterização desses fenômenos devem ser realizados em diferentes usos de solo, a exemplo do estudo de Dotto *et al.* (2007);
- O aperfeiçoamento dos algoritmos do SWMM5 deve ser realizado com vistas a incorporar a teoria do transporte de sedimentos e a consideração de diferentes diâmetros de partículas nos processos de lavagem de poluentes;
- Como consequência do processo de modelagem, recomenda-se a realização da análise de incertezas dos nove parâmetros envolvidos na geração do escoamento superficial em eventos. O PEST possui ferramentas para essa análise, além de permitir a execução de inúmeros conjuntos de parâmetros previamente combinados, o que é apropriado para o uso da metodologia GLUE proposta por Beven e Binley (1992).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBOTT, M. B.; REFSGAARD, J. C. **Distributed Hydrological Modelling**. Springer, 1996. Disponível em: < http://books.google.com.br/books?id=HmGvFyq_LoC >. Acesso em: 19/02/2013.

ACOSTA, I. R. **Design and Implementation of Hydrologic Unit Watersheds for Rainfall-Runoff Modeling in Urban Areas**. 2009. 125 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Colorado State University, Fort Collins, Colorado, EUA, 2009.

BABOVIC, V.; RAO, R. Evolutionary Computing in Hydrology. In: SIVAKUMAR, B. e BERNDTSSON, R. (Ed.). **Advances in Data-Based Approaches for Hydrologic Modeling and Forecasting**: World Scientific, 2010. p.347-369. ISBN 9789814307970.

BARCO, J.; WONG, K.; STENSTROM, M. Automatic Calibration of the U.S. EPA SWMM Model for a Large Urban Catchment. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 134, n. 4, p. 466-474, 2008/04/01 2008. Disponível em: < [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2008\)134:4\(466\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:4(466)) >. Acesso em: 2013/03/28.

BATISTA, M. L. D. C. et al. Modelagem do Fluxo Subterrâneo na Bacia Sedimentar Costeira do Baixo Curso do Rio Paraíba como Subsídio à Gestão de Recursos Hídricos **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 3, p. 163-175, Jul/Set 2011. Disponível em: < <http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=1&ID=2> >. Acesso em: 19/02/2013.

BEDIENT, P. B.; HUBER, W. C.; VIEUX, B. E. **Hydrology and Floodplain Analysis**. 4th Ed. New Jersey: Prentice Hall, 2008. 795 p.

BELING, F. A. **A Função Socioambiental da Propriedade e o Papel das Áreas de Preservação Permanente em Espaços Urbanos**. 2010. Monografia (Bacharel em Direito) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010. Disponível em: < <https://sites.google.com/site/fabiobeling/Monografia%20Fabio%20-%20Impresso.pdf> >. Acesso em: 21/02/2013.

BELING, F. A. et al. Analysis of the SWMM Model Parameters for Runoff Evaluation in Periurban Basins from Southern Brazil. In: 12nd ICUD - International Conference on Urban Drainage, 2011. **Anais**. Porto Alegre: IWA, 2011. CD-ROM

BELING, F. A. et al. Scenarios Simulation of the Runoff Response for a Peri-Urban Watershed in the Atlantic Forest Biome, Southern Brazil. In: 21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality, 2012. **Anais**. Bari, Italy: ASABE, 2011.

BERTONI, J. C. Simulação Matemática de uma Cheia Urbana sob Condições de Registros Escassos: Aplicação do Modelo SWMM. In: (Ed.). **Drenagem Urbana – Gerenciamento, Simulação e Controle**. Porto Alegre: Universidade/UFRGS/ABRH, 1998.

BEVEN, K.; BINLEY, A. The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction. **Hydrological Processes**, v. 6, n. 3, p. 279-298, 1992. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.3360060305> >. Acesso em: 01/02/2013.

BEVEN, K. J. **Rainfall-Runoff Modelling: the primer**. New York: John Wiley & Sons, 2001. 360 p.

BOX, G.; JENKINS, G.; REINSEL, G. **Time Series Analysis: Forecasting & Control**. 3rd Ed. New-Jersey: Prentice Hall, 1994. 598 p.

Brites, A. P. Z.; GASTALDINI, M. D. C. C. Avaliação da Carga Poluente no Sistema de Drenagem de Duas Bacias Hidrográficas Urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 4, p. 1-10, 2007. Disponível em: < <http://coral.ufsm.br/iurh/index.php/trabalhos?download=28:brites-e-gastaldini> >. Acesso em: 15/11/2012.

BUTLER, D.; DAVIES, J. **Urban Drainage**. 3rd Ed. Londres: Spon Press, 2010. 625 p.

CABRAL, J. J. S. P. et al. Modelos Computacionais para Drenagem Urbana. In: RIGHETTO, A. M. (Ed.). **Manejo de Águas Pluviais Urbanas**. Rio de Janeiro:

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, v.4, 2009. p.112-148. ISBN 978-85-7022-162-9.

CHAMUN, C. C. **Avaliação da Poluição Difusa de Esgoto Doméstico Veiculado à Bacia Hidrográfica Urbana**. 2008. 157 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008. Disponível em: < http://w3.ufsm.br/ppgec/wp-content/uploads/diss_camille_couto_chamun.pdf >. Acesso em: 24/02/2013.

CHEN, C. L. PARAMETERS WASHPO and RCOEF. **SWMM Knowledge Base**, 1999. Disponível em: < <http://www.chiwater.com/BBS/forums/thread-view.asp?tid=902> >. Acesso em: 01/03/2013.

CHEN, J.; ADAMS, B. J. A derived probability distribution approach to stormwater quality modeling. **Advances in Water Resources**, v. 30, n. 1, p. 80-100, 1// 2007. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0309170806000455> >.

CHOW, M. F.; YUSOP, Z.; TORIMAN, M. E. Modelling Runoff Quantity and Quality in Tropical Urban. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 9, n. 4, p. 737-748, 2012. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-012-0092-0> >. Acesso em: 19/02/2013.

CYMBALISTA, R. Política Urbana e Regulação Urbanística no Brasil – Conquistas e Desafios de um Modelo em Construção. In: BUCCI, M. P. D. (Ed.). **Políticas Públicas: Reflexões sobre o conceito jurídico**. São Paulo: Saraiva, 2006. p.279-300.

DOHERTY, J. **PEST - Surface Water Utilities**. 2008. Disponível em: < <http://www.pesthomepage.org/getfiles.php?file=swutils.pdf> >. Acesso em: 19/02/2013.

_____. **PEST - Model-Independent Parameter Estimation User Manual**. 5° Ed. 2010. Disponível em: < <http://www.pesthomepage.org/getfiles.php?file=pestman.pdf> >. Acesso em: 19/02/2013.

DOTTO, C. B. S.; PAIVA, R. C.; SILVA, L. F. Acumulação e Balanço de Sedimentos em Superfícies Asfálticas em Área Urbana de Santa Maria. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 4, p. 111-122, 2007. Disponível em: < <http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=1&ID=17> >. Acesso em: 20/01/2013.

ERICKSON, T. O.; HERB, W. R.; STEFAN, H. G. **Streamflow Modeling of Miller Creek, Duluth, Minnesota**. Minneapolis, Minnesota, EUA, p.57. 2010. Disponível em: < <http://purl.umn.edu/117638> >. Acesso em: 10/12/2012.

FREEMAN, R. Groundwater parameters. **SWMM Knowledge Base**, 1999. Disponível em: < <http://www.chi-kb.com/forums/thread-view.asp?tid=1256> >. Acesso em: 20/03/2013.

GALLAGHER, M.; DOHERTY, J. Parameter Estimation and Uncertainty Analysis for a Watershed Model. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, n. 7, p. 1000-1020, 2007. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.06.007> >. Acesso em: 19/02/2013.

GARCIA, J. I. B.; PAIVA, E. M. C. D. D. Monitoramento Hidrológico e Modelagem da Drenagem Urbana da Bacia do Arroio Cancela - RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, Out/Dez 2006 2006. Disponível em: < <http://jararaca.ufsm.br/websites/eloiza/download/Joaquin/Joaquin/ArtigoGarcia.pdf> >. Acesso em: 02/10/2012.

GAUME, E.; VILLENEUVE, J.-P.; DESBORDES, M. Uncertainty assessment and analysis of the calibrated parameter values of an urban storm water quality model. **Journal of Hydrology**, v. 210, n. 1-4, p. 38-50, 9// 1998. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169498001711> >.

GHOSH, I.; HELLWEGGER, F. L. Effects of Spatial Resolution in Urban Hydrologic Simulations. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 17, n. 1, p. 129-137, 2012. Disponível em: < [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000405](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000405) >. Acesso em: 19/02/2013.

GITHUI, F. et al. Climate change impact on SWAT simulated streamflow in western Kenya. **International Journal of Climatology**, v. 29, n. 12, p. 1823-1834, 2009. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1002/joc.1828> >. Acesso em: 19/02/2013.

GOLDSTEIN, A.; MONTALTO, F.; DIGIOVANNI, K. Resolution and Sensitivity Analysis of a Block-Scale Urban Drainage Model. In: (Ed.). **World Environmental and Water Resources Congress 2010**: American Society of Civil Engineers, 2010. p.4720-4729. ISBN 978-0-7844-1114-8.

GOMES, A. P.; PAIVA, E. M. C. D. D. Acumulação e Transporte de Sedimentos na Microdrenagem: Monitoramento e Modelagem. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 4, p. 45-55, 2010. Disponível em: < <http://jararaca.ufsm.br/websites/eloiza/download/AnaPaula/RBRHV15N4-45-55.pdf> >. Acesso em: 18/10/2012.

HEINEMAN, M. Aquifer. **SWMM Knowledge Base**, 2008. Disponível em: < <http://www.chiwater.com/BBS/forums/thread-view.asp?tid=8013> >. Acesso em: 20/03/2013.

HOOD, M.; REIHAN, A.; LOIGU, E. **Modeling urban stormwater runoff pollution in Tallinn, Estonia**. International Symposium on New Directions in Urban Water Management Paris, França: Unesco 2007.

HUBER, W. C.; DICKINSON, R. E. **Storm Water Management Model: Version 4: User's Manual**. Athens, Georgia, USA: U. S. EPA, 1992.

HUBER, W. C.; WELLS, W. J.; BESAW, I. K. Application of SWMM5 for BMP/LID Quality Evaluation. In: World Water and Environmental Resources Congress 2005, 2005. **Anais Eletrônicos**. Anchorage, Alaska, United States: ASCE, 2005. Disponível em: < [http://dx.doi.org/10.1061/40792\(173\)159](http://dx.doi.org/10.1061/40792(173)159) >. Acesso em: 19/02/2012.

IBGE. Censo Demográfico 2010. 2010. Disponível em: < http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/tabelas_pdf/total_populacao_rio_grande_do_sul.pdf >.

JULIEN, P. Y. **Erosion and Sedimentation**. 2nd Ed. São Paulo: Cambridge, 2010. 371 p.

KIM, S. M. et al. Comparison of Hydrologic Calibration of HSPF Using Automatic and Manual Methods. **Water Resources Research**, v. 43, n. 1, 2007. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1029/2006WR004883> >. Acesso em: 19/02/2013.

KRAUSE, P.; BOYLE, D. P.; BÄSE, F. Comparison of Different Efficiency Criteria for Hydrological Model Assessment. **Advances in Geosciences**, v. 5, p. 89-97, 2005. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.5194/adgeo-5-89-2005> >. Acesso em: 19/02/2013.

KREBS, G. et al. A high resolution application of a stormwater management model (SWMM) using genetic parameter optimization. **Urban Water Journal**, p. 1-17, 2013. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1080/1573062X.2012.739631> >. Acesso em: 2013/03/27.

KUNSTMANN, H.; KRAUSE, J.; MAYR, S. Inverse Distributed Hydrological Modelling of Alpine Catchments. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 10, n. 3, p. 395-412, 2006. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.5194/hess-10-395-2006> >. Acesso em: 19/02/2013.

MACIEL FILHO, C. L. **Carta Geotécnica de Santa Maria**. 1 Ed. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 1990.

MALUF, A. C. D. R. F. D. **Limitações Urbanas ao Direito de Propriedade**. São Paulo: Atlas, 2010.

MARQUARDT, D. W. An Algorithm for Least-Squares Estimation of Nonlinear Parameters. **Journal of the Society for Industrial and Applied Mathematics**, v. 11, n. 2, p. 431-441, 1963. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1137/0111030> >. Acesso em: 19/02/2013.

MCCUEN, R. H. The Role of Sensitivity Analysis in Hydrologic Modeling. **Journal of Hydrology**, v. 18, n. 1, p. 37-53, 1973. Disponível em: < [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(73\)90024-3](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(73)90024-3) >. Acesso em: 19/02/2013.

