

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
E SANITÁRIA**

**RELAÇÕES ENTRE PRECIPITAÇÃO, ESCOAMENTO E
SEDIMENTOS SUSPENSOS NA BACIA DO RIO DAS ANTAS,
GOIÁS**

**THAIS TEODORO DOS SANTOS CORDEIRO
DIDONET**

GOIÂNIA

2017

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: Dissertação [] Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

Nome completo do autor: *Edair Teodoro dos Santos Condino Didonet*

Título do trabalho: *Relações entre precipitação, escoamento e sedimentos suspensos na bacia do Rio das Antas, Goiás.*

3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento SIM [] NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.

Edair T. dos S. C. Didonet
Assinatura do(a) autor(a)²

Ciente e de acordo:

Edair Teodoro dos Santos Condino Didonet
Assinatura do(a) orientador(a)²

Data: 16 / 10 / 2017

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

² A assinatura deve ser escaneada.

THAIS TEODORO DOS SANTOS CORDEIRO DIDONET

**RELAÇÕES ENTRE PRECIPITAÇÃO, ESCOAMENTO E
SEDIMENTOS SUSPENSOS NA BACIA DO RIO DAS ANTAS,
GOIÁS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Goiás para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Área de Concentração: Recursos hídricos e saneamento ambiental

Orientador: Dr. Klebber Teodomiro Martins Formiga

GOIÂNIA

2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Teodoro dos Santos Cordeiro Didonet, Thais
Relações entre precipitação, escoamento e sedimentos suspensos na
bacia do Rio das Antas, Goiás. [manuscrito] / Thais Teodoro dos
Santos Cordeiro Didonet. - 2017.
101 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Klebber Teodomiro Martins Formiga.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Escola
de Engenharia Civil e Ambiental (EECA), Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Ambiental e Sanitária, Goiânia, 2017.

Bibliografia.

Inclui siglas, mapas, fotografias, abreviaturas, gráfico, tabelas,
lista de figuras, lista de tabelas.

1. Histerese. 2. Granulometria. 3. Hidrossedimentologia. 4.
Concentração Média do Evento. I. Teodomiro Martins Formiga,
Klebber, orient. II. Título.

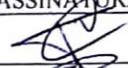


CDU 628.1

ATA DE DEFESA 005/2017

Mestrando (a): **THAIS TEODORO DOS SANTOS CORDEIRO DIDONET**

Título da Dissertação: **RELAÇÕES ENTRE PRECIPITAÇÃO, ESCOAMENTO E SEDIMENTOS
SUSPENSOS NA BACIA DO RIO DAS ANTAS, GOIÁS**

2. Comissão Examinadora: (PROFESSORES DOUTORES)

NOME	FUNÇÃO	ASSINATURA	AVALIAÇÃO
Klebber Teodomiro Martins Formiga	Presidente/Orientador		Aprovado
Saulo Bruno Silveira e Souza (EECA)	Exam. Externo		Aprovado
Renato Resende Angelim (EECA)	Suplent Exam. Externo		
Joel Roberto Guimarães Vasco (PPGEAS)	Examinador Interno		Aprovada
Alexandre Kepler Soares (PPGEAS)	Suplent Exam. Interno		

3. Resultado:

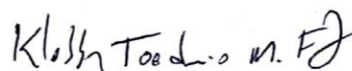
A Banca Examinadora, em 06/09/2017, 14:00h, na E.E.C.A. - UFG, após o exame da Defesa da Dissertação e arguição do candidato, decidiu:

- Pela aprovação do(a) candidato(a) por unanimidade;
 Pela aprovação do(a) candidato(a) por maioria;
 Pela reprovação do(a) candidato(a) por unanimidade;
 Pela reprovação do(a) candidato(a) por maioria.

Preencher após reformulação:


- O(A) aluno(a) apresentou as modificações sugeridas no prazo de 30 dias e a dissertação foi aprovada;
 O(A) aluno(a) não apresentou as modificações sugeridas pela banca.

Autenticação
Presidente da Comissão Examinadora
6 de setembro de 2017



Autenticação após reformulação
Presidente da Comissão Examinadora
___/___/2017

Assinatura do candidato:


Thais Teodoro dos Santos Cordeiro Didonet

Dedico este trabalho aos meus pais, meu porto seguro. Ao meu marido, minha fonte de inspiração e motivação. Ao meu afilhado Gabriel, que me mostra o valor da simplicidade e ao meu afilhado Pedro, que me ensina a cada dia que o inalcançável não existe.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ser Pai. Por inúmeras vezes ter me mostrado a sua real Onipresença, Onisciência e Onipotência e por fazer do fardo pesado mais leve.

Aos meus pais, Antônio e Aparecida, pelo amor e cuidado incondicionais.

Ao meu marido Felipe, pelo companheirismo, compreensão nos momentos difíceis, por ser meu conselheiro e fazer minha vida mais feliz.

A família Moura - Pedro, Lúcia, Thamillys e Pedro Neto - por me apoiarem, chorarem com minhas tristezas e se alegrarem com as minhas conquistas.

Ao Prof. Dr. Klebber Formiga, pessoa excepcional. Obrigada por compartilhar seus conhecimentos de uma forma tão agradável, por me orientar com paciência e sabedoria, por me motivar nos momentos difíceis e por fazer de cada encontro uma evolução. Obrigada por ser meu orientador no mestrado e na vida.

A Izadora, Dayane e Nivaci, por cada dia que me acompanharam nas viagens, nos exaustivos trabalhos em campo e laboratório.

Aos técnicos dos laboratórios da Universidade Federal de Goiás, à Deuzélia, aos colegas de pós-graduação, à Tatiane e Aline por me instruírem e auxiliarem em tudo o que precisei durante este trabalho.

À Capes, pela bolsa de estudos concedida.

A todos que fizeram parte da minha trajetória até aqui, que contribuíram de alguma forma para a execução deste trabalho e que torcem para meu sucesso, muito obrigada. Que Deus os abençoe em tudo!

RESUMO

Os sedimentos transportados pelo escoamento superficial e pelos rios são componentes essenciais no entendimento das mudanças ocorridas em uma bacia hidrográfica e da qualidade de sistemas aquáticos. A alta variabilidade dos eventos chuvosos, da CSS e da relação entre eles produzem dinâmicas comportamentais complexas de difícil interpretação. Porém o estudo destes aspectos é uma ferramenta útil e frequentemente usada na quantificação dos impactos decorrentes de processos erosivos e hidrossedimentológicos. Este estudo teve por objetivo caracterizar e analisar quanti-qualitativamente as características hidrológicas, sedimentológicas e granulométricas do trecho urbano da bacia do Rio das Antas, localizado no município de Anápolis, Goiás, o qual enfrenta vários processos erosivos. Um monitoramento contínuo das precipitações, vazões, concentrações de sedimentos e turbidez foi realizado utilizando pluviógrafos, linígrafos, um amostrador automático e um granulômetro a laser durante o período chuvoso, onde foram coletadas amostras e analisados 14 eventos. Análises estatísticas descritivas, identificação dos padrões de histerese, Concentração Média do Evento, efeitos de “*first flush*” e a distribuição granulométrica e suas relações com as precipitações e vazões foram realizados. O pico de concentração de sedimentos totais foi de 3.380 mg L^{-1} , sendo que, aproximadamente, 83% eram sedimentos suspensos. Não foi registrado o fenômeno “*first flush*” em nenhum evento. A maior Concentração Média do Evento observada para os sedimentos suspensos foi de $1.714,6 \text{ mg/m}^3$ e a média dos eventos foi de $1.001,3 \text{ mg/m}^3$, valores considerados altos quando comparados as vazões de base do rio, onde o maior pico registrado foi $15,49 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. As vazões máximas foram determinantes no total de sedimentos, no entanto, uma mesma faixa de vazão transportou quantidades bem diferentes de sedimentos suspensos durante as cheias. Este comportamento sugere que sua variação também depende das características das precipitações e das fontes geradoras de sedimentos. Nas análises de histerese, pode-se verificar que estas fontes estão presentes no próprio rio, mas também em locais mais distantes do ponto de monitoramento, pois o laço de histerese mais frequente foi “Figura Oito” seguido do tipo “Anti-horário”. Houveram laços histeréticos complexos caracterizados por picos múltiplos de vazão e sedimentos. O tamanho das partículas transportadas pelo escoamento varia em todo o período chuvoso. As partículas de sedimentos suspensos tinham dimensões entre $0,0019 \text{ mm}$ e $0,990 \text{ mm}$ sendo caracterizadas como material silte arenoso. As partículas pequenas e médias foram mais frequentes nos eventos finais do período chuvoso e as partículas maiores ocorreram no meio do período. Partículas mais finas estavam mais presentes durante a ascensão do hidrograma e, na fase de recessão, a quantidade de partículas com dimensões entre $0,2 \text{ mm}$ e $0,6 \text{ mm}$ aumentava em alguns eventos. As partículas maiores que $0,6 \text{ mm}$ não apresentaram relação com a precipitação. Foi observado ainda que a quantidade de sólidos dissolvidos diminui com o aumento do tamanho da partícula, podendo indicar que partículas maiores tem menor capacidade de absorver/adsorver outros poluentes. Observa-se que os sedimentos suspensos variam entre os eventos e dentro do mesmo evento e depende do comportamento hidrológico, das características do corpo hídrico e do tipo de monitoramento.

Palavras-chave: histerese, granulometria, hidrossedimentologia, Concentração Média do Evento

ABSTRACT

Sediments transported by surface runoff and by rivers are essential components in the comprehension of changes in a river basin and the quality of aquatic systems. The high variability of rainfall events, the SSC and the relation between them produce complex behavioral dynamics difficult to interpret but the study of these aspects is a useful and frequently used tool in the quantification of impacts due to erosive and hydrosedimentological processes. The main objective of this study was to characterize and quantify the hydrological, sedimentological and granulometric characteristics of the urban watercourse of the Rio das Antas basin, located in Anápolis, Goiás, which faces various erosion processes. Continuous monitoring of precipitation, flow rates, sediment concentrations and turbidity was performed using pluviographs, limnigraphs, an automatic sampler and a laser granulometer during most of a rainy season, where samples were collected and 14 events were analyzed. Descriptive statistical analyzes, identification of hysteresis patterns, Event Mean Concentration, "first flush" phenomenon effects and grain size distribution and their relationships with precipitations and flow rates were performed. The peak concentration of total sediments reached $3,380 \text{ mg L}^{-1}$, and approximately 83% were suspended sediments. No "first flush" has been recorded in any event. The highest mean concentration observed for suspended sediments was $1,714.6 \text{ mg/m}^3$ and the mean of the events was $1,001.3 \text{ mg/m}^3$, values considered to be high when compared to river basin flows, where the highest was $15.49 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. The maximum flow rates were determinant in the total sediment, however, the same flow range carried very different amounts of suspended sediments during the floods. This behavior suggests that the variation also depends on precipitation characteristics and sediment sources. In the hysteresis analyzes, it can be verified that these sources are located farther from the monitoring point, but are also the river itself, since the most frequent hysteresis loop was "Figure Eight" followed by the "Counter Clock-wise" type. There were complex hysteretic loops characterized by multiple peaks of flow and sediments. The size of particles carried by the flow varies throughout the rainy season. The suspended sediment particles had dimensions between 0.0019 mm and 0.990 mm being characterized as sandy silt material. The small and medium particles were more frequent in final events and larger particles occurred in the middle of the period. Finer particles were more present during the rise of the hydrograph and in the recession phase the amount of particles with dimensions between 0.2 mm e 0.6 mm increased in some events. Particles larger than 0.6 mm were not related to precipitation. It was also observed that the amount of dissolved solids decreases with increasing particle size and may indicate that larger particles have less capacity to absorb/adsorb other pollutants. It is observed that the suspended sediments vary between the events and within the same event and depends on the hydrological behavior, the characteristics of the water body and the type of monitoring.

Key-words: hysteresis, granulometry, hydrosedimentology, Event Mean Concentration

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Gráficos ilustrativos de alguns tipos dos laços de histerese. Pode haver variações destas formas: a, b, c) Linha única; d) Linha única e Laço; e) Figura Oito; f, g, h) Horária; i, j) Anti-Horária.	44
Figura 3.2 – Alguns laços de histerese encontrados na literatura.	45
Figura 4.1 - Localização geográfica da bacia em estudo e dos pontos de monitoramento presentes no trecho.	50
Figura 4.2- Mapa do trecho da bacia do Rio das Antas mostrando os tipos de solo e de uso do solo predominantes e a sua localização no município de Anápolis, Goiás.	51
Figura 4.3 - a) Vertedor a jusante do ponto de monitoramento; b) Localização dos equipamentos submersos: 1. Tubo PVC contendo a mangueira de sucção e o cabo do sensor de nível; 2. Localização do sensor de nível e do linígrafo (em paralelo); 3. Localização do filtro coletor de água.	53
Figura 4.4 - a) Estação de monitoramento de sedimentos vista de fora; b) filtro coletor de amostras; c) momento de programação do amostrador.	54
Figura 4.5 – Amostras de sedimentos suspensos secas e prontas para as análises granulométricas do dia 28 de Fevereiro de 2017 (a) e 03 de Março de 2017 (b), sendo que “s” é a ascensão do hidrograma e “d”, a recessão.	56
Figura 4.6 - Amostras referentes a alguns dias de coleta realizadas pelo amostrador. a) Evento dia 10/01; b) Evento dia 26/02; c) Evento dia 03/03; d) Evento dia 14/03.	57
Figura 5.1 - Relações entre a precipitação total e altura de escoamento (a), vazão máxima de escoamento e concentração máxima de sedimentos suspensos (b) e vazão máxima de escoamento e total de sedimentos suspensos transportadas nos 11 eventos (c).	64
Figura 5.2 – Curvas-chave dos sedimentos suspensos e vazões.	65
Figura 5.3 - a) Laço do tipo Linha Única + Laço do dia 13/12/2016; b) Laço do tipo Figura Oito do dia 10/01/2017.	68