MOHAMOUD, Y.; PRIETO, L. Effect of Temporal and Spatial Rainfall Resolution on HSPF Predictive Performance and Parameter Estimation. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 17, n. 3, p. 377-388, 2012. Disponível em: < [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000457](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000457) >. Acesso em: 19/02/2013.

MULETA, M. K.; MCMILLAN, J.; GEREMEW, G. Bayesian Approach for Uncertainty Analysis of an Urban Stormwater Model and its Application to a Heavily Urbanized Watershed. **Journal of Hydrologic Engineering**, 2012. Disponível em: < [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000705](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000705) >. Acesso em: 19/02/2013.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River Flow Forecasting through Conceptual Models Part I — A Discussion of Principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970. Disponível em: < [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6) >. Acesso em: 19/02/2013.

ONU, U. N. P. F. **State of World Population 2007: Unleashing the Potential of Urban Growth**. United Nations Population Fund, 2007. Disponível em: < <http://www.unfpa.org/public/home/publications/pid/408> >. Acesso em: 20/02/2013.

PAIVA, E. M. C. D. D. et al. **Taxa de Infiltração em Pequena Bacia Suburbana**. XXI Congresso Latinoamericano de Hidráulica. IAHR. São Pedro, SP: IAHR: 8 p. 2004.

PRICE, R. K.; VOJINOVIĆ, Z. **Urban Hydroinformatics: Data, Models and Decision Support for Integrated Urban Water Management**. IWA Publishing, 2010. Disponível em: < <http://books.google.com.br/books?id=pYPNHUdJvGkC> >. Acesso em: 20/02/2013.

RAUBER, A. C. C. **Diagnóstico Ambiental Urbano do Meio Físico de Santa Maria – RS**. 2008. 98 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008. Disponível em: <

http://cascavel.cpd.ufsm.br/tede/tde_arquivos/20/TDE-2009-03-17T162846Z-1920/Publico/ANACARLACARVALHORAUBER.pdf >. Acesso em: 24/02/2013.

RAWLS, W. J.; BRAKENSIEK, D. L.; SAXTON, K. E. Estimation of Soil Water Properties. In: Transactions of the ASAE. 25 (5): 1316-1320, 1982. ASABE.

ROSSMAN, L. A. **Storm Water Management Model User's Manual Version 5**. U.S. EPA. Cincinnati, OH, p.295. 2010.

ROUHOLAHNEJAD, E. et al. A Parallelization Framework for Calibration of Hydrological Models. **Environmental Modelling & Software**, v. 31, n. 0, p. 28-36, 2012. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.12.001> >. Acesso em: 19/02/2013.

RYU, J. Application of HSPF to the Distributed Model Intercomparison Project: Case Study. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 14, n. 8, p. 847-857, 2009. Disponível em: < [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000054](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000054) >. Acesso em: 19/02/2013.

SALTELLI, A.; TARANTOLA, S.; CAMPOLONGO, F. Sensitivity Analysis as an Ingredient of Modeling. **Statistical Science**, v. 15, n. 4, p. 377-395, 2000. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1214/ss/1009213004> >. Acesso em: 19/02/2013.

SHANNON, R. E. Introduction to the Art and Science of Simulation. In: Winter Simulation Conference, 1998. 1998. p.7-14 vol.1
<http://dx.doi.org/10.1109/WSC.1998.744892> 21/02/2013.

SHINMA, T. A.; REIS, L. F. R. Multiobjective Automatic Calibration of the Storm Water Management Model (SWMM) Using Non-Dominated Sorting Genetic Algorithm II (NSGA-II). In: World Environmental and Water Resources Congress 2011 : Bearing Knowledge for Sustainability, 2011. **Anais Eletrônicos**. Palm Springs, California: ASCE, 2011. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1061/41173\(414\)62](http://dx.doi.org/10.1061/41173(414)62)>. Acesso em: 19/02/2013.

SILVA, J. A. D. **Direito Ambiental Constitucional**. 5ª Ed. São Paulo: Malheiros, 2004.

SOUZA, C. D. D. **Simulação Computacional do Fluxo Hídrico Subterrâneo na Região do Cariri e Calibração Utilizando Gradiente das Cargas Hidráulicas**. 2007. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2007.

SOUZA, R.; MARQUES, D. M.; SILVEIRA, A. Using SWMM as a Tool for Hydrologic Impact Assessment in a Small Urban-Rural Basin within High Resolution Gis. In: 12nd ICUD - International Conference on Urban Drainage, 2011. **Anais**. Porto Alegre: IWA, 2011. CD-ROM.

SUTHERLAND, R. C.; JELEN, S. L. Stormwater quality modeling improvements needed for SWMM. In: JAMES, W. (Ed.). **Practical modeling of urban water systems monograph 11**. Ontario, Guelph: CHI, 2003. p.253-289.

TAN, S. B. K. et al. Performances of Rainfall-Runoff Models Calibrated over Single and Continuous Storm Flow Events. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 13, n. 7, p. 597-607, 2008. Disponível em: < [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2008\)13:7\(597\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2008)13:7(597)) >. Acesso em: 19/02/2013.

TEMPRANO, J. et al. Stormwater Quality Calibration by SWMM: A case study in Northern Spain. **Water SA**, v. 32, n. 1, p. 55-63, 2006. Disponível em: < <http://www.ajol.info/index.php/wsa/article/view/5240/12816> >. Acesso em: 01/02/2013.

TROIDL, J. C. **A Storm Water Management Model to Predict Runoff and Streamflow in the Pennichuck Brook Watershed**. 2009. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Cornell University, EUA, 2007. Disponível em: < <http://hdl.handle.net/1813/7572> >. Acesso em: 02/04/2013.

TSIHRINTZIS, V. A.; HAMID, R. Runoff quality prediction from small urban catchments using SWMM. **Hydrological Processes**, v. 12, n. 2, p. 311-329, 1998. Disponível em: < [http://dx.doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199802\)12:2<311::AID-HYP579>3.0.CO;2-R](http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199802)12:2<311::AID-HYP579>3.0.CO;2-R) >. Acesso em: 25/02/2013.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: UFRGS, ABRH, 1998.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v. 22, p. 97-112, 2008. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200007> >. Acesso em: 21/02/2013.

VRUGT, J. A. et al. Effective and Efficient Algorithm for Multiobjective Optimization of Hydrologic Models. **Water Resources Research**, v. 39, n. 8, 2003. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1029/2002WR001746> >. Acesso em: 19/02/2013.

WAGENER, T.; LEES, M. J.; WHEATER, H. S. A Toolkit for the Development and Application of Parsimonious Hydrological Models In: SINGH, V. P. e FREVERT, D. K. (Ed.). **Mathematical Models of Small Watershed Hydrology**. EUA: Water Resources Publications LLC, v.Vol. 2, 2001.

WAGENER, T.; WHEATER, H. S.; GUPTA, H. V. **Rainfall-Runoff Modelling In Gauged And Ungauged Catchments**. Londres: Imperial College Press, 2004. 306 p.

WALESH, S. G. **Urban Surface Water Management**. New York: Wiley, 1989. 518 p.

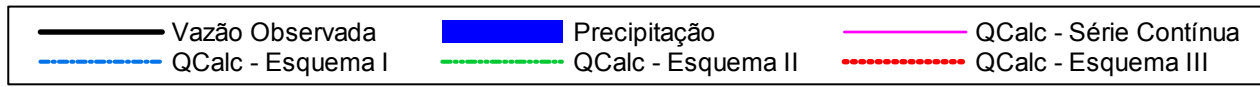
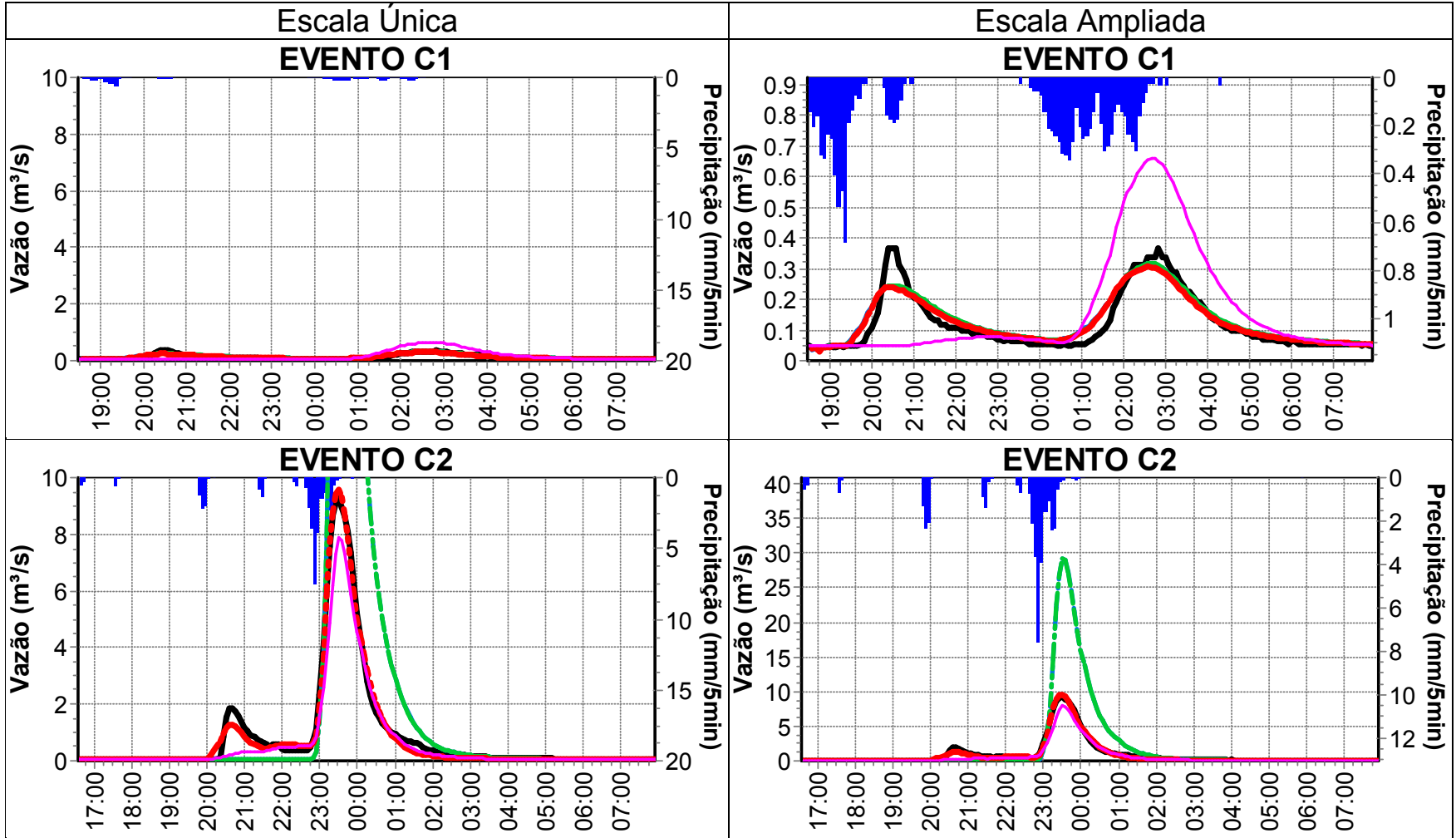
WAN, B.; JAMES, W. SWMM Calibration using Genetic Algorithms. In: STRECKER, E. W. e HUBER, W. C. (Ed.). **Global Solutions for Urban Drainage**. Portland: ASCE, 2002. p.1-14. ISBN doi: [http://dx.doi.org/10.1061/40644\(2002\)92](http://dx.doi.org/10.1061/40644(2002)92).

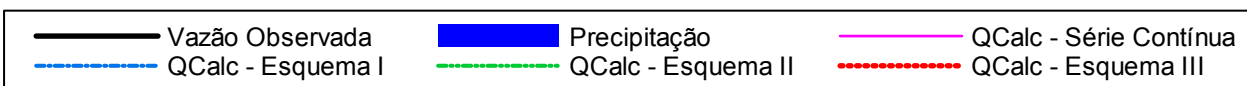
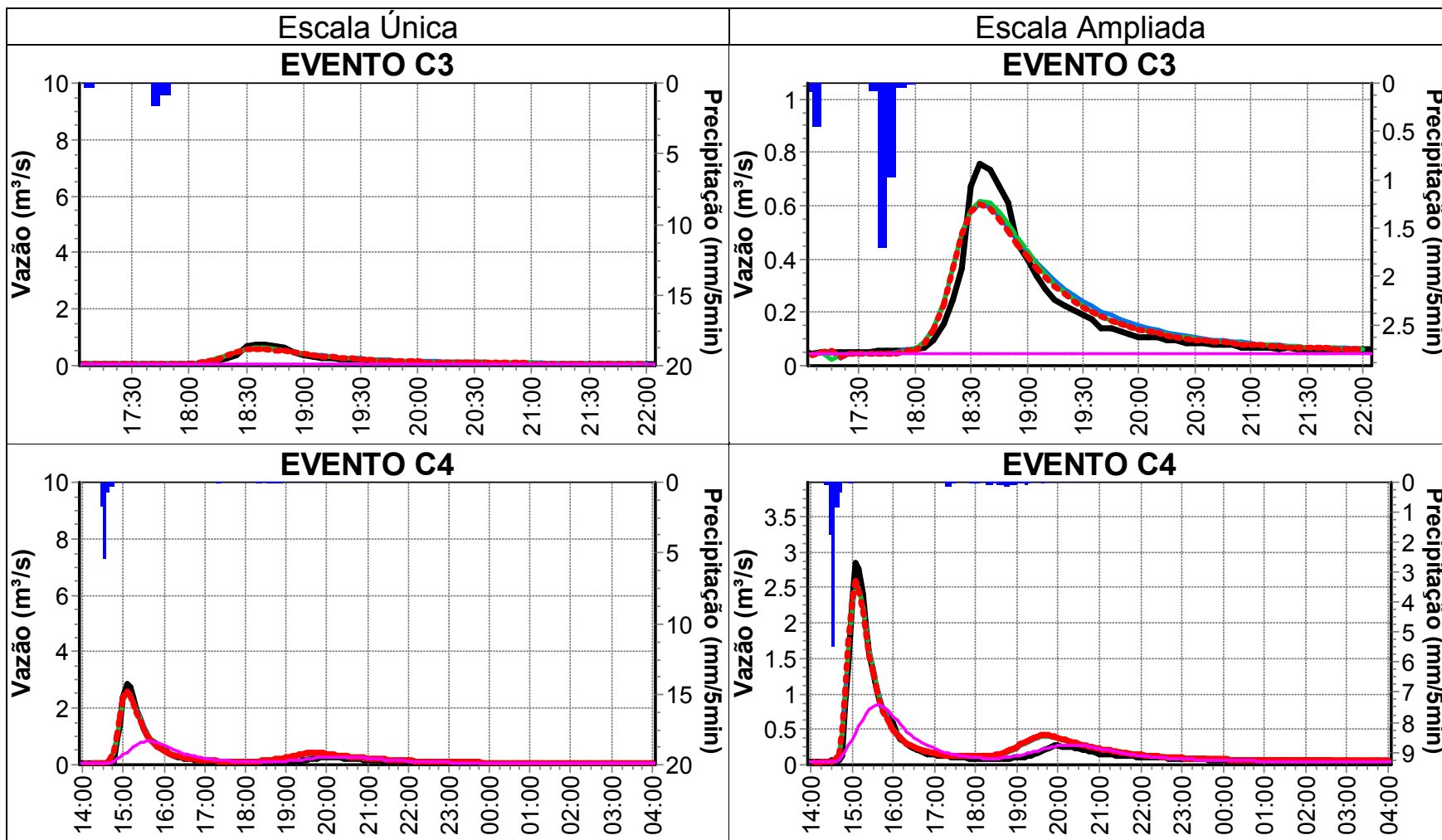
WANG, K.-H.; ALTUNKAYNAK, A. Comparative Case Study of Rainfall-Runoff Modeling between SWMM and Fuzzy Logic Approach. **Journal of Hydrologic Engineering**, p. 283-291, 2012. Disponível em: < [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000419](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000419) >. Acesso em: 19/02/2013.

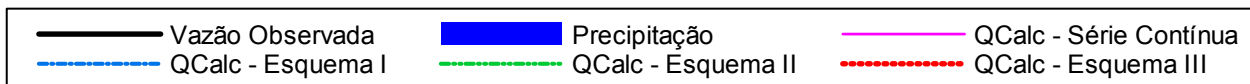
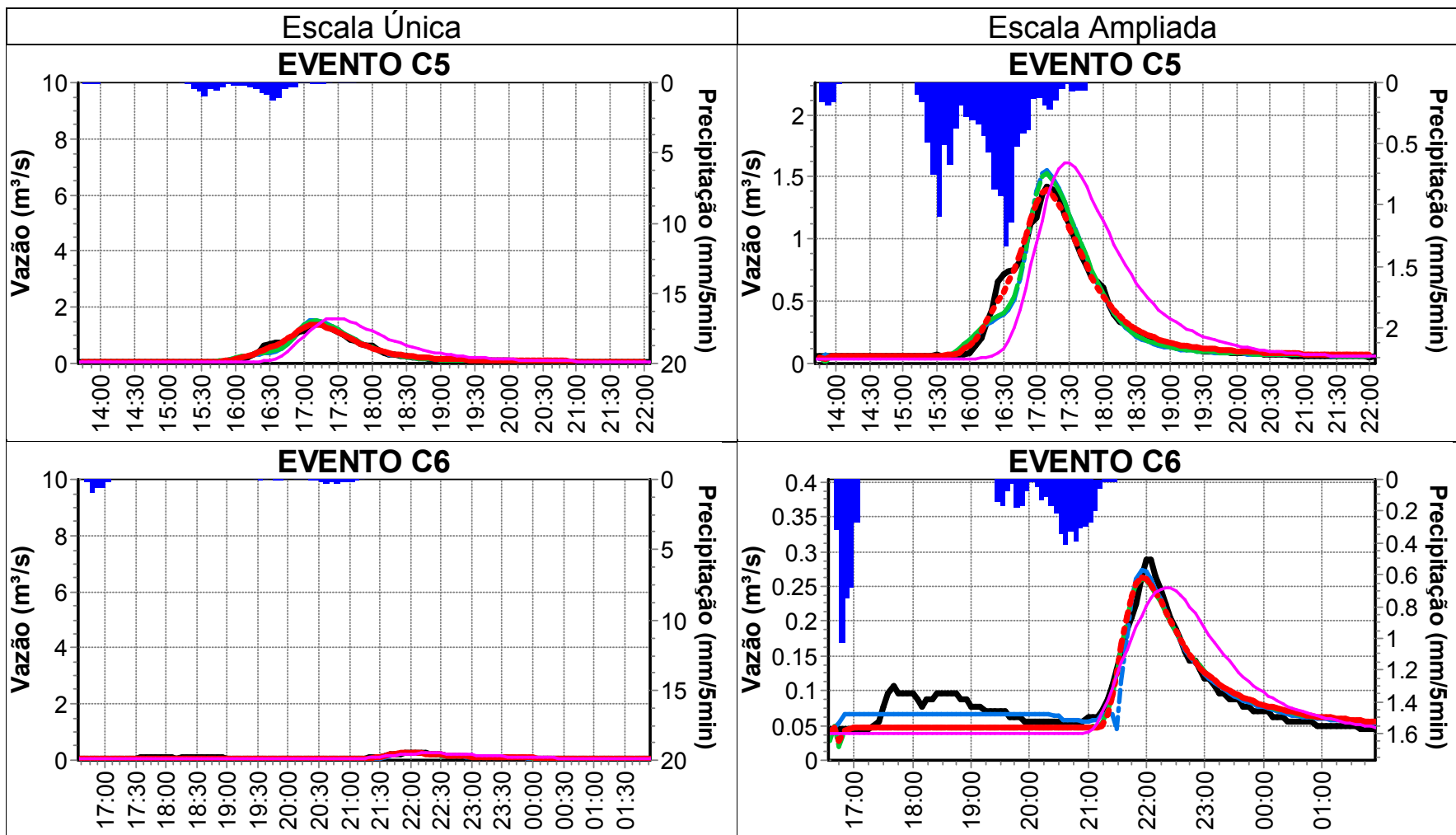
ZARRIELO, P. J.; BARLOW, L. K. **Measured and Simulated Runoff to the Lower Charles River, Massachusetts, October 1999–September 2000**. USGS. Northborough, Massachusetts, EUA, p.96. 2002. Disponível em: < <http://pubs.usgs.gov/wri/wri024129/> >. Acesso em: 03/04/2013.

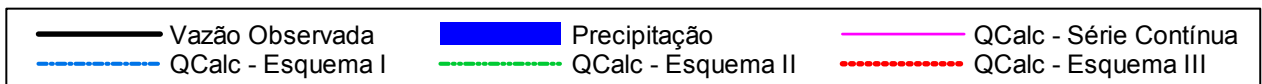
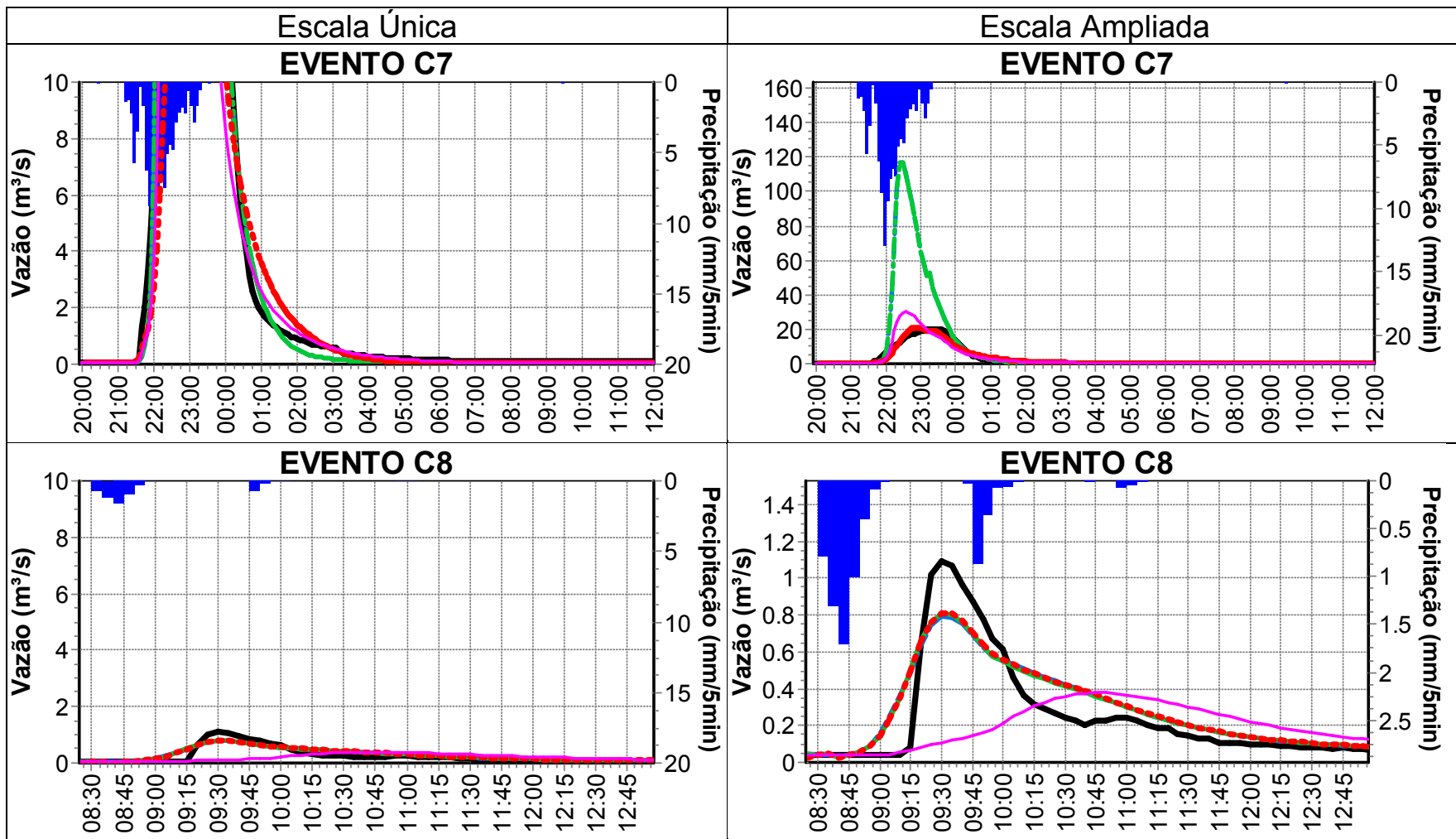
APÊNDICES