Figura 5.4 – Laços do tipo Figura Oito ocorridos em Março de 2017: a) 10 de Março; b) 14 de Março.	70
Figura 5.5– Laços do tipo Figura Oito ocorridos em Março de 2017: a) 15 de Março; b) 31 de Março.	71
Figura 5.6– a) Razões entre Q-CSS no início e no final do hidrograma do evento ocorrido em 14/03/2017; b) Razões entre Q-CSS no início e no final do hidrograma do evento ocorrido em 15/03/2017; c), d) e), f) Diferentes comportamentos de histerese durante o mesmo evento de 14/03/2017.	72
Figura 5.7 – Laços do tipo Anti-Horário de eventos com características semelhantes: a) 23 de Fevereiro; b) 24 de Março.	74
Figura 5.8 - Laços do tipo Anti-Horário de eventos com características semelhantes: a) 28 de Fevereiro; b) 03 de Março.	75
Figura 5.9 - Laços de histerese encontrados nos eventos analisados em ordem cronológica.	77
Figura 5.10 – Curvas de massa de sedimentos suspensos e volume de vazão acumulados.	79
Figura 5.11 – Polutograma típico de ocorrência de “First Flush”.	81
Figura 5.12– Características hidrológicas e laços de histerese para evento ocorridos no mesmo período.	83
Figura 5.13 – Distribuição granulométrica das partículas de sedimentos suspensos de todos os eventos analisados.	85
Figura 5.14 – Partículas presentes em cada evento nas duas fases do hidrograma.	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1- Poluentes e suas fontes difusas.	24
Tabela 4.1 – Tipos de análises realizadas para cada evento.	58
Tabela 5.1 - Características gerais dos eventos chuvosos monitorados na bacia hidrográfica do Rio das Antas.	61
Tabela 5.2 - Correlação de Pearson entre os parâmetros de precipitação, escoamento e sedimentos (As células coloridas de cinza e em negrito possuem $p < 0,01$ e as células apenas coloridas de cinza apresentam $p < 0,05$).	63
Tabela 5.3 - Características dos eventos classificados quanto seus padrões de laços de histerese.	67
Tabela 5.4 – Os valores marcados em negrito representam eventos onde houve maior descarga de sedimentos suspensos do que de volume escoado.	82
Tabela 5.5 – Porcentagem de partículas durante a ascensão e recessão do hidrograma de cada evento.	86
Tabela 5.6 – Correlações e p-valor entre as características hidrológicas, vazão e dimensões das partículas.	89
Tabela 5.7 – Correlações e p-valor entre as características de qualidade da água e as dimensões das partículas.	90

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

C – Coeficiente de escoamento

Cd - Cádmió

CME – Concentração Média do Evento

Cm – Proporção de Massa de Sedimentos Suspensos

CN – Curva Número

Cr – Cromo

CSD – Concentração de Sedimentos Dissolvidos

CSDmáx - Concentração Máxima de Sedimentos Dissolvidos

CSDméd - Concentração Média de Sedimentos Dissolvidos

CSS – Concentração de Sedimentos Suspensos

CSSmáx - Concentração Máxima de Sedimentos Suspensos

CSSméd – Concentração Média de Sedimentos Suspensos

CSSSt – Carga de Sedimentos Suspensos

CST – Concentração de Sedimentos Totais

CSTméd – Concentração Máxima de Sedimentos Totais

CSTméd – Concentração Média de Sedimentos Totais

CSTt – Carga de Sedimentos Totais

Cu - Cobre

D – Duração da precipitação

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

E – Proporção de Volume de Escoamento

EPA – Environmental Protection Agency

FF – First Flush

H₂SO₄ – Ácido Sulfúrico

He – Altura de escoamento

Hg - Mercúrio

HNO₃ – Ácido Nítrico

HSPF – Hydrological Simulation Program Fortran

I – Intensidade da precipitação

Led2 - Associação de Latossolo vermelho-escuro e Latossolo roxo distróficos

LVd3 - Associação de Latossolo vermelho-amarelo de textura argilosa e Latossolo vermelho-amarelo petroplíntico ou endopetroplíntico

M – Massa de Sedimentos Acumulada

M.O. – Matéria Orgânica

N - Nitrogênio

NBR – Norma Brasileira

Ni - Níquel

P – Fósforo

PA1d – Precipitação Antecedente de 1 dia

PA5d – Precipitação Antecedente de 5 dias

PA7d – Precipitação Antecedente de 7 dias

Pb - Chumbo

PE1 - Associação de Podzólico vermelho-escuro eutrófico ou distrófico

Ptot – Precipitação total

Qb – Vazão de base

Qmáx – Vazão máxima de escoamento

Qp – Vazão de pico

S - Enxofre

SACSE – Sistema Aquífero Cristalino Sudeste

SCS – Soil Conservation Service

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SRA IIA - Superfície Regional de Aplainamento II

SST – Sólidos Suspensos Totais

ST – Sólidos Totais

SWAT - Soil Water and Analysis Tools

SWMM - Storm Water Management Model

Tmáx – Turbidez Máxima

Tméd – Turbidez Média

USDA – United States Departamento of Agriculture

Ve – Volume de escoamento

WASP - Water Quality Analysis Simulation Program

ZER - Zonas de Erosão Recuante

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
2. OBJETIVO GERAL	22
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
3. REVISÃO	23
3.1. A poluição difusa e o escoamento superficial	23
3.1.1. Estudos correlatos	25
3.2. Quantificação da carga poluente	27
3.2.1. Modelos de cargas difusas.....	28
3.2.2. Concentração Média do Evento (CME) e “ <i>First Flush</i> ” (FF)	30
3.2.2.1. Estudos correlatos.....	34
3.3. Granulometria de sedimentos em eventos chuvosos.....	37
3.3.1. Estudos correlatos	39
3.4. Histerese.....	41
3.4.1. Tipos de histerese.....	42
3.4.2. Estudos correlatos	45
4. MATERIAIS E MÉTODOS	49
4.1. Área de estudo	49
4.2. Monitoramento.....	51
4.2.1. Precipitação e Vazão.....	51
4.2.2. Concentração de Sedimentos	53
4.2.3. Granulometria.....	55
4.3. Análises dos dados.....	57
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
5.1. Descrição geral dos eventos.....	60
5.2. Relações entre as variáveis monitoradas	62
5.3. Histerese na relação vazão-concentração de sedimentos	66
5.3.1. Laço tipo Linha única e laço	68
5.3.2. Laço tipo Figura Oito	69
5.3.3. Laço tipo Anti-Horário.....	73
5.4. CME e FF.....	78

5.5. Granulometria dos sedimentos suspensos	85
5.5.1. Distribuição Granulométrica.....	85
5.5.2. Relações entre granulometria dos sedimentos e características dos eventos .	89
6. CONCLUSÃO.....	91
7. REFERÊNCIAS	95

1. INTRODUÇÃO

A qualidade das águas superficiais urbanas é alterada pela concentração de poluentes nos sistemas aquáticos, gerados por fontes naturais e antropogênicas. A produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica está relacionada a danos à qualidade de corpos d'água como o aumento da turbidez, a alteração da morfologia do rio e dos habitats bióticos e, principalmente por ser veículo de inúmeros poluentes (PAVANELLI; SELLI, 2013). Por isso, os sedimentos são considerados como um dos mais importantes indicadores da qualidade de águas superficiais (GNECCO et al., 2005; SUN et al., 2016).

A variabilidade da concentração de sedimentos, matéria particulada e de outros poluentes relacionados aos sedimentos disponíveis na bacia depende de fatores como clima, morfologia, tipo de vegetação, topografia e ainda do nível de uso e ocupação do solo, grau de impermeabilização da bacia e de cobertura vegetal (BREZONIK; STADELMANN, 2002; TSIHRINTZIS; HAMID, 1997).

Os sedimentos suspensos e poluentes dissolvidos disponíveis na bacia são removidos e transportados durante eventos chuvosos, pois a precipitação e o escoamento superficial têm a capacidade de desagregar e transportar partículas presentes na bacia. Descargas líquidas (volume de escoamento) e sólidas (volume de sedimentos) deslocados pelo efeito da precipitação provocam o assoreamento dos corpos hídricos mais vulneráveis pela aceleração dos processos erosivos, eutrofização em lagos e declínio da qualidade da água por promoverem o carreamento de patógenos e poluentes adsorvidos nos sedimentos (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011).

A quantidade do escoamento superficial em períodos chuvosos depende das características da precipitação (volume e intensidade), número de dias secos antecedentes, uso do solo, características geológicas e edáficas da região, práticas de manejo das águas de drenagem e a própria configuração do sistema de drenagem, os quais irão determinar a magnitude, a distribuição temporal e a concentração dos poluentes nas águas superficiais (TSIHRINTZIS; HAMID, 1997).

As relações existentes entre poluentes e escoamento superficial indicam que há forte correlação entre o período chuvoso e a diminuição da qualidade de águas superficiais (LI et al., 2011; LEE; BANG, 2000; SILVA et al., 2008). Ademais, um evento chuvoso intenso e duradouro pode

impactar o corpo receptor de uma maneira mais agressiva do que descargas de esgotos (TAEBI; DROSTE, 2004).

Em um evento chuvoso, as concentrações de sedimentos na fase inicial do hidrograma são diferentes das concentrações na fase final. O monitoramento da vazão e da concentração de poluentes e a elaboração de hidrogramas e sedimentogramas são uma ferramenta útil para caracterizar a dinâmica dos processos erosivos predominantes (geração de sedimentos), a capacidade de transporte/acumulação de sedimentos e a alteração da qualidade da água de uma bacia hidrográfica (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011; HADDADCHI et al., 2013, PAVANELLI; SELLI, 2013).

Apesar de estudos envolvendo sedimentos e outros poluentes de origem difusa relacionados a eventos chuvosos já terem sido realizados em vários países, as dinâmicas da qualidade da água em meio ambiente urbano ainda são pouco compreendidas quando comparadas aos estudos em bacias rurais (LAWLER et al., 2006, DELETIC; ASHLEY; REST, 2000, DELETIC; MAKSIMOVIC; IVETIC, 1997, TAEBI; DROSTE, 2004, VAZE; CHIEW, 2002, REN et al., 2003, HE et al., 2008; SOUZA; GASTALDINI, 2014, WIJESIRI et al., 2015, MURPHY; COCHRANE; O'SULLIVAN, 2015; AICH; ZIMMERMANN; ELSENBEER, 2014; NADAL-ROMERO; REGUÉS; LATRON, 2008). Esta situação pode ser atribuída ao tipo de monitoramento requerido, os quais apresentam algumas dificuldades operacionais e de interpretação (JI, 2008; HAUPT, 2009; LI et al., 2011).

As próprias relações existentes entre chuva, vazão e concentração de sedimentos são bastante heterogêneas (NADAL-ROMERO; REGUÉS; LATRON, 2008), pois, diferentes regimes de precipitação produzem dinâmicas sedimentológicas diferentes. As dinâmicas comportamentais da relação entre a concentração de sedimentos e o escoamento superficial produz um efeito conhecido como histerese (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011).

Na análise gráfica do comportamento da vazão (Q) e da concentração dos sedimentos suspensos gerados (CSS) é possível identificar trajetórias que fornecem informações sobre as fontes de materiais advindos de processos erosivos (RAMOS et al., 2015) e podem indicar a contribuição dos diferentes processos na geração do escoamento e no transporte de sedimentos (NADAL-ROMERO; REGUÉS; LATRON, 2008; MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011; AICH, ZIMMERMANN, ELSENBEER, 2014; RAMOS et al., 2015).

Em uma dada vazão, a histerese é caracterizada pelas diferenças de concentração dos sedimentos na subida e na descida do hidrograma. Nos gráficos temporais de vazão-sedimentos suspensos (Q-CSS), os diferentes tipos de espalhamento dos dados, inclinação das linhas ou curvas e sua direção geram laços de histerese diferentes (WILLIAMS, 1989).

A partir de uma perspectiva física do material que caracteriza os sedimentos suspensos, o tamanho das partículas é um fator determinante em sua velocidade de sedimentação, bem como em sua entrada no sistema aquático e posterior transporte e deposição. Diante de sua relevância na determinação de fontes de sedimentos e capacidade de ocasionar inúmeros efeitos negativos ao corpo receptor, as dimensões das partículas suspensas devem ser encaradas como uma das principais características da dinâmica dos sedimentos em bacias hidrográficas e sistemas de drenagem (WALLING et al., 2000; PAVANELLI; SELLI, 2013).

Diversos estudos encontram diferentes apontamentos quanto a relação entre carga de sedimentos suspensos, escoamento e precipitação: grande quantidade de material grosseiro na ascensão do hidrograma, o tamanho da partícula permanece constante durante a recessão do hidrograma (WALLING et al., 2010), diminuição significativa do tamanho das partículas a medida que a precipitação progride (LI et al., 2005), não são observadas grandes variações nos tamanhos das partículas entre eventos, forte correlação entre o tamanho das partículas e as características de precipitação no escoamento (CHARTERS; COCHRANE; O'SULLIVAN, 2015), diferenciação do tamanho das partículas sob diferentes condições de duração e intensidade de precipitação (VAZE; CHIEW, 2002) ou inobservância de alterações significativas sob as mesmas condições (EGODAWATTA; GOONETILLEKE, 2008), variação entre dimensões de partículas sob diferentes condições de monitoramento (automático, manual, fixo, móvel) (SELBIG; FIENEN, 2012).

Por isso, análises da composição do material suspenso carregado durante os eventos chuvosos em termos de frações de partículas podem ser usadas para identificar as fontes geradoras de sedimentos durante eventos chuvosos de diversas magnitudes, contribuindo de forma significativa com a compreensão da deterioração de ambientes aquáticos naturais urbanos (LE GALL et al., 2017).

Para fazer a simulação do transporte de sedimentos na bacia têm-se usado cada vez mais modelos matemáticos, que por sua vez, tem se tornado cada vez mais complexos. Devido ao aumento da complexidade dos modelos, a necessidade de novas informações como a

granulometria do sedimento transportado tornou-se importante. No entanto, a forma como essa granulometria pode variar dentro de um mesmo evento e entre eventos diferentes ainda é incipiente.

Visto isso, a determinação da quantidade e da qualidade da contribuição dos diferentes regimes de precipitação na geração e mobilização de sedimentos, bem como a caracterização espacial e temporal das variações hidrossedimentológicas são estudos necessários, principalmente, em bacias urbanas que sofrem processos erosivos marcantes (NAVRATIL et al., 2012).

2. OBJETIVO GERAL

Este trabalho objetiva apresentar as relações existentes entre as precipitações, vazões e cargas de sedimentos ocorridas trecho urbano da bacia hidrográfica do Rio das Antas, Anápolis (Goiás, Brasil), por meio de uma campanha de monitoramento contínua e direta dos eventos chuvosos e das cargas poluidoras associadas.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Caracterizar estatisticamente as concentrações médias de sedimentos durante os eventos (CME);
- II. Determinar as relações entre escoamento, cargas de sedimentos e características das precipitações;
- III. Analisar e desenvolver curvas ajustadas de estimativa de CSS;
- IV. Estabelecer as relações qualitativas entre a concentração de sedimentos suspensos e vazões de escoamento através da identificação dos laços de histerese e de suas principais características e;
- V. Analisar a perspectiva da distribuição granulométrica das partículas de sedimentos suspensos e suas relações com as características hidrológicas da região.

3. REVISÃO

3.1. A POLUIÇÃO DIFUSA E O ESCOAMENTO SUPERFICIAL

A bacia hidrográfica é aceita como a unidade geográfica mais apropriada para o manejo da qualidade das águas de corpos receptores. Tecnicamente, uma bacia hidrográfica é separada de outra pelos limites de sua área de drenagem a qual drena águas, sedimentos e materiais dissolvidos para rios, lagos, aquíferos subterrâneos, estuários ou oceanos (JI, 2008).

As características físicas e geográficas de uma bacia hidrográfica são fatores determinantes na geração das cargas poluidoras que adentram nos mananciais (tipo e intensidade do uso do solo, grau de impermeabilização, cobertura vegetal, declividade, densidade da drenagem e a forma como ocorre o desenvolvimento e ocupação da bacia). Destes, a cobertura do solo da bacia afeta diretamente a quantidade e a qualidade da água que escoam para o corpo hídrico (BREZONIK; STADELMANN, 2002; LARENTIS, 2004; PRODANOFF, 2005).

Tais cargas provêm de fontes não pontuais ou difusas presentes na bacia hidrográfica. As fontes pontuais de poluição são mais facilmente identificadas, mensuráveis e controladas, pois advêm de locais específicos tais como a desembocadura de um rio e efluentes de estações de tratamento de esgotos sanitários ou industriais. Em contrapartida, as fontes difusas podem vir de inúmeros locais e distâncias sem pontos de origem definidos, ou seja, todas as fontes as quais não se caracterizam como pontuais.

As fontes difusas de poluentes, em sua maioria, são dinâmicas e tem sua origem no ciclo hidrológico, sendo dirigida pela precipitação e inclui o escoamento de áreas rurais (sedimentos, fertilizantes, bactérias, pesticidas), urbanas (óleos, graxas, compostos tóxicos, metais pesados, patógenos e sedimentos), deposição atmosférica (compostos tóxicos, metais pesados, nutrientes e ácidos) e infiltração de águas subterrâneas (nutrientes e compostos tóxicos) (NOVOTNY, 1999; JI, 2008; LI et al., 2011).

Embora fontes pontuais e difusas contribuam para a poluição, estas últimas são frequentemente dominantes e apresentam complexos desafios de determinação (JI, 2008; HAUPT, 2009; LI et al., 2011), sendo que os poluentes originados de fontes difusas transportados pelo escoamento superficial são os maiores responsáveis pela degradação dos rios (BRAZIL; SANDERS; WOOLHISER, 1977; ZOPPOU, 2001).

Em eventos chuvosos, as cargas poluidoras difusas são carregadas (lavadas) pelo escoamento. A concentração, magnitude e distribuição temporal dos poluentes presentes no escoamento superficial são determinados pelo volume e intensidade da precipitação, o número de dias secos antecedentes à chuva, tráfego de veículos na bacia, o uso e ocupação do solo, as características geográficas e geológicas da região da bacia, a configuração do sistema de drenagem, entre outros fatores (TSIHRINTZIS; HAMID, 1997).

Em bacias urbanas a grande quantidade de superfícies impermeabilizadas diminui a taxa de infiltração no solo da água proveniente da precipitação e aumenta a quantidade e a velocidade do escoamento superficial. Em bacias rurais, o problema consiste na qualidade do escoamento gerado que contém sedimentos, pesticidas, matéria orgânica e sais (JI, 2008). Nas áreas industriais, ocorre a emissão de óxidos de nitrogênio, carbono e enxofre, hidrocarbonetos voláteis e materiais particulados, os quais são poluentes que podem se acumular em ruas e telhados e posteriormente são mobilizados pela precipitação (PRODANOFF, 2005).

Zoppou (2001) apresenta algumas fontes difusas de sólidos, nutrientes e metais pesados presentes no escoamento superficial (Tabela 3.1).

Tabela 3.1- Poluentes e suas fontes difusas.

Fontes Poluentes	Combustíveis fósseis	Processos erosivos	Escapamentos	Resíduos animais	Resíduos industriais	Produtos químicos rurais
SST	x	x				
M.O.		x		x		
P				x		x
N				x		x
S	x			x		x
Pb			x			
H ₂ SO ₄ e HNO ₃	x					
Pesticidas						x
Substâncias de Petróleo			x		x	
Cu, Cr, Ni, Hg e Cd					x	

Fonte: Adaptado de Zoppou (2001).

Os sólidos/sedimentos suspensos são indicadores básicos de poluição devido às partículas mais finas serem os principais contaminantes encontrados no escoamento superficial urbano (SUN et al., 2016; DEVEREUX et al., 2010), além de ser um meio de acumulação, transporte e

armazenamento de nutrientes, metais pesados e patógenos (ERIKSSON et al., 2007; PAVANELLI; SELLI, 2013; WAKIDA et al., 2014; BHADHA; LANG; DAROUB, 2017).

A produção de sedimentos em suspensão em uma bacia hidrográfica está relacionada ao aumento da turbidez e a alteração da morfologia do rio e dos habitats bióticos (PAVANELLI; SELLI, 2013). A precipitação e o escoamento superficial têm a capacidade de desagregar e transportar partículas de solo presentes na bacia. Grandes volumes de sedimentos deslocados provocam o assoreamento dos corpos hídricos causando enchentes e carreamento de poluentes adsorvidos nos sedimentos (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011).

A influência do efeito erosivo da precipitação, escoamento e das dinâmicas de armazenamento, mobilização e depleção de sedimentos presentes na superfície da bacia já foram extensamente estudados na literatura: em bacias montanhosas (LENZI; MARCHI, 2000; NADAL-ROMERO; REGUES; LATRON, 2008); associados ao transporte de outros poluentes como o fósforo (BHADHA; LANG; DAROUB, 2017), nitrogênio e DQO (WAKIDA et al., 2014), *Escherichia coli* (MCCARTHY et al., 2012); na identificação das fontes de sedimentos na superfície da bacia (DEVEREUX et al., 2010; NAVRATIL et al., 2012; HADDADCHI et al., 2013); em análises de fontes específicas como telhados, ruas/rodovias, e estacionamentos (GNECCO et al., 2005; EDWARDS; WITHERS, 2008; FRAGA et al., 2016); mudanças ocorridas no transporte de sedimentos ao longo de décadas (SUI; HE; LIU, 2009).

3.1.1. Estudos correlatos

Ao avaliarem parâmetros de qualidade de água em períodos de estiagem em relação ao uso e ocupação do solo das bacias do Rio Vacacaí-Mirim (RS, Brasil), Souza e Gastaldini (2014) já observaram que a turbidez, os Sólidos Totais (ST), os Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) em áreas rurais são mais elevados devido aos processos erosivos.

No entanto, estes resultados podem ser diferentes se a área urbana estiver mais distante, e se menos pontos de amostragem forem estudados. Maillard e Santos (2008) observaram que a área urbana distante tem menor relevância nos parâmetros de qualidade de água quando comparadas a regiões de agropecuária, e que matas ciliares são bons inibidores de turbidez, nitrato, nitrito e coliformes termotolerantes.

Outros autores já afirmam que, mesmo em bacias urbanas onde florestas estão bem presentes, a área urbana é responsável pela maior geração e consequente exportação de sedimentos e nutrientes, como mostrado por Niraula et al. (2013). Os autores observaram através da simulação de dois modelos (SWAT e GWLF) que as sub-bacias dominadas por áreas urbanas estavam entre as regiões mais geradoras de sedimentos e cargas de nutrientes, enquanto as áreas de pastagens não foram classificadas como “áreas geradoras críticas” pelos modelos.

Ao examinarem 5 locais ao longo do Rio Shanghai's Huangpu durante 49 anos, Ren et al. (2003) concluíram que há uma correlação forte entre a proporção de áreas urbanas e a piora da qualidade da água, no entanto, a correlação é negativa em relação a áreas rurais.

Resultados similares foram encontrados por He et al. (2008) ao avaliarem os impactos na qualidade da água superficial e no uso do solo advindos do rápido crescimento econômico da região de Xi'an (China). Os autores concluíram que há uma relação estatística e espacial evidente entre o uso do solo e a qualidade das águas superficiais e apontam fatores como o rápido declínio das áreas agricultáveis, a crescente e intensa proporção de usos do solo industriais e a ausência de espaços verdes como responsáveis pela deterioração da qualidade da água local.

Segundo Taebi e Droste (2004), um evento chuvoso intenso e duradouro pode impactar o corpo receptor de uma maneira muito mais agressiva que descargas de esgotos. Ao comparar as cargas poluidoras geradas no escoamento superficial e as cargas pontuais em uma bacia hidrográfica no Irã, concluíram que a poluição anual difusa é menor que a poluição anual de fontes pontuais em áreas de baixa precipitação, mas é maior em áreas de altas taxas de precipitação, sendo que, as taxas de SST e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do escoamento superficial são maiores que as encontradas nos efluentes provenientes de tratamentos secundários.

Sun et al. (2015) fizeram um estudo do comportamento da qualidade e quantidade do escoamento por um período de 7 anos numa bacia urbana da França. Apesar das fontes de incertezas identificadas (incertezas quanto ao monitoramento contínuo e a disponibilidade de dados) as CSSSt dos eventos tiveram uma tendência a crescer de acordo com o aumento do volume de escoamento.

Com o objetivo principal de determinar as relações entre precipitação, escoamento e sedimentos suspensos da pequena bacia de Araguás (Espanha), Nadal-Romero, Regues e Latron (2008)

monitoraram a concentração dos sedimentos em suspensão e a vazão do rio durante 79 eventos chuvosos. Segundo os autores, a ocorrência de eventos sucessivos não foi a única responsável pela disponibilidade de sedimentos, sendo que esta pode refletir simplesmente um aumento progressivo da capacidade de diluição do rio devido ao aumento da vazão de base relacionado aos eventos sucessivos e ao alargamento da área de contribuição do escoamento, inclusive da área vegetada da cabeceira.

Klein (1984), através da análise de vazão, precipitação e CSS de 15 eventos individualmente, concluiu que a intensidade da chuva e a taxa de subida do hidrograma são mais importantes que o escoamento na transferência de sedimentos suspensos em uma bacia pequena, situação contrária ao que ocorre em bacias maiores. Klein (1984) ainda conclui que a chuva acumulada na semana que precede o evento, a qual afeta a umidade do solo, tem correlação negativa com todos os parâmetros exceto a vazão total.

Navratil et al. (2012) monitoraram 196 eventos durante dois anos na bacia montanhosa de 905 km² de Blèone, França. Utilizando uma sofisticada rede de monitoramento para medições de vazões e precipitação, imagens de radar e o método “Fingerprinting” para rastreamento das fontes de sedimentos da bacia, concluíram que a precipitação convectiva está associada a altas concentrações de sedimentos suspensos e a processos significativos de sedimentação no canal.

Pavanelli e Pagliarani (2002) analisaram a relação da concentração de sedimentos e vazão da bacia Sillaro (Itália). Durante três anos coletaram 500 amostras utilizando um amostrador automático e um medidor ultrassônico de vazão. Os autores concluíram que uma regressão linear entre a CSS e a turbidez é adequada para determinação da carga de sedimentos finos na bacia em estudo e que há uma relação estatística significativa entre CSS e a vazão de escoamento.

3.2. QUANTIFICAÇÃO DA CARGA POLUENTE

A concentração de poluentes presentes no escoamento varia significativamente em diferentes eventos chuvosos, com valores elevados no período inicial da precipitação e médios e baixos na fase final do evento (LEE et al., 2011; WANG et al., 2013). Por isso, o monitoramento da vazão e da concentração de sedimentos e a elaboração de hidrogramas e sedimentogramas são úteis nas análises dos processos erosivos predominantes, da capacidade de

transporte/acumulação de sedimentos e da alteração da qualidade da água de uma bacia hidrográfica (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011; HADDADCHI et al., 2013, PAVANELLI; SELLI, 2013).

Segundo Lawler et al. (2006), estudos envolvendo quantificação de sedimentos suspensos de origem difusa em bacias urbanas são menos frequentes que em bacias rurais. Esta situação pode ser atribuída ao tipo de monitoramento requerido para tais estudos, os quais apresentam algumas dificuldades operacionais e de interpretação (JI, 2008; HAUPT, 2009; LI et al., 2011).