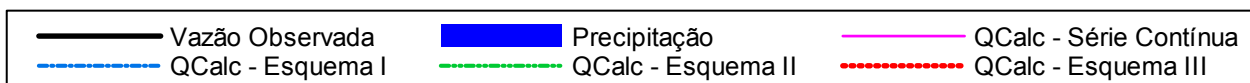
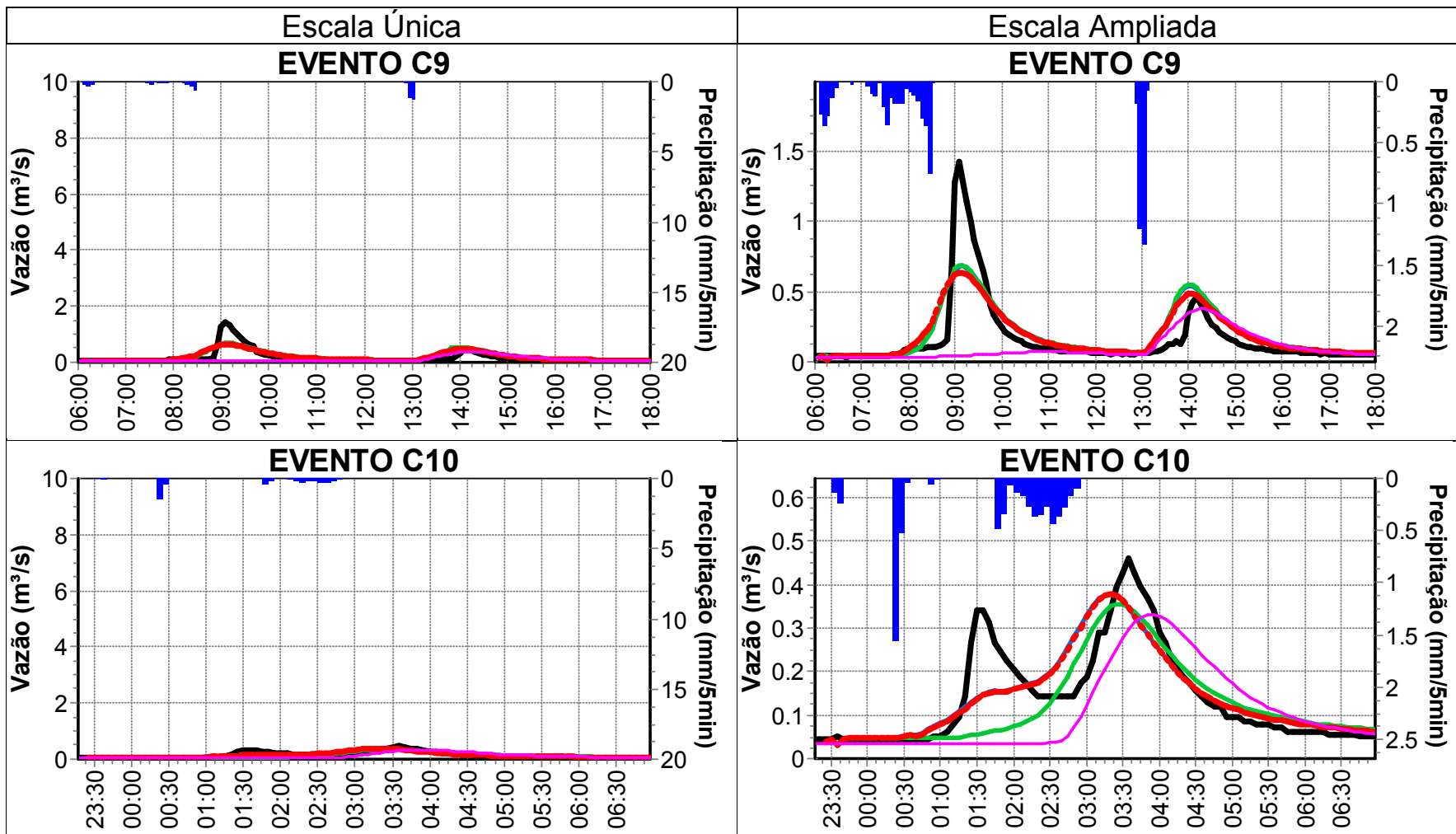
Apêndice A – Hidrogramas dos Eventos Calibrados

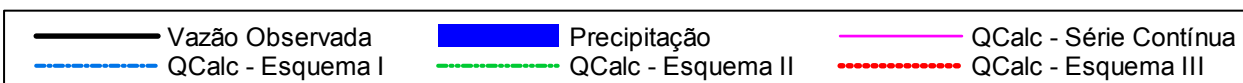
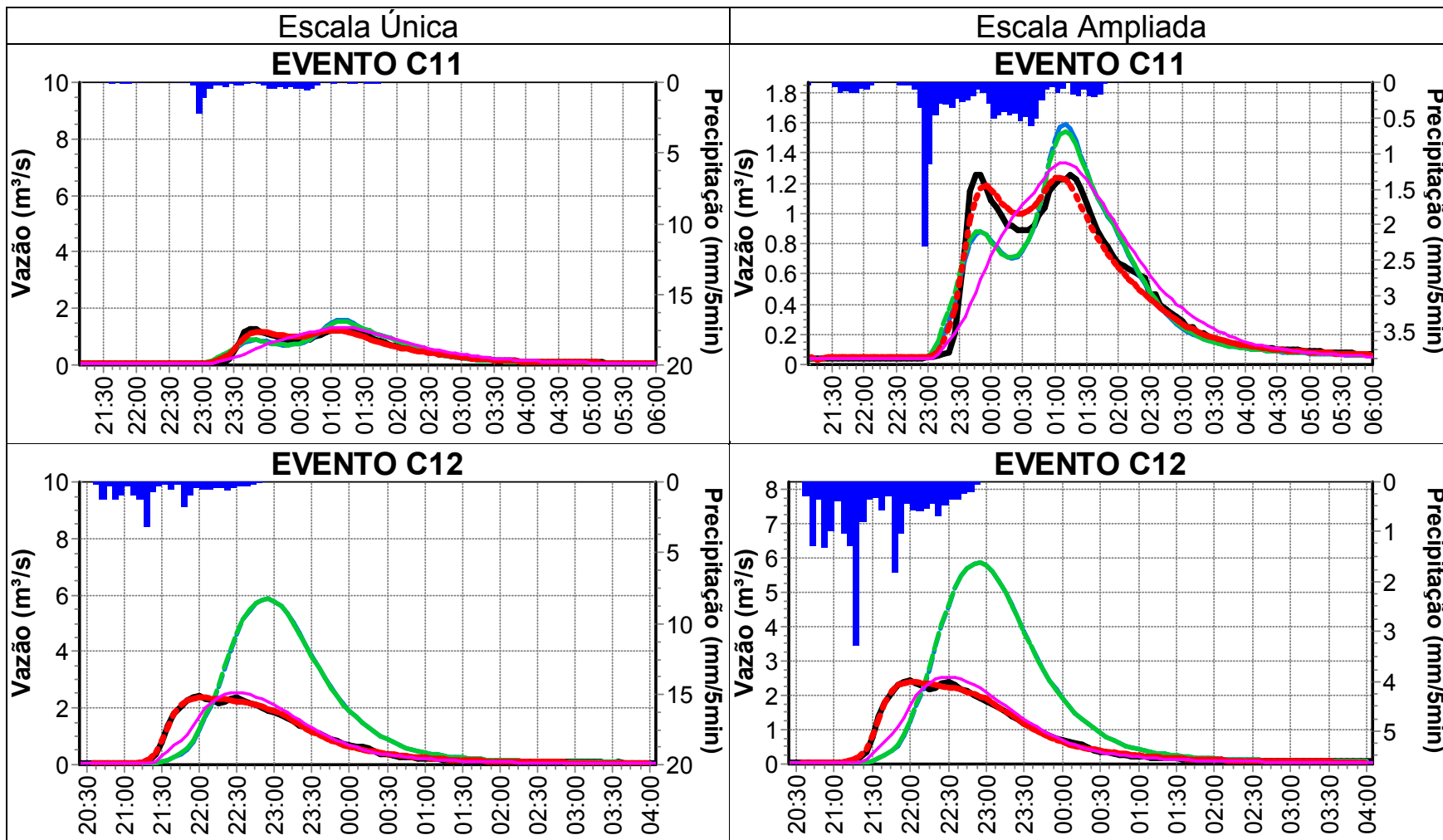