A ocorrência de chuvas longas e de baixa intensidade promove um aumento pequeno e paulatino da vazão do rio e baixo transporte de sedimentos. Por outro lado, chuvas rápidas e intensas aumentam muito rapidamente o nível de água e torna-se necessário uma amostragem rápida e contínua que represente a real relação entre a carga de sedimentos e demais materiais transportados pelo escoamento, principalmente devido a curta duração do transporte da carga poluidora.

A necessidade de obtenção destes dados impõe um problema temporal e financeiro, uma vez que as campanhas de monitoramento devem ser realizadas de forma contínua e direta para que eventos de diferentes magnitudes sejam analisados e, assim, seja possível fornecer um perfil realista do comportamento hidrossedimentológico da bacia em estudo.

Devido à grande dificuldade em obter dados realistas e aceitáveis que forneçam informações sobre a relação entre volume de escoamento/vazão e volume de sedimentos, há muito tem-se desenvolvido modelos dos mais simples aos mais complexos a fim de estimar estas cargas poluidoras (YI et al., 2015).

A seguir é apresentada uma rápida descrição de quatro modelos comerciais bastante utilizados para quantificação e determinação de cargas difusas, inclusive sedimentos.

3.2.1. Modelos de cargas difusas

O *Hydrological Simulation Program Fortran* (HSPF) foi criado nos anos 70 nos Estados Unidos e é considerado o modelo hidrológico mais compreensível, flexível e mais acessível. A qualidade da lavagem do escoamento é estimada pelo acúmulo linear com taxas de lavagens proporcionais ao escoamento. Processos como absorção, dessorção, adsorção, ressuspensão de poluentes e sedimentos são opcionais via reações cinéticas de primeira ordem (TSIHRINTZIS;

HAMID, 1997; ZOPPOU, 2001; OBROPTA; KARDOS, 2007). A acurácia do modelo é suscetível a fatores meteorológicos, o qual tem dificuldades na resolução de situações complexas, não sendo sensível a variação espacial e necessitando de um grande número de elementos para calibração (GAO; LI, 2014).

O *Storm Water Management Model* (SWMM) é um modelo dinâmico desenvolvido inicialmente em 1971 que simula a quantidade e a qualidade do escoamento superficial. Foi o primeiro modelo a simular áreas urbanas (OBROPTA; KARDOS, 2007). A lavagem de poluentes simula o decaimento de primeira ordem de oito poluentes conservativos (Sólidos Suspensos e Sedimentáveis, DBO, DQO, NT, PT, Óleos e Graxas, Coliformes Totais), ou seja, as interações dos poluentes não são consideradas, o que o torna pouco sensível na representação verdadeira dos processos naturais físicos, químicos e biológicos, interferindo na calibração do modelo. A modelagem da erosão a partir de superfícies permeáveis é feita pela Equação Universal da Perda de Solo (USLE). A sua versão mais atual (2012) inclui os módulos Atmosférico, Superfície do Solo, Transporte Hidráulico e Águas Subterrâneas. (ZOPPOU, 2001; OBROPTA; KARDOS, 2007).

Soil Water and Analysis Tools (SWAT) é um modelo criado no início dos anos 1990 pelo *United States Department of Agriculture* (USDA) com objetivo de prever o impacto em longo prazo das práticas de agricultura (como plantação, irrigação, fertilização e procedimentos de colheita) na água e nos sedimentos de bacias hidrográficas grandes e complexas com diferentes tipos de uso do solo e condições de manejo (GAO; LI, 2014). Este modelo possui algumas limitações: requer uma quantidade significativa de dados de entrada e parâmetros empíricos; não é adequado para simulações de eventos únicos, variações horárias e diárias, sendo bem ajustado apenas para longos períodos (mensais e anuais) (BORAH; BERA, 2004); não simula bem picos sazonais de vazão e erosão; há dificuldade em manejar/modificar dados de entrada pois o modelo é mais acurado para grandes bacias, as quais são subdivididas em inúmeras unidades de resposta hidrológica (GAO; LI, 2014; NEITSCH et al, 2009).

A primeira versão do *Water Quality Analysis Simulation Program* (WASP) foi criada em 1983, sendo definido como um programa de modelagem dinâmica uni, bi e tridimensional para sistemas aquáticos, incluindo tanto a coluna d'água como a camada subjacente que representa processos de advecção, dispersão, carga poluente pontual e difusa e condições de contorno. As equações governantes do modelo são baseadas no princípio da conservação de massa e podem fornecer previsões bastante acuradas dos parâmetros modelados. No entanto, o modelo WASP

requer uma grande e seleta quantidade de dados de entrada e de calibração, o que dificulta todo o processo (ZIEMIŃSKA-STOLARSKA; SKRZYPSKI, 2012).

Qualquer modelo sempre embute algum tipo de limitação e resultados com grau de incerteza, sendo que os modelos mais sofisticados tendem até mesmo a oferecer uma falsa sensação de acurácia dos resultados (MENESES FILHO; TUCCI, 2003). Modelos detalhados como os citados acima exigem certo dispêndio financeiro, temporal e técnico para sejam obtidas estimativas acuradas de cargas poluidoras (MARSILI-LIBELLI; GIUSTI, 2008).

Métodos ou modelos mais simples fornecem uma identificação rápida e permite uma avaliação crítica quanto aos poluentes em uma bacia. Esta identificação pode ser usada com eficiência até para o manejo e para tomada de decisões, mesmo quando é preciso realizar, juntamente com a modelagem, o monitoramento. Com frequência, os modelos simplificados são baseados em relações empíricas entre as características fisiográficas da bacia, as características da precipitação e do escoamento gerado e o poluente de interesse gerando como resultado a média de cargas poluentes de eventos ou cargas anuais. Apesar de a capacidade de predição destes modelos simplificados não se estender a outras regiões, os dados de entrada são muito reduzidos e a acurácia aceitável (YI et al., 2015).

O modelo mais simples que representa a concentração de poluentes específicos no escoamento superficial é conhecido como Concentração Média do Evento (CME).

3.2.2. Concentração Média do Evento (CME) e “First Flush” (FF)

O modelo da CME é resultado de uma campanha de monitoramento de 2.300 eventos chuvosos em 28 bacias urbanas realizada pelo governo dos Estados Unidos (EPA, 1983). Este método é um dos mais usados no cálculo de cargas de poluentes conectados ao escoamento superficial e pode ser calculado para quaisquer parâmetros de qualidade em um evento chuvoso.

O uso da CME é apropriado para a avaliação da qualidade de corpos hídricos que recebem cargas poluidoras advindas de escoamento superficial urbano. Como os corpos d’água respondem mais lentamente a entrada dos poluentes comparado a velocidade da mudança de vazão, a CME representa a concentração média ponderada de poluentes presentes no escoamento para eventos específicos (LEE et al., 2002).

A CME pode ser matematicamente definida como a massa total de poluentes (M) escoada dividida pelo volume total do escoamento (Ve) durante um evento, conforme mostrado na Eq. (1) (MENESES FILHO; TUCCI, 2003; TAEBI; DROSTE, 2004; ZHAO; SHAN; YIN, 2007; WEI; SIMIN; FENGBING, 2013).

$$CME = \frac{M}{V_e} = \frac{\int C_t Q_t dt}{\int Q_t dt} \quad (1)$$

onde M é a massa de poluentes total (mg); Ve é volume de escoamento total (L); C_t é a função de tempo que representa a curva de concentração de poluentes ($mg L^{-1}$); Q_t é uma função de tempo que representa a curva de vazão de escoamento do evento ($L min^{-1}$).

Na prática, as integrais não são em função de Q_t e C_t , e sim, aproximações criadas pelas medições discretizadas destas variáveis. Assumindo-se que as medições ocorreram no mesmo intervalo de tempo durante o evento, a CME é estimada pela Eq. (2):

$$CME = \frac{\sum_i C_i Q_i}{\sum_i Q_i} \quad (2)$$

onde Q_i e C_i são as medidas de vazão e concentração de poluentes no i-ésimo intervalo. Quanto mais amostras se têm, mais acurada se torna a aproximação da Eq. (2).

Utilizando a média ponderada das vazões durante o evento a Eq. (2) pode ser transcrita para as Eqs. (3) e (4) como segue (STENSTROM; KAYHANIAN, 2005):

$$CME = \sum_i w_i C_i \quad (3)$$

$$w_i = \frac{Q_i}{\sum_i Q_i} \quad (4)$$

onde w_i é o peso da vazão e $\sum w_i = 1$.

Como a quantidade de dados de concentração de poluentes é menor que quantidade de dados de vazão, uma vez estas são medições mais automatizadas e relativamente mais fáceis de serem feitas que as medições de concentração, os pesos devem ser ajustados às medidas de concentração na Eq. (3). Uma maneira de se fazer este ajuste é utilizando a média dos volumes

de vazão de escoamento registrados entre as medidas de concentração, como mostrado na Eq. (5) (STENSTROM; KAYHANIAN, 2005).

$$w_i = \frac{V_i}{\sum_i V_i} \quad (5)$$

onde V_i é o volume correspondente a i -ésima concentração.

A CME é amplamente utilizada na avaliação de cargas de escoamento para eventos individuais e pode variar muito de evento para evento (WEI; SIMIM; FENGBING, 2013; YI et al., 2015).

Após a análise da CME de centenas de eventos foi observado que as concentrações de poluentes do evento não seguem nenhum padrão e a existência de “*first flush*” (FF) no escoamento urbano é questionável. Ainda assim, foi proposto monitorar, modelar e analisar as CMEs (NOVOTNY, 2008).

Uma definição aceita por inúmeros autores é de que o fenômeno do FF ocorre quando, em um evento chuvoso, a maior carga de poluentes é transportada na parte inicial do volume escoado (BERTRAND-KRAJEWSKI; CHEBBO; SAGET, 1998; DELETIC, 1998; LEE et al., 2002; TAEBI; DROSTE, 2004; GNECCO et al., 2005; LI et al., 2007; BACH; MCCARTHY; DELETIC, 2010; WEI; SIMIM; FENGBING, 2013; LI et al., 2014).

Para a determinação da ocorrência de FF a relação entre a massa acumulada e o volume de escoamento acumulado é o mais usado. As curvas adimensionais $M(V)$ indicam a distribuição da massa de poluentes no volume de escoamento e são usadas para comparar as cargas de poluentes em diferentes eventos e de diferentes bacias (BERTRAND-KRAJEWSKI; CHEBBO; SAGET, 1998).

Nas curvas $M(V)$ a variação da massa de poluentes durante o evento é descrito pelas médias de duas curvas: o hidrograma ($Q(t)$) e o polutograma ($M(t)$) de cada poluente considerado, onde Q é a vazão de escoamento ($m^3 s^{-1}$) e M é a concentração ($mg L^{-1}$). Para a mesma bacia estas duas curvas variam para cada evento e dependem da intensidade da precipitação, do período seco antecedente, da massa de poluentes acumuladas na bacia durante o período seco, das características da bacia (área total e impermeável), do sistema de drenagem entre outros fatores (BERTRAND-KRAJEWSKI; CHEBBO; SAGET, 1998; LEE et al., 2002).

Bertrand-Krajewski, Chebbo e Saget (1998) propõem uma metodologia de cálculo de ocorrência e magnitude do FF utilizando a CME, as curvas adimensionais $M(V)$ (Eqs. 6 e 7), cálculo do coeficiente de FF (Eq. 9) e uma relação básica da diferença entre a curva $M(V)$ e a curva bissetriz (Eq. 10).

Para estes autores, as condições para ocorrência do FF são: (a) 80% da massa total seja transportada nos primeiros 30% do volume total de escoamento; (b) no ajuste exponencial da curva, o coeficiente b seja menor que 0,185 e; (c) Δ seja maior que 0,2.

$$C_m = m(t)/M \quad (6)$$

$$E = v(t)/V_e \quad (7)$$

onde C_m é a proporção da massa sedimentos suspensos do evento (adimensional), E é proporção do volume de escoamento do evento (adimensional), $m(t)$ é a massa de sedimentos transportada no tempo t (kg), $v(t)$ é o volume de escoamento no tempo t .

A curva C_m pode ser ajustada por uma função exponencial de E segundo a Eq. (8), onde b é o valor do coeficiente de FF obtido por regressão linear conforme Eq. (9).

$$C_m = E^b \quad (8)$$

$$b = \ln(C_m)/\ln(E) \quad (9)$$

$$\Delta = C_m - E \quad (10)$$

Conforme apresentado por Bertrand-Krajewski, Chebbo e Saget (1998), outras definições de FF podem ser encontradas na literatura como a relação de “20/80” e “25/50” entre escoamento e concentração de poluentes.

Apesar do disseminado uso das curvas $M(V)$ para cálculo de FF, há desacordo na literatura quanto a determinação da presença ou não de FF no evento. Lee et al. (2002), por exemplo,

pontuou que eventos onde as condições estabelecidas por Bertrand-Krajewski, Chebbo e Saget (1998) são satisfeitas são extremamente raros e encontradas em apenas 1% dos casos.

Deletic (1998) utiliza as curvas adimensionais cumulativas de escoamento *versus* concentração de poluente em que o fenômeno é detectado quando mais de 20% da carga total do evento for transportada nos primeiros 20% do volume de escoamento (FF_{20}). Kang, Kayhanian e Stenstrom (2008) também utilizam curvas adimensionais na definição de FF_{20} . Li et al. (2014) também utilizam o conceito de curvas adimensionais ($M(V)$), mas se baseiam na inclinação da curva bissetriz formada nestas curvas, a qual deve ser superior a 45° e ainda, a distância entre a curva $M(V)$ e a bissetriz deve ser maior que 0,2. Esta definição de Li et al. (2014) também é utilizada por Lee et al. (2002). Lee e Bang (2000) consideram como ocorrido o FF quando a razão entre a taxa de carga poluente (C_i/C_t) e a taxa de escoamento (Q_i/Q_t) for maior que 1, ou seja, quando a curva de carga acumulada é posicionada acima da curva acumulada de escoamento.

Li et al. (2007) utilizam apenas o conceito de que se a curva $M(V)$ estiver sobre a bissetriz, a carga lavada é proporcional ao escoamento. Se a curva estiver acima da bissetriz, sugere o FF. Diferente de Deletic (1998) e Kang, Kayhanian e Stenstrom (2008), Li et al. (2007) e Ma et al. (2011) utilizaram FF_{30} como indicador de magnitude do FF.

Piro e Carbone (2014) utilizaram uma metodologia de identificação onde, se a curva $M(V)$ segue um padrão exponencial, houve ocorrência de FF, uma vez que no período inicial do evento uma quantidade desproporcional de massa é lavada pelo escoamento e nos períodos subsequentes não há sedimentos disponíveis a serem removidos pela precipitação. Se a curva $M(V)$ segue um padrão linear, não houve FF. Isto ocorre pois a massa disponível lavada durante o escoamento é proporcional ao volume de escoamento durante todo o evento ou grande parte dele. No estudo de Piro e Carbone (2014), de oito eventos analisados, em cinco não ocorreu FF. Os autores ainda destacam que as curvas $M(V)$ são boas ferramentas para abordagem estatística que leva em consideração a variabilidade da relação precipitação/escoamento (PIRO; CARBONE, 2014).

3.2.2.1. Estudos correlatos

Através da análise estatística de dados de concentrações de poluentes e CME encontrados em 71 estudos, Gobel, Dierkes e Coldewey (2007) desenvolveram uma matriz internacional com a

faixa de concentrações e médias representativas de concentrações dos parâmetros de qualidade do escoamento em superfícies urbanas que mais apresentam impacto ambiental. Nos 12 tipos de superfícies avaliados, os SST estão entre os parâmetros mais relatados nos estudos.

Ao calcular a CME para diversos poluentes, Lee e Bang (2000) concluíram que essas são maiores para bacias em áreas residenciais do que para áreas industriais e que a magnitude da CME dos SST em períodos secos é de 2 a 20 vezes maior que em períodos chuvosos. Resultado diferente do que foi encontrado por Brites e Gastaldini (2007), em que as CME de SST eram bem maiores durante as precipitações e que há correlação significativa entre uso/ocupação do solo e as características da precipitação.

Yi et al. (2015) utilizaram o modelo de CME dentro de outro modelo de regressão não-linear o qual estabeleceu equações específicas de CME que considera as características que mais influenciam a carga poluidora no escoamento (atividade agrícola, dias secos antecedentes, declividade). Ao monitorarem nove bacias rurais na Coreia durante seis meses, os autores observaram que os valores da CME dos SST variaram consideravelmente. Segundo os autores, esta variação pode ser interpretada como influência direta da precipitação e das características individuais de cada bacia, sendo confirmada pela alta correlação encontrada entre precipitação total, intensidade e volume de escoamento.

Alguns estudos utilizam a CME para cálculos de cargas em eventos individuais e outros calculam a carga anual de poluentes da bacia. Meneses Filho e Tucci (2003) estimaram a carga anual de alguns poluentes presentes na bacia do Arroio Moinho (4,5 km²) para alguns cenários populacionais usando dados de CME de outras cidades, densidade populacional, nível de impermeabilização da bacia, coeficiente de escoamento e vazão, analisando ainda a incerteza do algoritmo por simulações de Monte Carlo. É interessante salientar neste estudo houve desvio padrão alto entre os resultados, mas segundo os autores, não foi devido a simplicidade do modelo adotado, e sim devido a utilização de dados não pertencentes à bacia e a incerteza tende a diminuir pelo conhecimento das características da própria bacia simulada.

Ao comparar os resultados de um modelo de regressão simplificado e uma abordagem Bayesiana da relação SST e precipitação (CME), Brodie e Dunn (2010) concluíram que a identificação das variáveis de precipitação dominantes e uma regressão simples fornece uma análise inicial parcimoniosa e adequada das relações entre áreas impermeáveis e escoamento.

Já Lee et al. (2011) afirmam que regressões não-lineares são adequadas na estimativa de CME, mas também apresentam formulações simples para a caracterização da CME. Os autores estabelecem ainda um padrão de ocorrência a partir dos eventos analisados. Os autores observaram, a partir de 50 eventos na área urbana de Gangwon-do (Coreia do Sul) que a CME aumenta com o aumento do volume de escoamento, há um pico de CME quando o volume chega a 70 m³ (geralmente após 20 minutos de precipitação) e entre 70 e 80 m³ ocorre o decréscimo de CME.

O transporte de poluentes é influenciado diretamente pelo tempo de concentração da bacia, considerando que a taxa de erosão está relacionada a acumulação de poluentes e a velocidade do escoamento (KANG; KAYHANIAN; STENSTROM, 2008). Já o FF pode ser influenciado pelo período seco antecedente, pelo uso/ocupação do solo e tipo de superfície lavada pelo escoamento (LEE et al., 2004; CHARTERS; COCHRANE; O’SULLIVAN, 2016).

Lee et al. (2004) observaram que as concentrações de SST foram de 1,5 a 4,5 vezes maiores no início da temporada chuvosa do que final, mesmo quando precipitações eram curtas. Charters, Cochrane e O’Sullivan (2016) viram que uma grande quantidade de SST fica armazenada na superfície rugosa das estradas e assim o escoamento de chuvas com baixa intensidade não tem a capacidade de lavar todos os sedimentos em um evento apenas, tanto que as maiores concentrações de SST foram obtidas no início e na fase final de recessão do hidrograma. Resultado diferente encontrado por Kang, Kayhanian e Stenstrom (2008), em que o FF dos oito eventos analisados está em função do tempo de duração da precipitação.

Manejo da drenagem urbana, controle de processos erosivos e influência da urbanização na qualidade dos corpos hídricos superficiais são temas abordados na quantificação de cargas poluidoras advindas do escoamento superficial. Em termos de qualidade, a contribuição dos diferentes regimes de precipitação na mobilização de sedimentos, a caracterização espacial e temporal das variações hidrossedimentológicas e as mudanças ocorridas durante um evento de chuva são estudos relevantes para bacias rurais e urbanas que sofrem com processos erosivos (NAVRATIL et al., 2012).

A fim de melhorar a acurácia na previsão de processos erosivos e determinação de fontes geradoras de sedimentos, um melhor entendimento sobre a distribuição do tamanho de partículas dos sedimentos suspensos presentes no escoamento superficial também se faz necessário (THOMPSON et al., 2016).

3.3. GRANULOMETRIA DE SEDIMENTOS EM EVENTOS CHUVOSOS

Embora haja inúmeros estudos sobre a quantificação, magnitude e processos que envolvem o transporte de sedimentos em sistemas aquáticos, não há muitos estudos cujo foco seja a distribuição granulométrica dos sedimentos suspensos em eventos chuvosos durante as diferentes fases do hidrograma (MARTTILA; KLOVE, 2015; THOMPSON et al., 2016).

O tamanho das partículas dos sedimentos suspensos transportados em eventos chuvosos depende de diversos fatores os quais podem interagir entre si (MARTTILA; KLOVE, 2015). São eles: os processos que ocorrem dentro do canal, as mudanças na dinâmica de vazões e seções no canal durante a precipitação/escoamento (WALLING et al., 2000; HONG et al., 2016), a tensão de cisalhamento e as condições erosivas tanto do canal quanto na bacia, das condições biológicas do sistema aquático, litologia e tipo de solo da bacia (WALLING; WOODWARD, 1993) e o método de monitoramento destes processos.

Nos sistemas de drenagem em áreas urbanas, a distribuição granulométrica das partículas disponíveis para transporte por escoamento traz algumas informações relevantes. Análises têm mostrado que a massa de poluentes as quais juntam-se aos sedimentos é distribuída ao longo da gradação do tamanho das partículas e seu acúmulo é associado às maiores partículas, quando estas são dominantes. Partículas grosseiras podem ser retidas em sistemas de drenagem diminuindo a capacidade de transporte do volume de escoamento até os corpos receptores (KIM; SANSALONE, 2008).

Nos corpos d'água naturais, as partículas de sedimentos iniciam seu movimento após exceder a tensão de cisalhamento. O movimento dos sedimentos do leito ocorre por rolamento, deslizamento ou saltação, enquanto as partículas que deslocam como carga suspensa são transportadas pelo fluido sem contato frequente com o leito (SARTOR; BOYD, 1972).

Durante o escoamento, partículas de sedimentos com diferentes tamanhos depositadas no fundo do canal não recebem a mesma tensão de cisalhamento que o fluxo e são organizadas aleatoriamente como um montante específico. Quanto mais partículas maiores forem movidas como carga de leito pela velocidade de fluxo, as partículas mais finas saem do montante e aumenta a probabilidade de estas entrarem instantaneamente em suspensão, sendo, portanto, uma quantidade de partículas suspensas maior que a esperada (PAL; GHOSHAL, 2014).

A partir de uma perspectiva física, o tamanho das partículas dos sedimentos suspensos exerce um controle fundamental na sua velocidade de sedimentação e assim, na sua entrada no sistema, transporte e deposição. Obviamente, a deposição mais rápida de partículas maiores resulta numa maior carga de sedimentos suspensos mais finos a jusante. A composição do tamanho das partículas reflete, portanto, as relações entre as fontes de sedimentos, transporte e deposição de partículas suspensas e deve ser vista como uma das principais características da dinâmica de carga de sedimentos de uma bacia hidrográfica (WALLING et al., 2000; PAVANELLI; SELLI, 2013).

O tamanho das partículas tem um papel importante no que diz respeito a adsorção de poluentes. À medida que o tamanho da partícula diminui, a capacidade de troca de cátions aumenta, aumentando, assim, a probabilidade de mais poluentes (nitrogênio, fósforo e metais) conseguirem fixar-se em partículas mais finas. Por exemplo, silte e argila (diâmetro menor que 0,05 mm) são partículas mais propensas a transportar poluentes (WALLING et al., 2000; THOMPSON et al., 2016). Esta situação é comprovada ainda pelo fato de as partículas suspensas raramente serem transportadas individualmente, mas em forma de coloides ou floculadas (MARTTILA; KLOVE, 2015), ou seja, as partículas de sedimentos suspensos agregadas só serão depositadas no leito em determinada vazão e ao incorporar outras partículas (nutrientes, metais pesados, radionuclídeos) (WALLING; WOODWARD, 1993).

As características da precipitação como intensidade e duração também são fatores a serem analisados quanto à mobilização de partículas no escoamento. Em bacias urbanas, a distribuição granulométrica das partículas lavadas para qualquer intensidade pode apresentar, em alguns casos, características similares e, nem sempre o aumento da intensidade da precipitação pode levar a mobilização de partículas maiores ($D > 0,2$ mm) sugerindo que existe uma fração de partículas mais finas, porém mais densas, as quais não são transportadas durante eventos menos intensos (EGODAWATTA; GOONETILLEKE, 2008; EGODAWATTA; THOMAS; GOONETILLEKE, 2009).

Dependendo da intensidade e da duração da chuva, parte do material disponível na superfície pode ser desagregado e/ou dissolvido. Em chuvas curtas, o material solto (geralmente de partículas maiores) torna-se ainda mais desagregado enquanto que, em chuvas longas, partículas fixas podem ser desagregadas. Dependendo da capacidade do transporte pelo escoamento, parte deste material é removido da superfície e a parte que fica torna-se mais fixa

e agregada à medida que ocorre a secagem, sendo mais comum a desintegração e dissolução de partículas pela precipitação/escoamento do que sua remoção (VAZE; CHIEW, 2002).

3.3.1. Estudos correlatos

Walling et al. (2000) identificaram a distribuição granulométrica das partículas de sedimentos suspensos como uma das propriedades físicas mais importantes dos sedimentos fluviais, em termos de fluxo de materiais da bacia (solo) para zonas estuárias e costeiras. Os autores monitoraram duas grandes bacias do Reino Unido, Humber e Tweed, durante quatro anos em épocas chuvosas e secas. Apesar de não encontrarem uma relação clara entre vazão e tamanho do grão transportado, foi observado uma grande quantidade de material grosseiro na ascensão do hidrograma, o que reflete a remobilização deste material durante o início da precipitação, possivelmente armazenado no fundo do leito do canal. À medida que a fonte de sedimentos do canal (leito) se esgota e a contribuição de sedimentos mais finos e de pontos mais distantes da bacia torna-se dominante, os sedimentos suspensos tornam-se mais finos. Consequentemente, o pico da carga de sedimentos suspensos será associado a sedimentos mais finos. Na recessão do hidrograma, o tamanho da partícula permanece constante refletindo a ausência de grandes mudanças nas fontes geradoras de sedimentos. Concluíram ainda que a ausência de relação bem definida entre a distribuição granulométrica e vazão sugere que o tamanho da partícula em suspensão em rios naturais é, neste caso, mais controlado pela fonte geradora do que pela capacidade de transporte ou vazão.

Li et al. (2005) caracterizaram a distribuição granulométrica das partículas presentes no escoamento superficial de ruas em três eventos chuvosos em Los Angeles (EUA). Mais de 97% das partículas apresentaram tamanhos menores que 0,03 mm e o tamanho das partículas diminuíram rapidamente à medida que a precipitação progredia. Foi identificado o fenômeno FF com a notável presença de partículas maiores.

Marttila e Klove (2015) analisaram 204 amostras de sedimentos suspensos com alta carga orgânica na Finlândia. Diferente dos resultados de Walling et al. (2000), os autores observaram que o tamanho e a carga das partículas suspensas na região são dominados por partículas compostas (flocos). De forma geral, os padrões observados do tamanho das partículas e das frações orgânicas são complexos e são afetados não somente pela fonte de sedimentos na bacia, mas também pela produção do floco já dentro da água, o tipo de solo, os processos de chegada de sedimentos, processos biológicos e as dinâmicas de vazão. Outro resultado interessante e

controverso apresentado neste estudo foi de que 90% do material particulado tinha mais de 0,093 mm, o que significa que na região estudada há a ocorrência de partículas maiores em suspensão, porém com baixa densidade (fibras orgânicas).