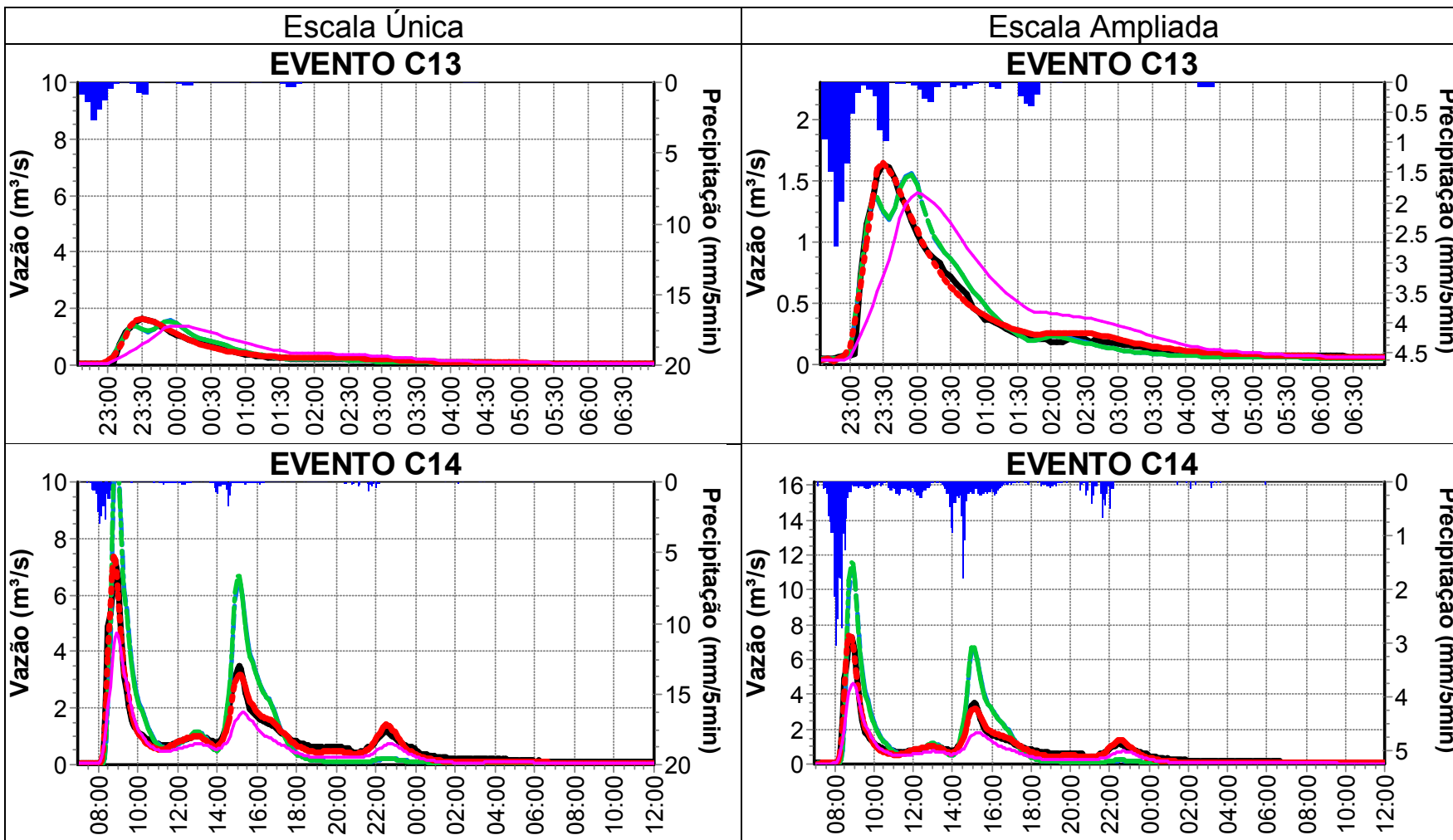


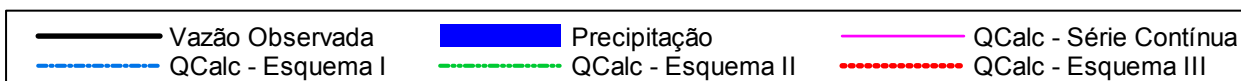
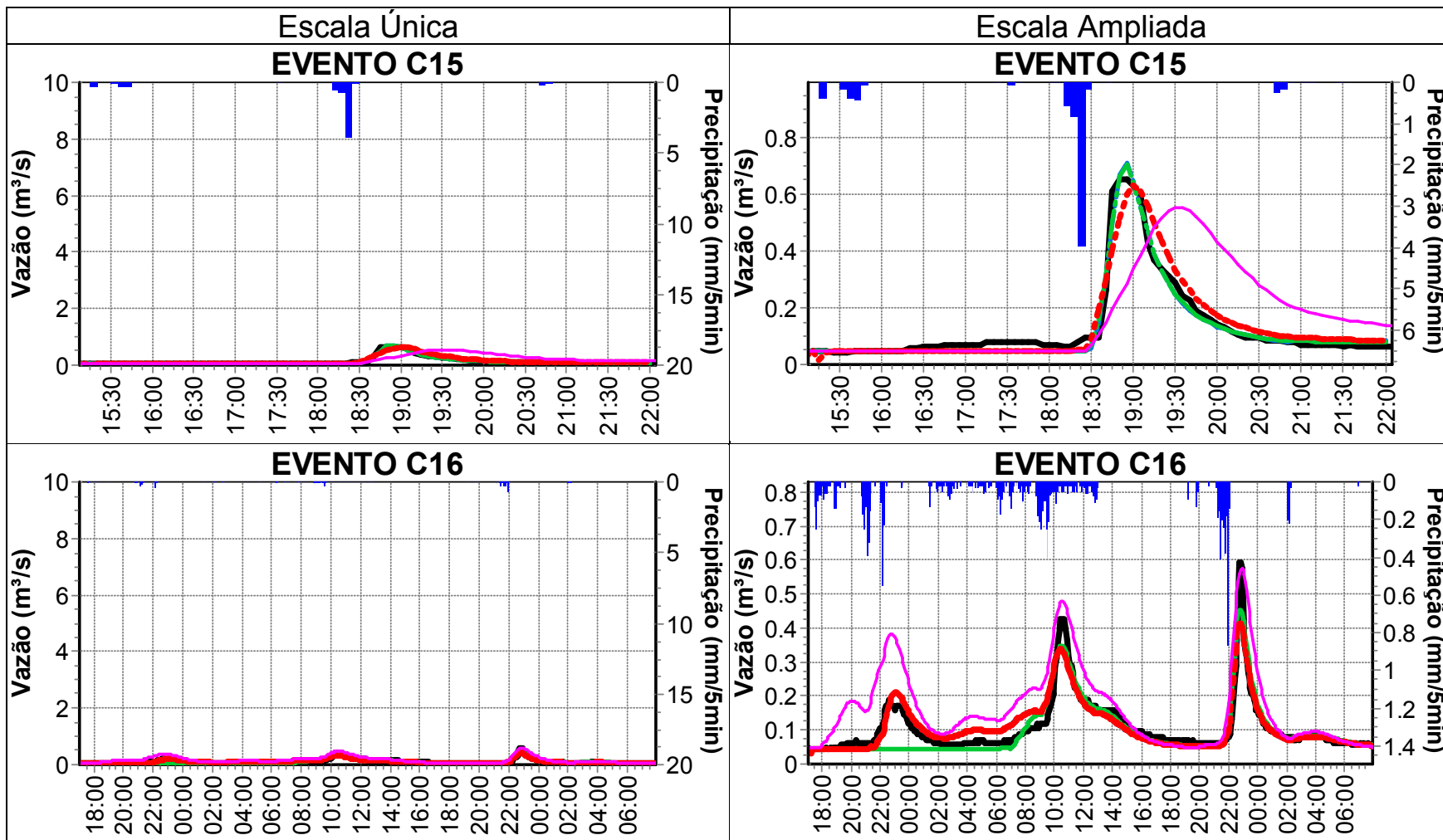


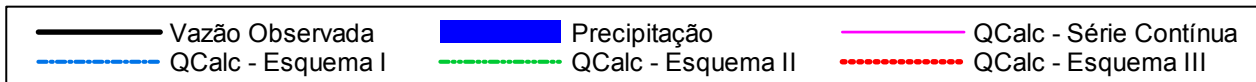
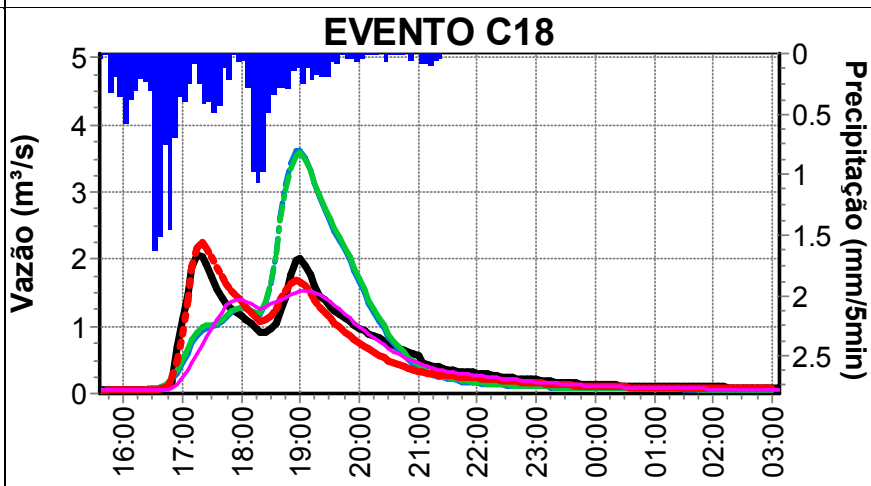
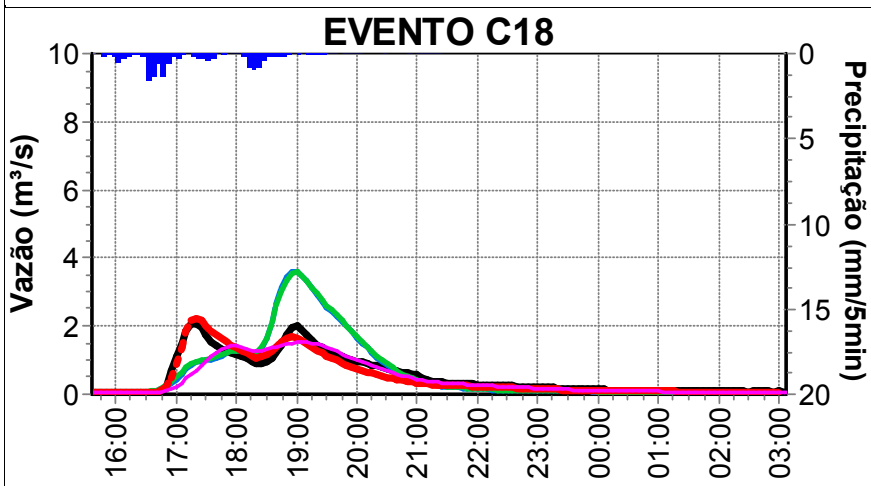
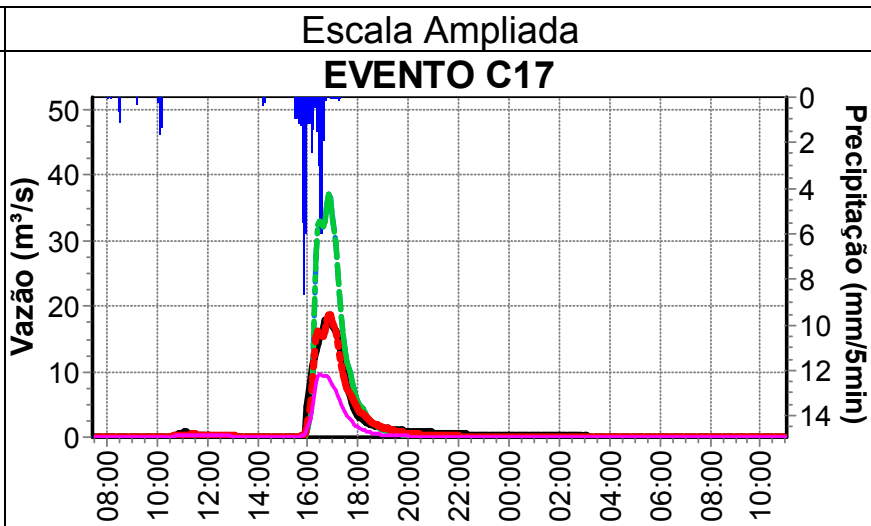
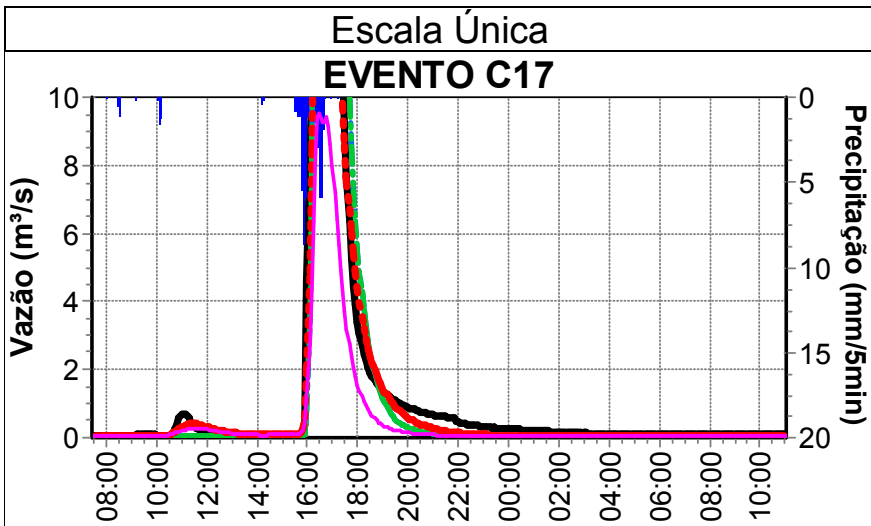


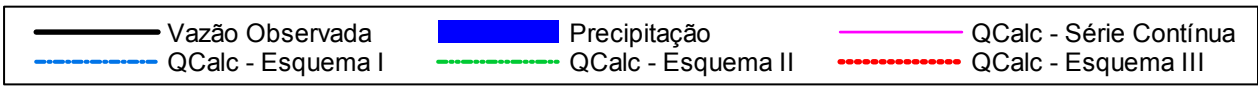
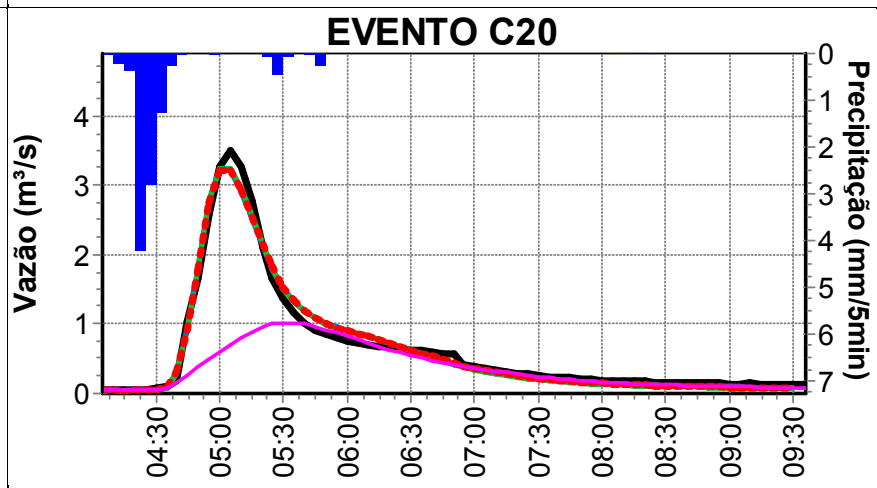
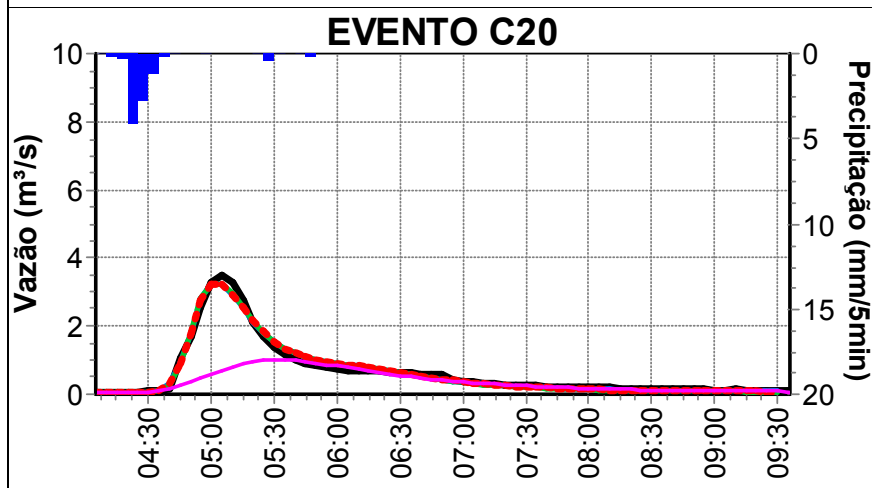
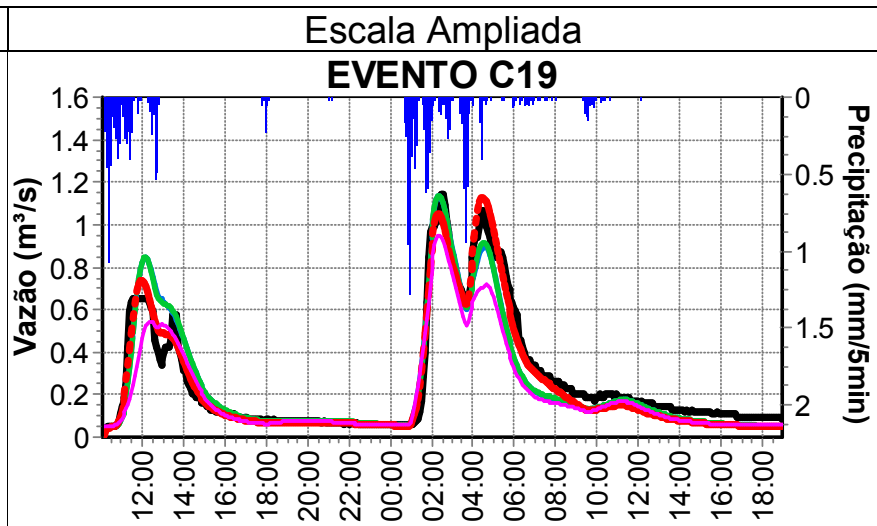
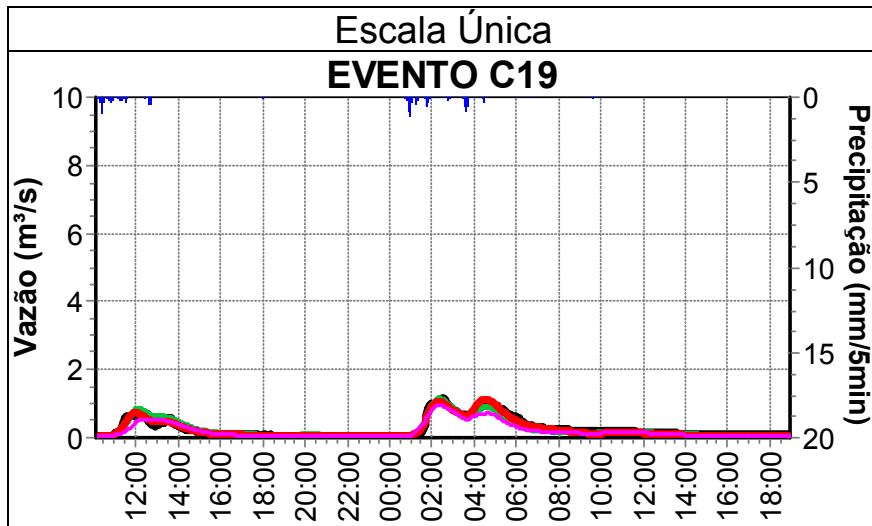


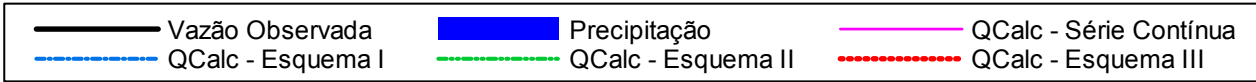
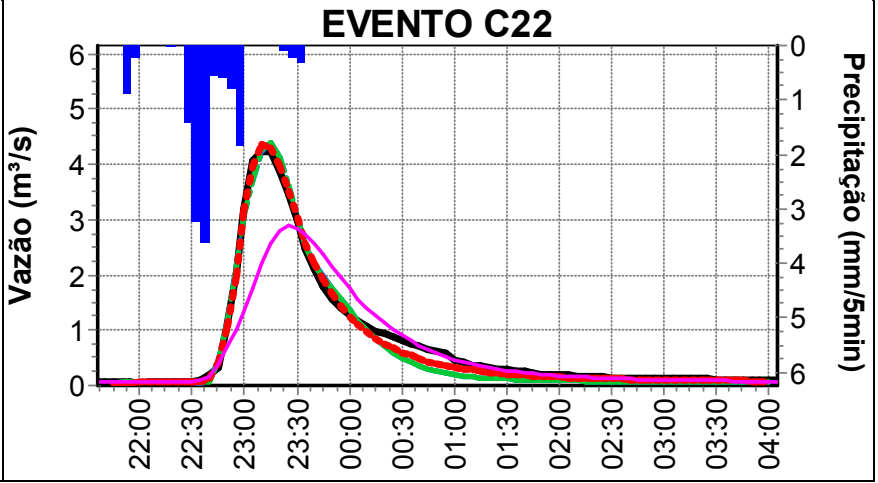
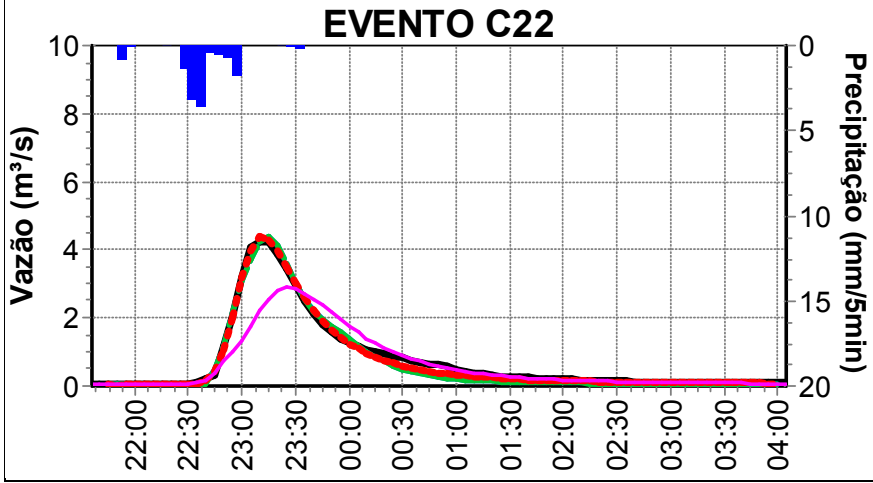
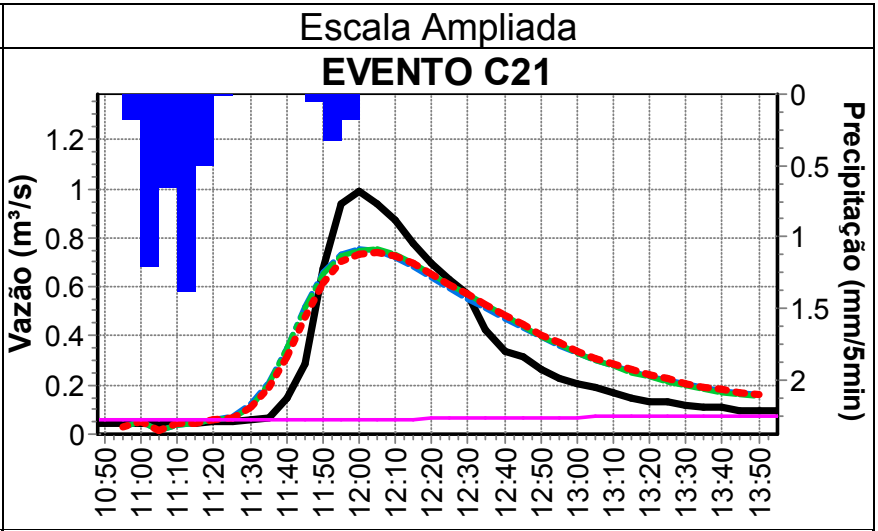
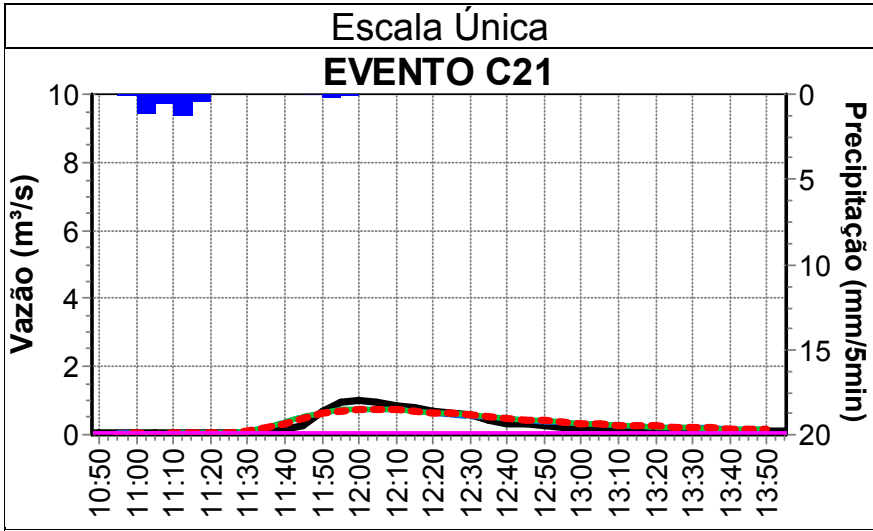


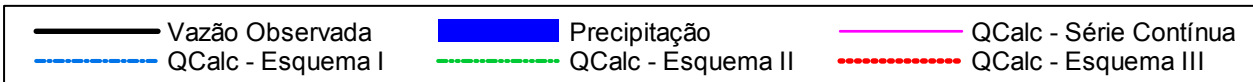
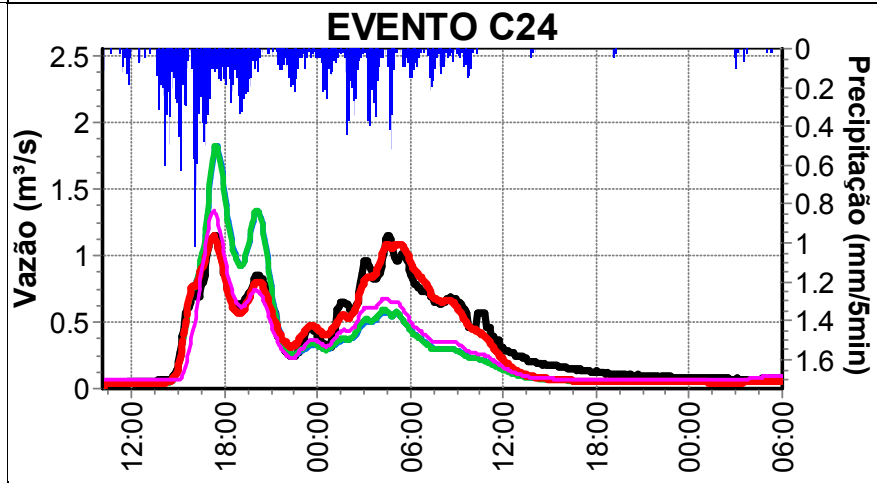
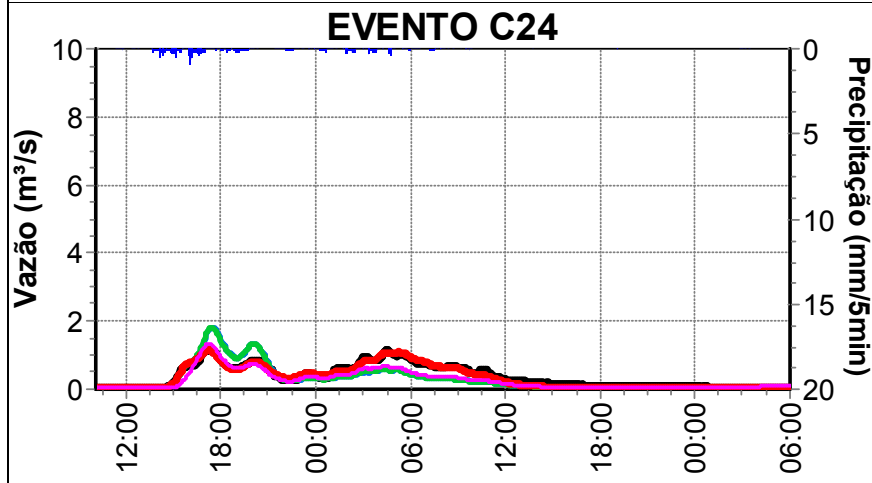
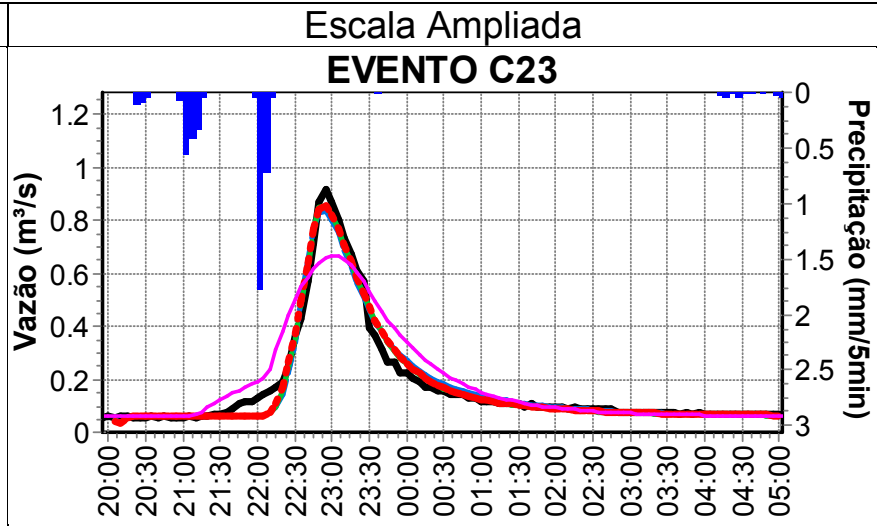
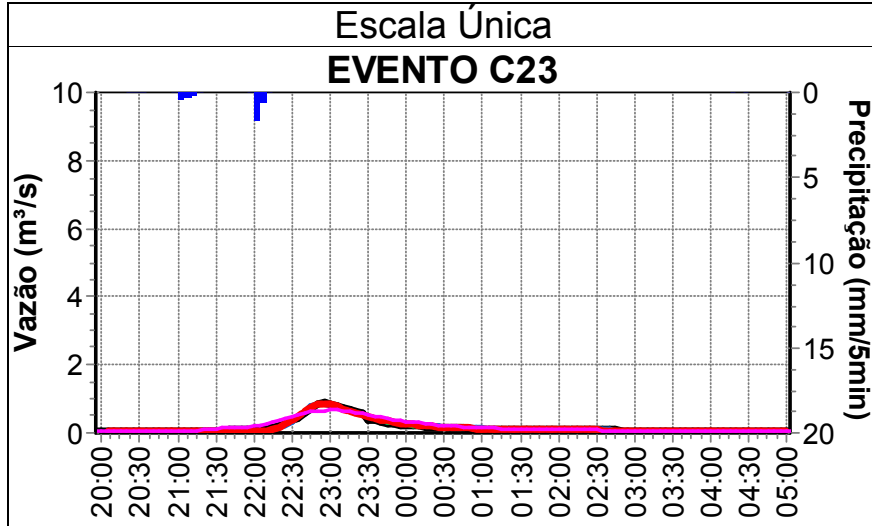