Selbig e Fienen (2012) verificaram as diferenças dos tamanhos das partículas coletadas por amostradores automáticos em pontos fixos do sistema de drenagem e ao longo da coluna d'água em eventos chuvosos ocorridos em áreas urbanas. Os resultados mostraram maior variabilidade do tamanho das partículas quando coletadas em pontos fixos, no entanto, este e outros estudos apresentados pelos autores concordam que não há diferenças significativas quando há mistura completa na coluna d'água. Amostradores em pontos fixos coletaram amostras com partículas maiores do que os amostradores ao longo da coluna d'água. Isso ocorre devido a densidade da partícula, a qual tende a fazer parte do material de fundo quando é maior e a ficar em suspensão quando é menor.

Charters, Cochrane e O'Sullivan (2015) afirmam que existe um número limitado de estudos sobre as variações das distribuições granulométricas na mesma área (urbana) durante eventos chuvosos individuais e/ou múltiplos. Os autores coletaram amostras com amostrador automático em 15 eventos chuvosos em áreas impermeáveis de uma bacia urbana. Todas as superfícies apresentaram partículas com diâmetro máximo até 0,06 mm. No escoamento das ruas, o diâmetro máximo foi em torno de 0,006 e 0,01 mm, os quais não foram encontrados nas demais superfícies e sugere um tipo de material derivado da degradação dos componentes de veículos como pneus, por exemplo. O escoamento em telhados gerou partículas com diâmetros máximos entre 0,01 e 0,02 mm, sugerindo uma possível corrosão das partículas de cobre dos telhados. Não foram observadas grandes variações nos tamanhos das partículas entre eventos, porém, houve forte correlação entre o tamanho das partículas e as características de precipitação no escoamento das ruas e nas superfícies de concreto.

Usualmente, distribuições granulométricas são utilizadas juntamente com modelos matemáticos para estimar carga de material lavada pelo escoamento. Hong et al. (2016) analisaram tais processos em uma bacia urbana e verificaram que mais de 90% das partículas mais finas eram removidas durante a primeira etapa da precipitação, entre 10-20% de partículas médias eram mobilizadas durante a última parte do evento e a maioria das partículas maiores nem chegava ao sistema de drenagem. Ao investigarem a força governante do processo de transporte das partículas nos sistemas de drenagem, verificaram que os efeitos de precipitação são duas ordens de magnitude maiores que os efeitos da vazão na superfície e que ocorre a

situação contrária nos sistemas de drenagem. Observaram ainda que há maior heterogeneidade na faixa de dimensão de partículas presentes nas superfícies. É importante ressaltar que tais estudos de lavagem de cargas não monitoraram o corpo d'água e sim o material presente nos sistemas de drenagem e/ou superfícies da bacia (ruas, sarjetas etc.).

Westerlund e Viklander (2006) também observaram uma rápida lavagem de partículas menores (0,004 mm a 0,009 mm) durante o início de certos eventos e que a quantidade de partículas mais grosseiras variou durante o evento devido, possivelmente, a maior dependência da intensidade da precipitação. Eventos com alta vazão tenderam a transportar partículas de diversos tamanhos em diferentes momentos enquanto que eventos com baixa vazão transportaram partículas diferentes de forma conjunta (ao mesmo tempo). Os autores concluíram que durante o período chuvoso os fatores mais importantes em termos de influência na concentração do material eram o período seco antecedente entre eventos, a intensidade da vazão e o material disponível na superfície.

Assim como Hong et al. (2016), Ying e Sansalone (2010) verificaram uma maior heterodispersividade na faixa granulométrica das partículas presentes na superfície urbana na bacia de Baton Rouge (Lousiana, EUA) e que 50% das partículas diminuiriam consideravelmente de tamanho no escoamento (de 0,33 mm para 0,09 mm) e mais ainda na porção final do sistema de drenagem (de 0,099 mm para 0,014 mm).

É possível perceber que uma compreensão mais aprofundada quanto ao tamanho das partículas nos processos de mobilização e transporte dos sedimentos é crucial para melhor entender a dinâmica dos sedimentos suspensos em bacias urbanas (WALLING et al., 2000) e que, notadamente, os efeitos da precipitação influenciam o diâmetro das partículas nas superfícies impermeáveis e que, em termos de escoamento, a fonte geradora pode ter um papel fundamental.

Uma forma muito utilizada de avaliar qualitativamente o comportamento dos sedimentos suspensos e sua geração durante os eventos chuvosos é pelo estudo dos fenômenos de histerese.

3.4. HISTERESE

Os estudos têm mostrado que uma grande carga de sedimentos é transportada durante eventos isolados e que a relação entre concentração de sedimentos e escoamento é altamente variável

(ARAÚJO et al., 2012). Esta relação frequentemente exibe uma forma cíclica conhecida como o fenômeno da histerese (LLOYD et al., 2016), onde o transporte de sedimentos é qualitativamente analisado de acordo com as formas e direções de laços de histerese.

A relação gráfica entre vazão (Q) e concentração de sedimentos suspensos (CSS) frequentemente apresenta um comportamento que varia em função de um intervalo de tempo entre os picos de vazão e sedimentos (FAN et al., 2013). Através dos gráficos é possível identificar comportamentos que refletem as fontes de sedimentos suspensos (RAMOS et al., 2015) e indicam quais são os processos que contribuem na disponibilização e transporte de escoamento e sedimentos (NADAL-ROMERO; REGUÉS; LATRON, 2008; MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011; AICH, ZIMMERMANN, ELSENBEER, 2014; RAMOS et al., 2015).

Os diferentes tipos de espalhamento dos dados nos gráficos, inclinação das linhas ou curvas e sua direção geram cinco classes básicas de laços de histerese (Figura 3.1). Cada classe é caracterizada por um critério matemático simples e objetivo onde é feita a comparação entre as razões Q-CSS para o mesmo valor de Q na subida e descida do hidrograma (WILLIAMS, 1989; FAN et al., 2013).

As classes são apresentadas a seguir e descritas por Willians (1989): 1) Linha Única; 1.1) Linha Reta; 1.2) Curva Ascendente; 1.3) Curva Descendente; 2) Laço Horário; 3) Laço Anti-Horário; 4) Linha Única e Laço e; 5) Figura Oito. As formas gráficas do fenômeno de histerese na relação Q-CSS sofrem influência direta das características dos hidrogramas e sedimentogramas (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011).

3.4.1. Tipos de histerese

Os diferentes tipos de laços de histerese podem ser causados pela distribuição e intensidade da precipitação na bacia, tempos de viagem da onda de cheia e da onda de sedimentos, processos de depleção-mobilização-ressuspensão e armazenamento de sedimentos no leito do rio, características ambientais e físicas da bacia como temperatura, rede de drenagem, umidade do solo, cobertura vegetal, uso/ocupação do solo, atividade humana, entre outros (WILLIAMS, 1989; KLEIN, 1984; ARAÚJO et al., 2012; EDER et al., 2010; FANG et al., 2015; GAO; JOSEFSON, 2012; LLOYD et al., 2016; NADAL-ROMERO; REGUÉS; LATRON, 2008). As classes de histerese são descritas a seguir.

O laço tipo “Linha Única” (Figura 3.1a, 3.1b e 2.1c) é o representante mais simples da relação Q-CSS. Os picos de Q e CSS são simultâneos, seus gráficos possuem a mesma inclinação e, na distribuição temporal, possuem o mesmo grau de espalhamento. As variações relacionadas à curvatura da linha dizem respeito às diferenças nos graus de espalhamento entre os dois gráficos. Este tipo de histerese tem sido relacionado à produção ininterrupta de sedimentos durante todo o evento chuvoso e a concentração de sedimentos suspensos aumenta e diminui em sincronia direta com a vazão.

O laço tipo “Linha Única e Laço” (Figura 3.1d) indica que, em menores valores de Q (início e fim do hidrograma), a CSS varia diretamente com Q e que, em vazões mais elevadas (meio do hidrograma) a concentração não é sincronizada à Q.

O laço do tipo “Horário” (Figura 3.1f, 3.1g e 3.1h) é o mais comum para a maior parte dos rios, em que os maiores valores de CSS ocorrem na ascensão do hidrograma e os menores ocorrem no momento da recessão. O laço horário ocorre quando a fonte de sedimentos é o próprio canal (KLEIN, 1984) e pode ser explicado pelo mecanismo do FF, onde a maior parte dos sedimentos armazenados durante o período seco é rapidamente mobilizada, causando o pico de CSS antes do pico de Q no hidrograma. Neste processo ocorre a depleção da quantidade de sedimentos durante a cheia devido à cessação de desagregação de partículas de solo com o fim da precipitação (GELLIS, 2013) devido à possível baixa disponibilidade de sedimentos na bacia ou devido à ocorrência de uma chuva muito intensa.

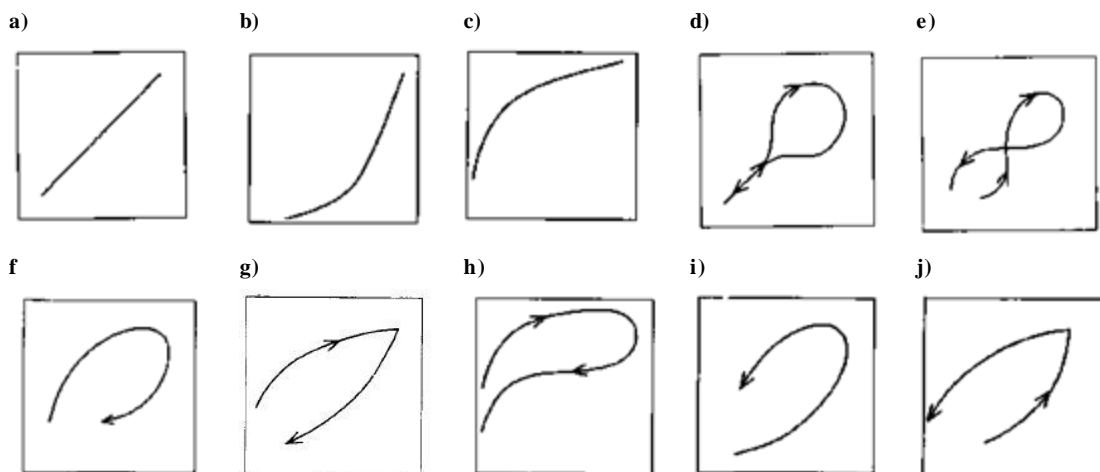
O laço “Anti-horário” (Figura 3.1i e 3.1j) pode ser resultado do tempo de viagem da onda de cheia/fluxo de sedimentos até o ponto de monitoramento. A velocidade da onda de cheia é maior que a velocidade média do rio e, como os sedimentos suspensos tendem a ser transportados a uma velocidade muito próxima a velocidade do rio, o fluxo de sedimentos é mais lento do que a onda de cheia. Este atraso também é explicado pelas irregularidades do canal que inibem mais o movimento das partículas do que o movimento da água. A alta erodibilidade do solo unida a um longo processo erosivo durante a cheia pode produzir um comportamento de laço anti-horário. A própria variabilidade na distribuição das precipitações e da produção de sedimentos na bacia pode retardar o pico de CSS em um evento chuvoso.

O laço de histerese do tipo “Figura Oito” (Figura 3.1e) indica um comportamento oposto entre os mesmos valores de Q, os quais podem produzir valores da relação Q-CSS bastante diferentes entre si. Mesmo quando o pico de Q ocorre antes do pico de CSS ou quando o pico de CSS

ocorre antes de Q, nem sempre são formados os laços horário e anti-horário, respectivamente. O laço Figura Oito pode acontecer independentemente de qual pico ocorra primeiro.

Uma vez que os padrões de histerese na relação Q-CSS são resultantes dos efeitos das interações entre processos que determinam vazões e o transporte de sedimentos durante o evento (FANG et al., 2015) e, tendo em vista que estes processos são muito variáveis e complexos, pode haver a ocorrência de laços conhecidos como “complexos” ou mesmo não haver histerese. Os laços complexos, usualmente, são caracterizados pela presença de vários laços em um mesmo evento como observado por diversos autores (NADAL-ROMERO; REGUÉS; LATRON, 2008; PERAZA-CASTRO et al., 2016; GELLIS, 2013; FAN et al., 2013; FANG et al., 2015; ZIEGLER et al., 2014).

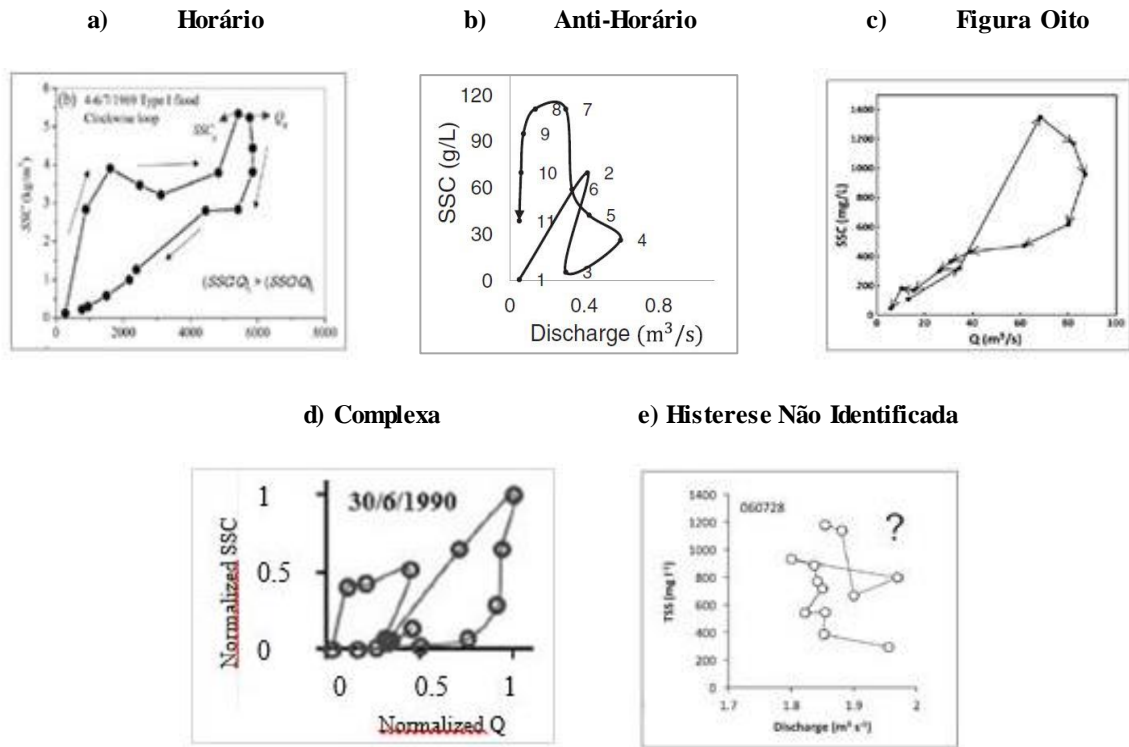
Figura 3.1 - Gráficos ilustrativos de alguns tipos dos laços de histerese. Pode haver variações destas formas: a, b, c) Linha única; d) Linha única e Laço; e) Figura Oito; f, g, h) Horária; i, j) Anti-Horária.