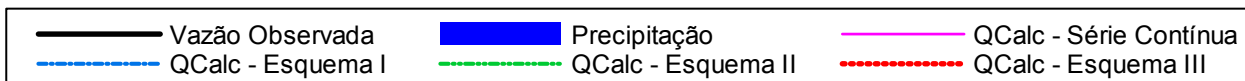
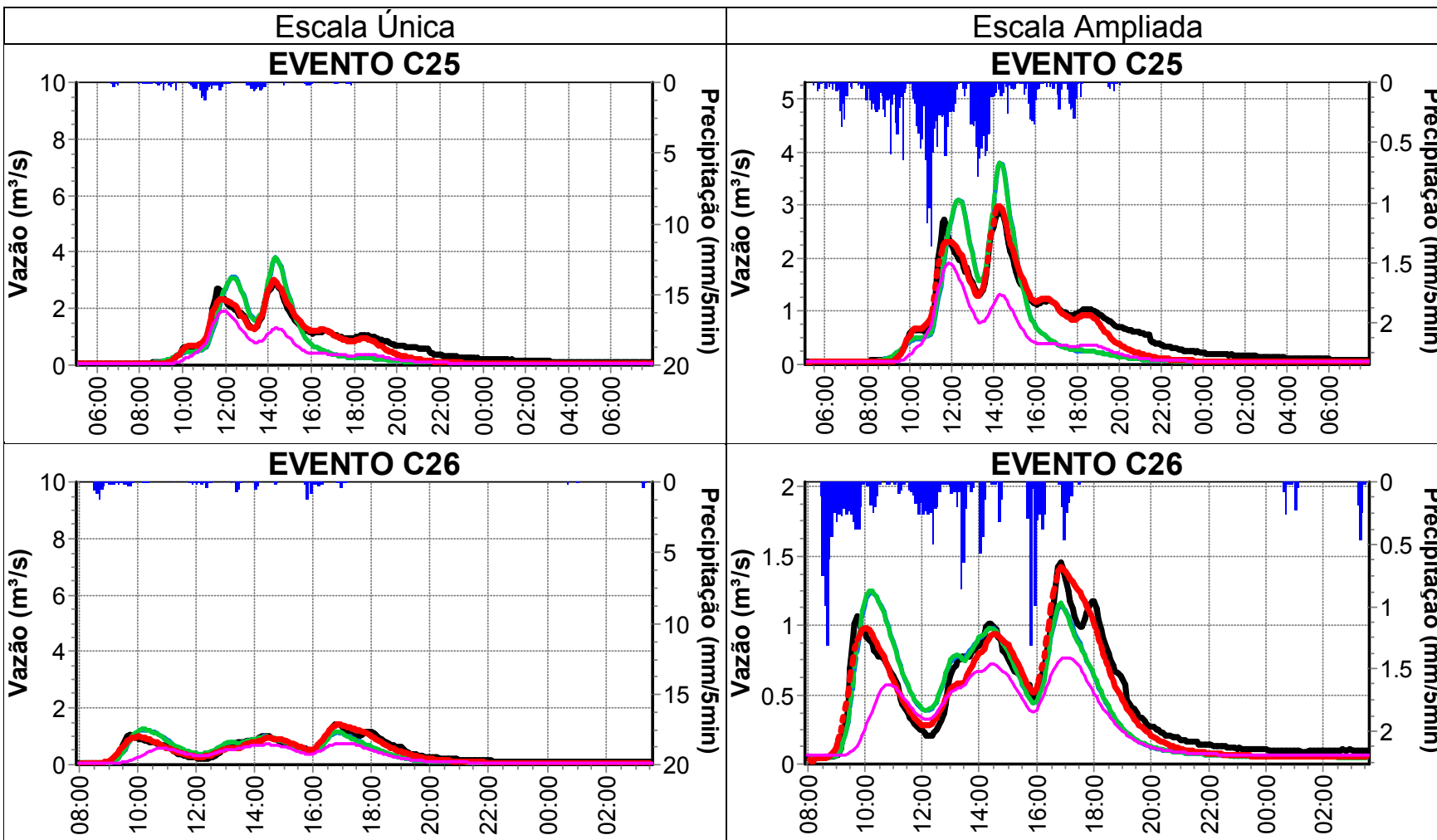


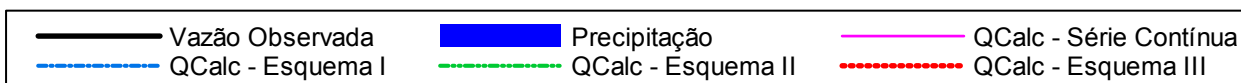
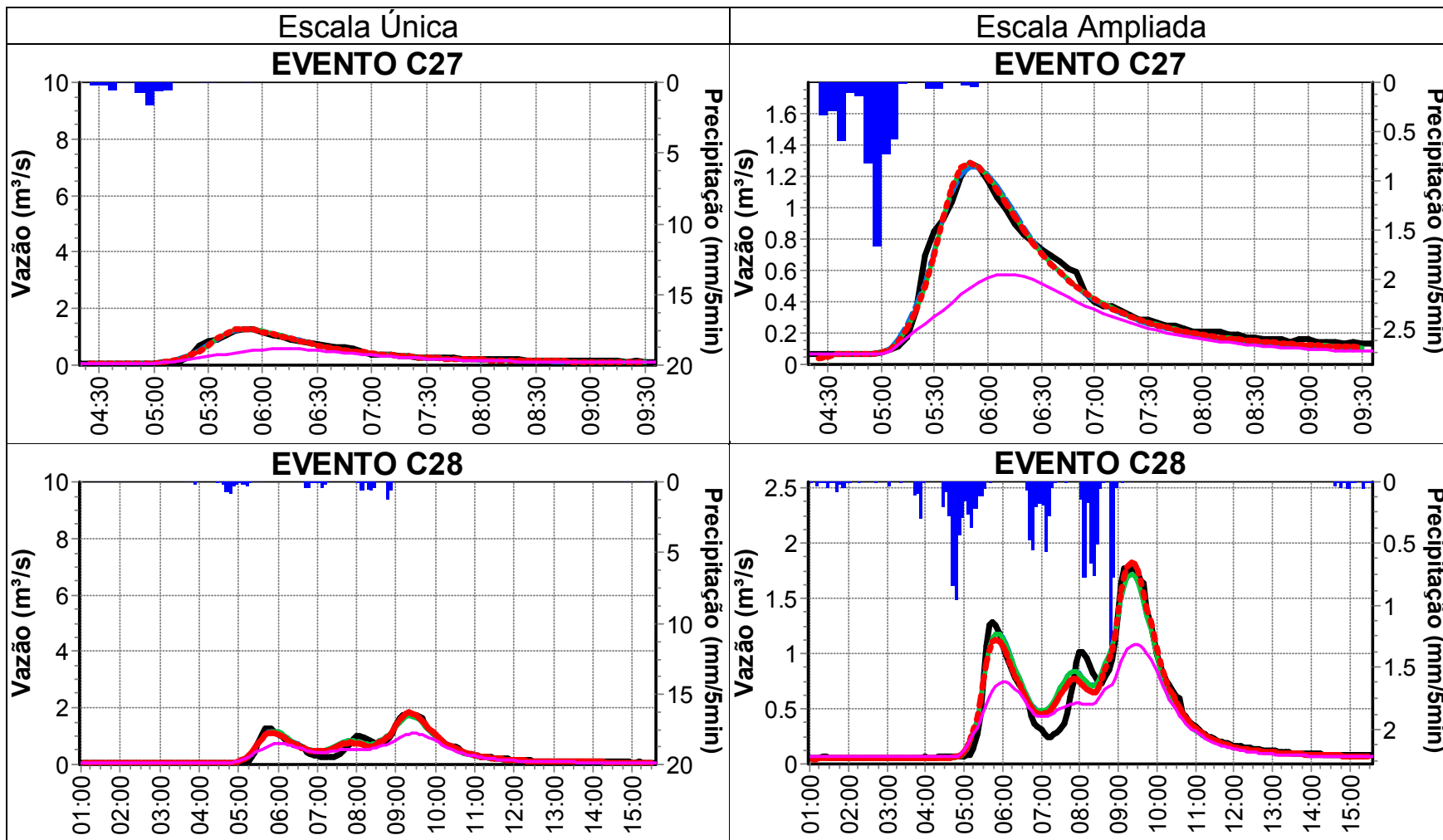