Fonte: Williams (1989).

A Figura 3.2 apresenta alguns dos tipos de laços de histerese citados.

Figura 3.2 – Alguns laços de histerese encontrados na literatura.



Fontes: a) Sun et al., 2016 (Bacia de Loushui, China); b) Poulernard et al. (2012) citado por Vercruyse, Grabowski, Rickson, 2017 (Alpes franceses); c) Gao, Josefson, 2012 (Bacia de Oneida Creek, EUA); d) Fang et al., 2015 (Bacia de Yunxigou, China); e) Ziegler et al., 2014 (Bacia de Mae Sae, Tailândia).

3.4.2. Estudos correlatos

Warrick, Melack e Goodridge (2015) analisaram a variabilidade das cargas de sedimentos suspensos em pequenas bacias costeiras na Califórnia (EUA) utilizando amostradores automáticos e análises de regressão. Além da grande variação de concentração de sedimentos (de 1 a mais de 100.000 mg L⁻¹), os sedimentos apresentaram baixa correlação com a vazão de escoamento e alta correlação com vazões de pico elevadas e com a precipitação do evento. Histerese horária, anti-horária, complexa e eventos sem histerese foram observados. Os autores definiram que as histereses horária e anti-horária ocorreriam quando ao menos uma ordem de magnitude de diferença nas concentrações fosse observada entre as vazões de escoamento equivalentes durante a subida e a descida do hidrograma. Se as concentrações variassem menos que uma ordem de magnitude, o evento era considerado sem histerese e se fossem maiores, mas sem um padrão consistente, o evento era considerado complexo.

Ramos et al. (2015) monitoraram durante três anos hidrológicos (21 eventos) um curso d'água efêmero em Portugal, o rio Enxoé, com o intuito de conhecer a contribuição dos eventos de precipitação no transporte de sedimentos e nutrientes. Períodos chuvosos e não chuvosos foram monitorados utilizando um amostrador automático e uma sonda, onde foram coletadas 176 amostras. Concluíram que as dinâmicas de sedimentos e nutrientes estão associadas com a capacidade de transporte do rio e a disponibilidade de partículas na bacia, além de apresentarem variações estatisticamente significativas entre períodos anuais e sazonais (estações do ano). No entanto, a maior porção foi transportada de áreas de agricultura durante períodos de estiagem pela vazão subsuperficial.

Nadal-Romero, Regués e Latron (2008) observaram 3 tipos de laços histeréticos nos eventos monitorados - além daqueles que não classificados devido à alta complexidade do evento (Horário, Anti-Horário e Figura Oito) - sendo os laços Anti-Horários predominantes. Segundo os autores, os fatores principais da rápida resposta dos sedimentos estão relacionados ao tamanho do rio e a localização das encostas íngremes próximas ao canal principal.

Aich, Zimmermann e Elsenbeer (2014) monitoraram 5 eventos em um período de 2 meses durante 3 anos seguidos para uma avaliação rápida da histerese na bacia de Lutzito (Panamá). A histerese horária foi a mais comum e pode ter havido rápida exaustão dos sedimentos na bacia. Os autores afirmam que análises rápidas com poucos eventos são úteis para mostrar o funcionamento básico da relação entre CSS e escoamento nas áreas em estudo (padrão predominante de histerese), podendo fornecer informações mais profundas sobre o transporte de sedimentos, caso sejam capturados eventos complexos (picos múltiplos).

Eder et al. (2010) avaliaram a significância da histerese na estimativa de cargas de sedimentos suspensos a partir de dados de turbidez de 19 eventos na bacia de Petzenkirchen (Áustria). Ao levar em consideração os efeitos da histerese no modelo, as curvas-chave obtiveram leve melhora de eficiência (Nash-Sutcliffe), mesmo em eventos com picos múltiplos de concentração de sedimentos. Nos eventos com escoamento total baixo, intensidade de precipitação e umidade de solo médias, o laço tipo "Figura Oito" foi o mais presente. Em eventos mais longos com baixa intensidade, o pico de CSS foi mais rápido que o pico de Q, levando a histerese do tipo "Horária". Vale salientar que os autores observaram que para o cálculo de carga total, os eventos individuais apresentaram melhor estimativa do que para o cálculo de carga de todos os eventos juntos.

Fang et al. (2015) encontraram relações altamente variáveis entre CSS e Q. Utilizaram dados normalizados de Q e CSS para as análises de histerese, modificando a metodologia de Lawler et al. (2006). A maioria dos 24 eventos monitorados (17) apresentaram laço “Horário” que, entre as explicações dos autores, pode ser devido ao pequeno tamanho da bacia, rápida depleção de sedimentos disponíveis e a contribuição de sedimentos presentes no canal. Foram identificados ainda laços classificados como “complexos” que foram definidos como um laço seguido de outro no mesmo evento. Os laços “complexos” foram caracterizados por chuvas longas e picos extremos de Q. Os autores concluem que um único evento pode contribuir muito para a CSS e para a alta variabilidade da relação Q-CSS.

Girolamo, Pappagallo e Lo Porto (2015) analisaram a variabilidade do transporte de SST e identificaram os tipos de laços histeréticos de 21 eventos no Rio Celone (Itália). Utilizaram um amostrador automático, além de transformação logarítmica dos dados de Q e CSS. Os resultados indicaram que 34% da variância é explicada por fatores como intensidade e distribuição espacial da chuva, cobertura vegetal e manejo do solo. Ao separar as vazões em classes, a correlação entre Q e CSS diminuiu consideravelmente. A equação que mais se ajustou ao estudo foi a polinomial com dados log transformados, mas ainda assim, foi observado a subestimação das CSS anuais. No entanto, os autores afirmam que curvas de ajuste são suficientes na representação e estimativa do transporte de SST pela Q. Diferente de Eder et al. (2010) e Fang et al. (2015), o laço “Horário” foi identificado em eventos com alta intensidade e isolados. Vários tipos de histerese foram observados quando ocorreram picos múltiplos de Q no mesmo evento, evidenciando que a geração de SST sofre influência de inúmeras variáveis de precipitação e da bacia.

A interpretação de laços de histerese de sedimentos suspensos tem longa tradição em estudos geomorfológicos e é regularmente usada na inferência de processos geomórficos na bacia e distribuição espacial de fontes de sedimentos (AICH; ZIMMERMANN; ELSERBEER, 2014). No entanto, padrões de histerese são, por vezes, ambíguos e podem ser atribuídos a diferentes fenômenos dependendo das características e tamanho da bacia (VERCRUYSSSE; GRABOWSKI; RICKSON, 2017), das atividades realizadas na bacia (GELLIS, 2013), dos padrões de precipitação (NAVRATIL et al., 2012; PERAZA-CASTRO et al., 2016), das estações do ano (GIROLAMO; PAPPAGALLO; LO PORTO, 2015), da geomorfologia do canal (ZIEGLER et al., 2014; PIETRON et al., 2015), da rede de drenagem entre outros.

Interpretar padrões de histerese em eventos isolados não é uma tarefa fácil e não deve ser feita de forma isolada de outros estudos, pois não permitem a avaliação quantitativa, mas qualitativa da contribuição de fontes geradoras de sedimentos na bacia (AICH; ZIMMERMANN; ELSENBEER, 2014).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDO

O trecho em estudo da bacia do Rio das Antas está localizado no município de Anápolis, Goiás, região central do Brasil e possui uma área de drenagem de, aproximadamente, 14 km², compreendido entre as coordenadas geográficas -16.31666, -48.93333 e -16.41666, -48.98333 graus (Figura 4.1). O ponto mais alto do trecho em estudo possui uma altitude de 1.158 m e a parte mais baixa, 988 m.

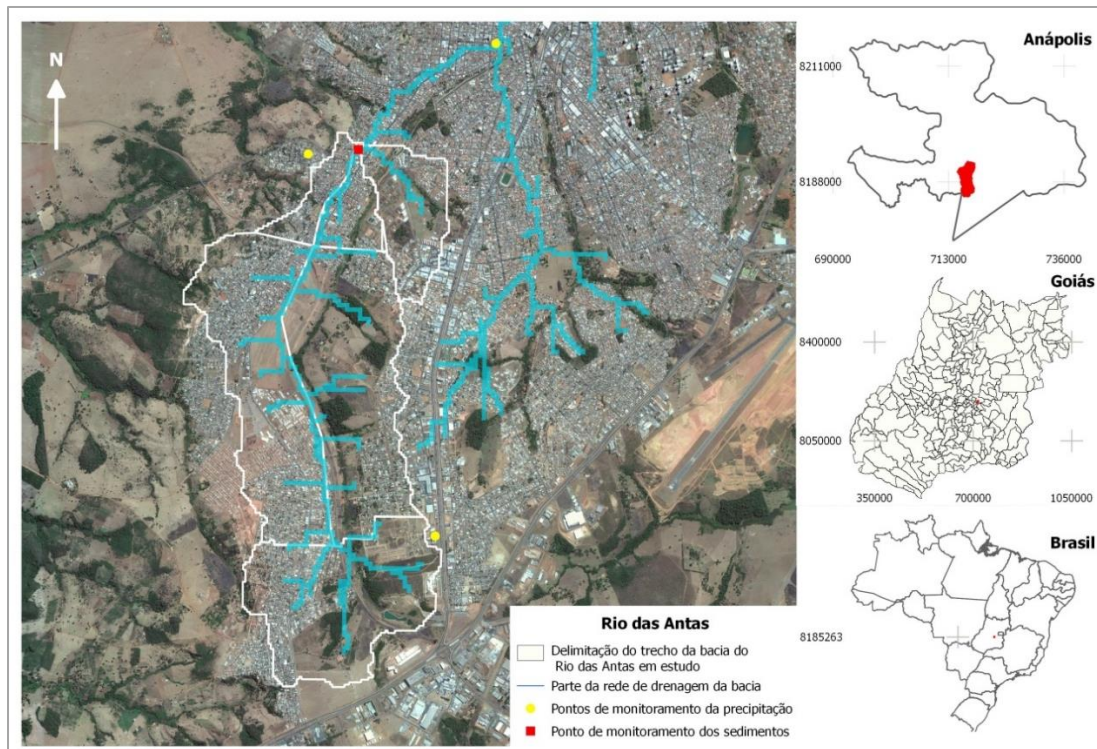
O clima predominante na região, segundo a classificação de Koppen-Geiser, está enquadrado no tipo Aw, caracterizado como clima úmido tropical, com estação seca no inverno. Conforme registros da estação meteorológica mais próxima, localizada em Goiânia, Goiás (-49,25 O, -16,66 S e altitude 742 m), no período de 1996 a 2015, a temperatura mínima média anual foi de 17,8 °C, sendo que os menores valores ocorreram em julho de 1996 e 2000 (13,6 °C) e o maior, em outubro de 2005 (21,3 °C). A média anual das máximas foi de 28,1 °C, os meses de maior valor foram setembro de 2010 (35,8°C) e setembro de 2015 (35,9 °C), e o de menor valor foi em junho de 1997 (27,7 °C). A precipitação média anual para o mesmo período foi de 1.626,8 mm e variou de 1.051,9 mm (1999) a 1.906,9 mm (2005), sendo que o período chuvoso começa em Outubro e finaliza em Abril.

A geologia da região é composta, predominantemente, por rochas de Associação Ortogranulítica do complexo Anápolis-Itaçu (Charnockito, Serpentinó, Talco Xisto, Metagabro, Metanorito e Metapiroxenito), cobertura Dentrito-Lateríticas ferrugininosas (Aglomerado de areia, argila, laterito e silte) e Depósitos Aluvionares (Areia, Argila, Cascalho e Silte). O complexo Anápolis-Itaçu está presente no sistema aquífero Cristalino Sudeste (SACSE). Quanto à geomorfologia da bacia do Rio das Antas, as categorias presentes são a Superfície Regional de Aplainamento II (SRA IIA) e as Zonas de Erosão Recuante (ZER), estando localizadas em sua foz (GOIÁS, 2006).