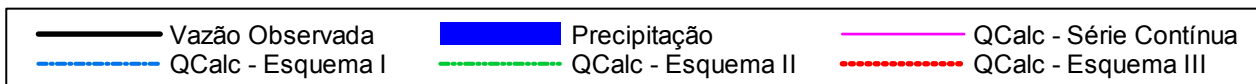
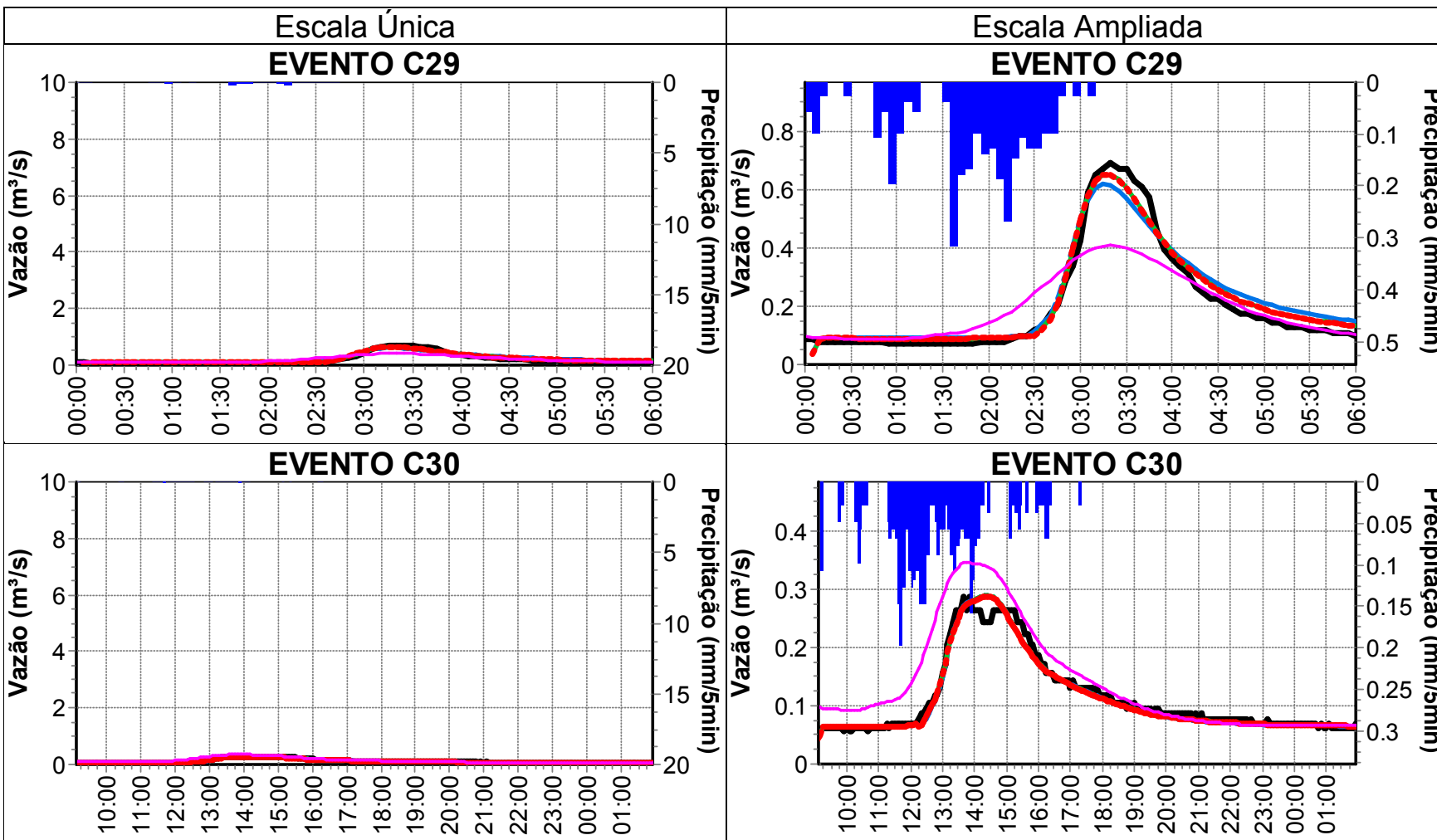


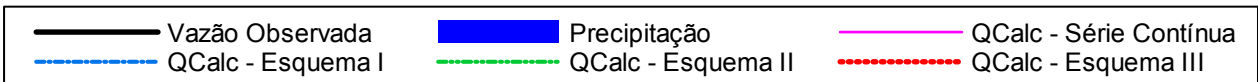
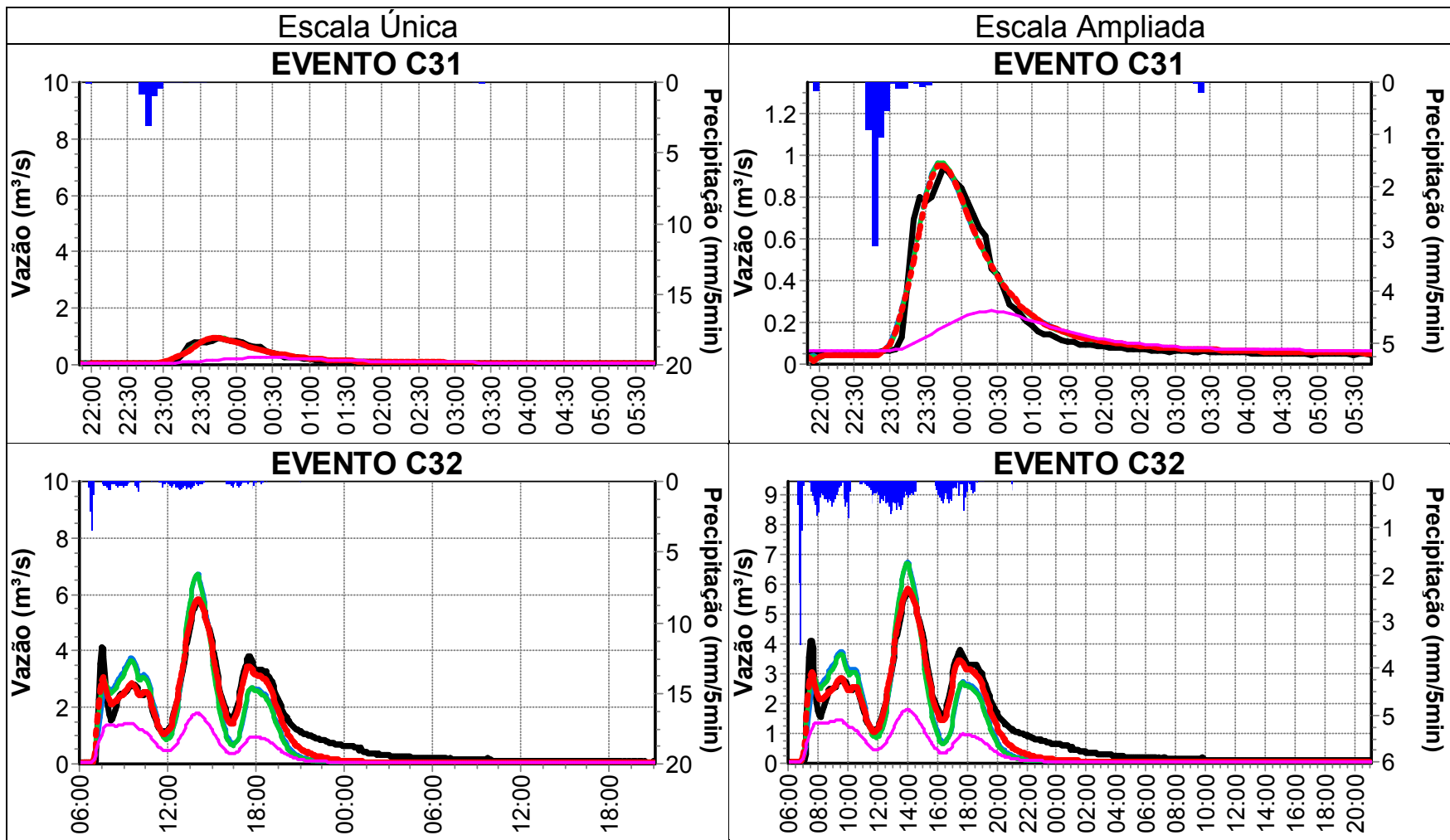


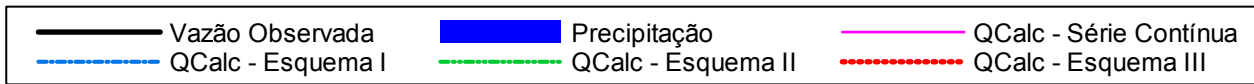
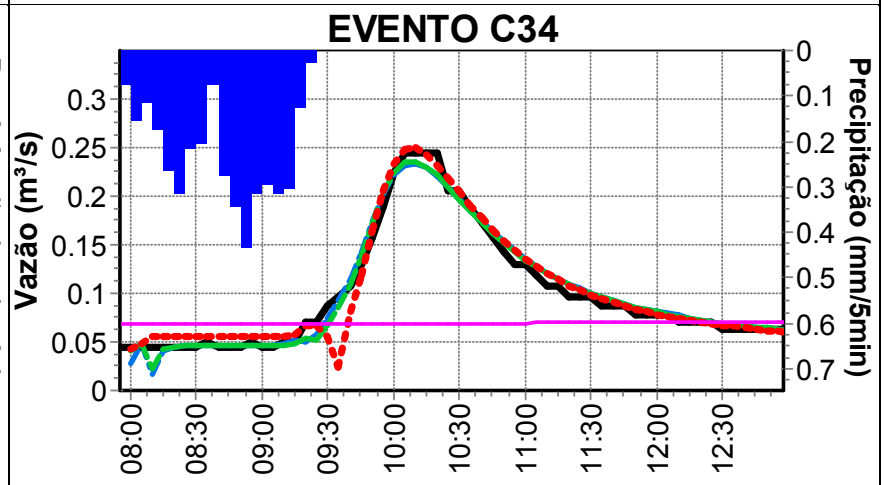
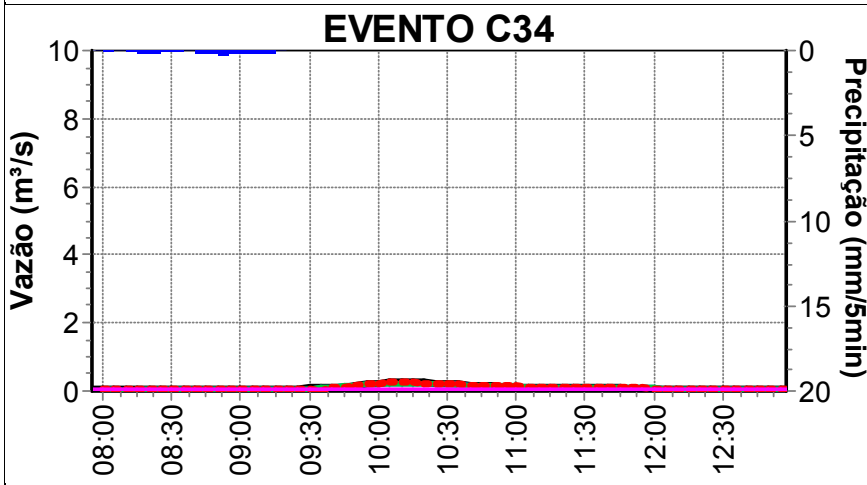
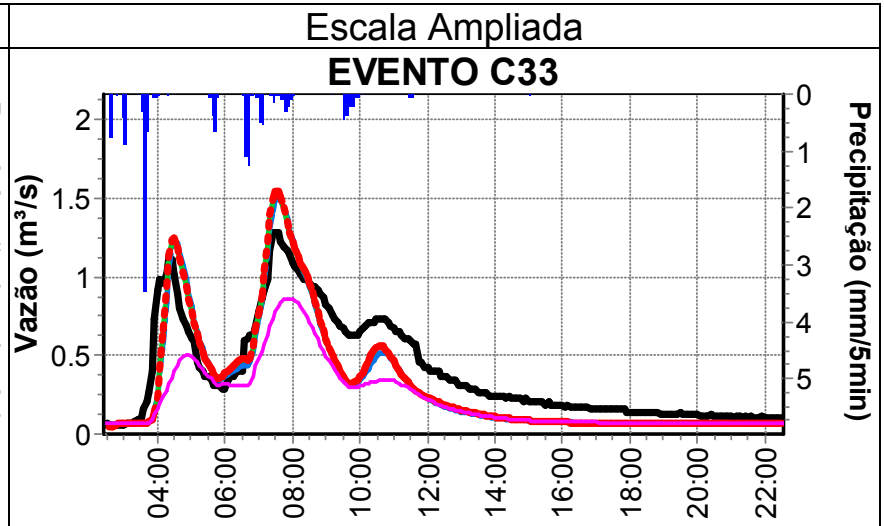
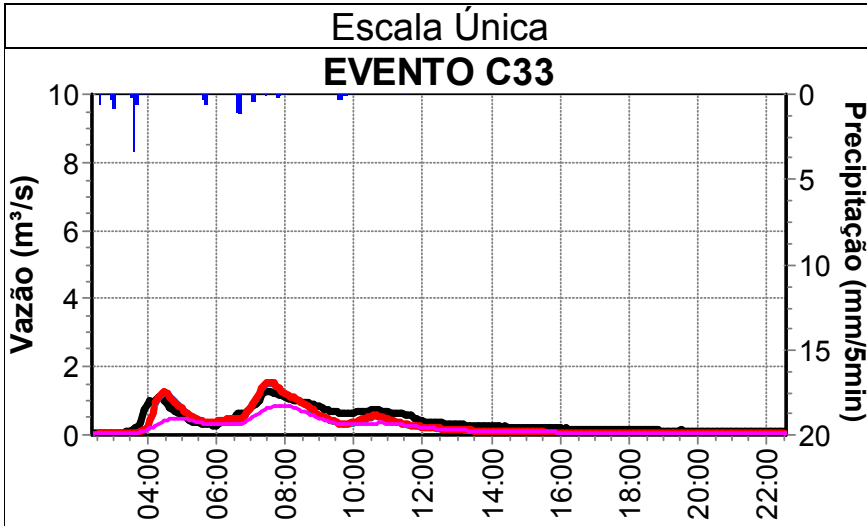












Apêndice B – Hidrogramas dos Eventos Validados