Os tipos de solos predominantes no trecho da bacia em estudo (Figura 4.2) são associação de Latossolo vermelho-escuro e Latossolo roxo, ambos distróficos A (Led2), totalizando 73,3 % da área total das sub-bacias, seguido da associação de Latossolo vermelho-amarelo de textura argilosa e Latossolo vermelho-amarelo petroplântico ou endopetroplântico (LVd3) e da

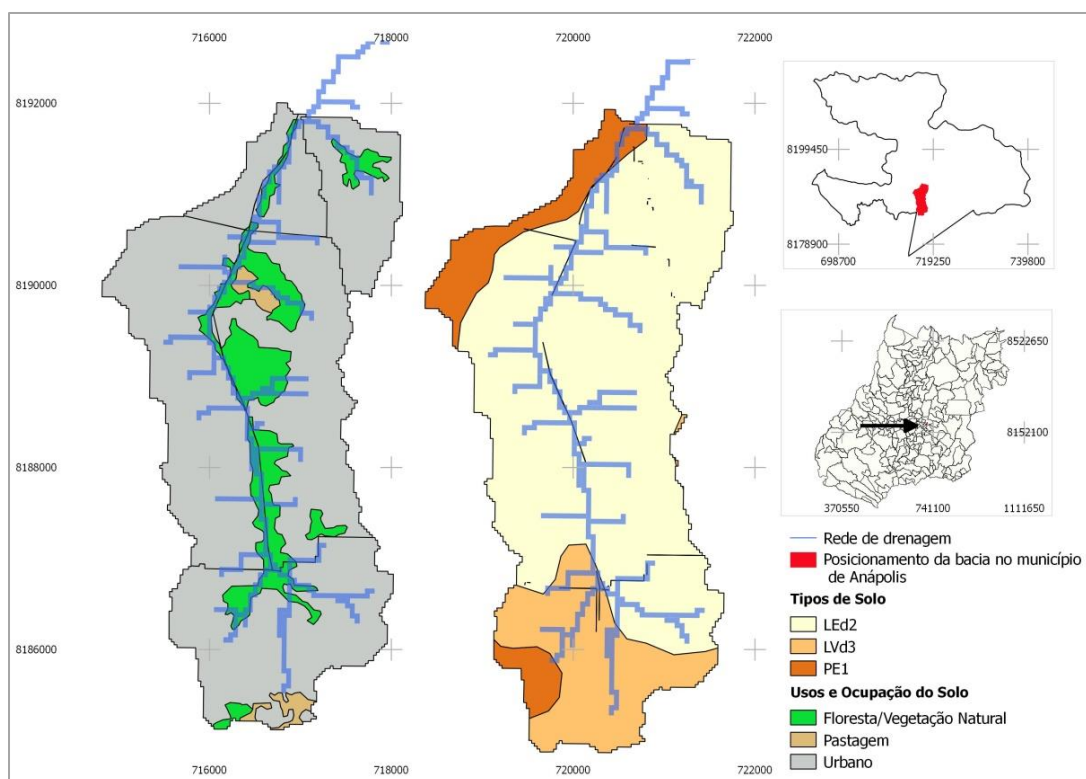
associação de Podzólico vermelho-escuro eutrófico ou distrófico (PE1), com 17,1%, 9,6% respectivamente.

Figura 4.1 - Localização geográfica da bacia em estudo e dos pontos de monitoramento presentes no trecho.



Quanto ao uso do solo, observa-se uma predominância de 84 % de ocupação urbana no trecho em destaque, tendo poucas áreas de vegetação natural, agricultura e de pastagem que correspondem a 14,6 % e 1,4 % do território das sub-bacias, respectivamente, e o restante é ocupado pela vegetação natural remanescente (Figura 4.2). Portanto, é notório que, no trecho em estudo, os solos predominantes (Latosolo vermelho-escuro e Latossolo roxo) são ocupados pela área urbana e pela agricultura, onde se encontra o berço da principal nascente do Rio das Antas, sendo altamente impermeabilizado e adensado populacionalmente, o que influencia diretamente na recarga e poluição de aquíferos.

Figura 4.2- Mapa do trecho da bacia do Rio das Antas mostrando os tipos de solo e de uso do solo predominantes e a sua localização no município de Anápolis, Goiás.



4.2. MONITORAMENTO

A precipitação na bacia urbana do Rio das Antas foi monitorada desde Março de 2016. O monitoramento da vazão e a amostragem de sedimentos começaram em Novembro de 2016 e finalizaram em Março de 2017. Para obtenção de dados mais significativos para todo o trecho, os equipamentos para monitoramento da vazão e coletas de amostras de água foram instalados no exutório do trecho da bacia.

Apesar de monitoramentos longos serem a prática mais usual, Aich, Zimmermann e Elsenbeer (2014) afirmam que, mesmo uma série de dados restrita a alguns poucos eventos (5 eventos), o que é comum para avaliações rápidas, são úteis na identificação básica de padrões de histerese.

4.2.1. Precipitação e Vazão

Para a medição da precipitação foram utilizados pluviógrafos em três pontos na região da bacia em estudo. O critério de escolha dos pontos foi o posicionamento dos pluviógrafos na bacia,

viabilidade de acesso para manutenção dos equipamentos e coleta de dados e a segurança dos equipamentos.

Os pluviógrafos são do tipo báscula (*Onset*®) onde a água é recolhida pela parte superior do equipamento e dirigida para duas cubas basculantes articuladas por um eixo central. Cada movimento das cubas equivale a uma altura precipitada de 0,2 mm e o aparelho registra o número de movimentos e o tempo em que ocorre cada movimento.

A Figura 4.1 mostrada anteriormente apresenta a localização dos três equipamentos: Pluviógrafo 1 próximo à nascente, Pluviógrafo 2 próximo ao ponto de monitoramento de sedimentos e o Pluviógrafo 3, operado pela Agência Nacional das Águas, localizado após o ponto de monitoramento de sedimentos.

Foi utilizado o Método Curva Número (SCS – CN) para estimar a precipitação efetiva de cada evento. Assume-se que as perdas iniciais são equivalentes a 20% da capacidade de armazenamento máximo do solo, ou seja, 80% da quantidade de precipitação total produzirá escoamento naquela área (USDA, 1986). O método SCS-CN se aplica melhor a bacias com menos de 250 km², adaptando-se melhor em cursos d'água com vazões de base pequenas (CUNHA et al., 2015).

As leituras do nível da água durante os períodos de monitoramento foram realizadas por intermédio da conversão de dados de pressão absoluta registrados por *data loggers*. Foram utilizados dois linígrafos (modelo U20-001-04 HOB0®) capazes de registrar dados de temperatura, pressão barométrica e nível da água.

A pressão absoluta lida pelos equipamentos inclui a pressão atmosférica e a pressão da coluna d'água. A fim de compensar as mudanças de pressão decorrentes das variações de temperatura, foi instalado um *data logger* fora da água e um dentro do rio.

O cálculo da diferença entre a pressão atmosférica e a pressão dentro da água é feita pelo *software* usado para descarregar os dados dos linígrafos. Assim, utilizando o assistente de compensação de pressão disponível no *software* foi possível obter as leituras do nível da água minuto a minuto.

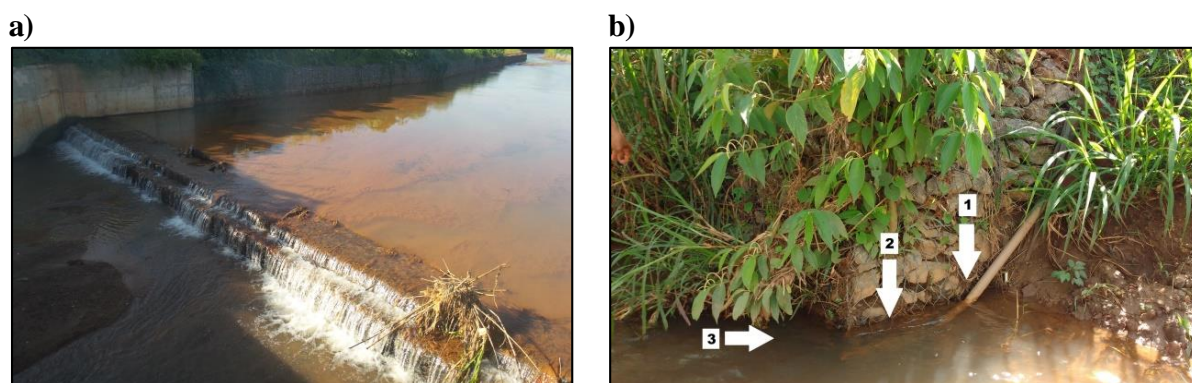
De posse dos valores de altura de escoamento, as vazões foram calculadas pela fórmula de Francis para vertedores retangulares (Eq. 11), pois o exutório do trecho em estudo possui um vertedor (Figura 4.3a).

$$Q = 1,838 \cdot L \cdot H^{3/2} \quad (11)$$

onde Q é a vazão calculada ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), L é a largura da soleira, ou seja, a largura do rio (m) e H é a distância vertical entre a soleira e o nível da água (m).

A Figura 4.3b mostra parte da estrutura instalada, o posicionamento do linígrafo submerso e do sensor de nível pertencente ao amostrador automático.

Figura 4.3 - a) Vertedor a jusante do ponto de monitoramento; b) Localização dos equipamentos submersos: 1. Tubo PVC contendo a mangueira de sucção e o cabo do sensor de nível; 2. Localização do sensor de nível e do linígrafo (em paralelo); 3. Localização do filtro coletor de água.



4.2.2. Concentração de Sedimentos

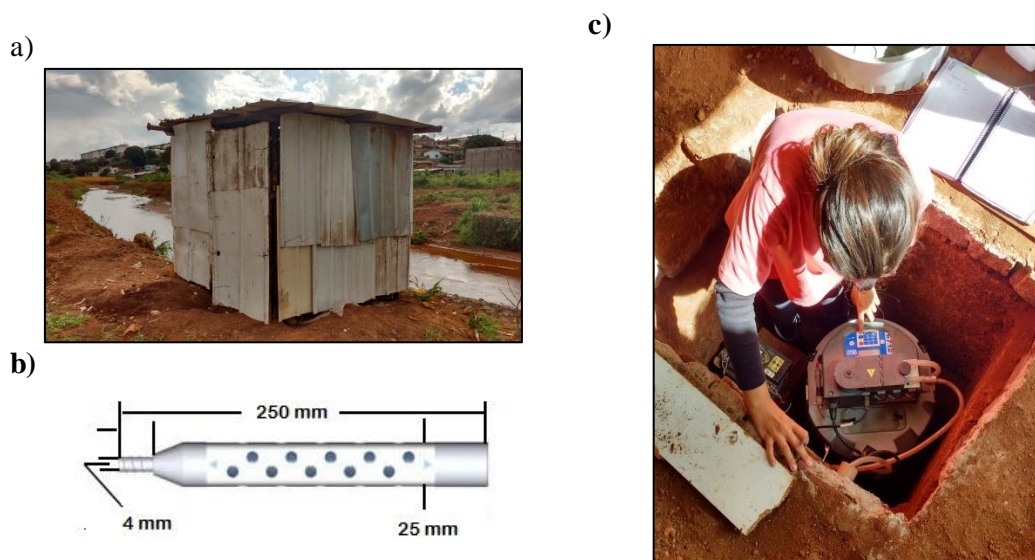
A concentração dos sedimentos refere-se às frações de sólidos totais e suspensos presentes nas amostras de água coletadas durante os eventos chuvosos. Para a coleta de amostras das águas do Rio das Antas foi construída uma estação de monitoramento para abrigo dos equipamentos (Figura 4.4a). Foi utilizado um amostrador automático modelo ISCO 6712® com 24 garrafas capazes de armazenar 1 litro de amostra em cada recipiente. À medida que o nível da água do rio aumenta, o amostrador é acionado a partir do registro feito pelo sensor de nível conectado a ele coletando, assim, as amostras com intervalo de tempo programado. O filtro coletor de amostras (Figura 4.4b) foi fixado a 20 cm do fundo do rio de maneira que o efeito da

ressuspensão de sedimentos fosse minimizado e que o coletor não fosse soterrado em eventos extremos.

Os amostradores automáticos são umas das formas mais caras para análises desta magnitude, porém permitem a coleta de amostras instantaneamente e em sincronia com o aumento da vazão consequente da precipitação, possibilitando uma melhor resolução temporal na caracterização do fluxo de sedimentos suspensos (HADDADCHI et al., 2013).

Inicialmente, o amostrador coletava as amostras em intervalos de níveis determinados no momento de sua programação a cada novo evento. A partir de Fevereiro de 2017, a programação determinava um nível mínimo para o início da amostragem e o equipamento coletava com intervalo de cinco ou dez minutos, finalizando a amostragem quando todas as garrafas estivessem cheias ou quando o nível do rio ficasse abaixo do nível mínimo de coleta pré-estabelecido, voltando a coletar quando este fosse novamente atingido. A cada semana o amostrador era reprogramado (Figura 4.4c) tendo como base o nível lido pelo sensor no momento da programação juntamente com o valor lido pelo linígrafo, sendo possível ajustar a leitura do sensor sincronizando-a ao nível registrado pelo linígrafo.

Figura 4.4 - a) Estação de monitoramento de sedimentos vista de fora; b) filtro coletor de amostras; c) momento de programação do amostrador.



Para a preparação dos sólidos totais, as cápsulas permaneciam em forno mufla a 500°C por 30 minutos e, após retornarem à temperatura ambiente, eram pesadas. Depois da pesagem, 100 mL de amostra eram colocados em cápsulas de porcelana de 125 mL em estufa a 105°C até a

secagem completa. Após retornarem à temperatura ambiente, eram novamente pesadas. Os sólidos dissolvidos foram calculados subtraindo os sólidos suspensos dos sólidos totais.

Para a preparação dos sólidos suspensos, cadinhos de porcelana com membranas de celulose de 47 μm eram colocadas em estufa a 105°C por uma hora após serem usadas para filtrar água destilada para lavagem da membrana. Após esfriar e pesar o cadinho com a membrana, 100 mL de amostra eram filtrados com o auxílio de uma bomba a vácuo e a membrana era colocada em estufa a 105°C por, no mínimo, uma hora e, após esfriar eram pesadas.

A turbidez foi medida em laboratório utilizando um turbidímetro de bancada com precisão de 2%.

4.2.3. Granulometria

O dimensionamento das partículas e a distribuição granulométrica das amostras de sedimentos suspensos foi realizada por granulometria a laser no Laboratório de Geotecnia da Escola de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Goiás. O aparelho utilizado foi o granulômetro a laser modelo S-3500 de via úmida fabricado pela Microtrac®.

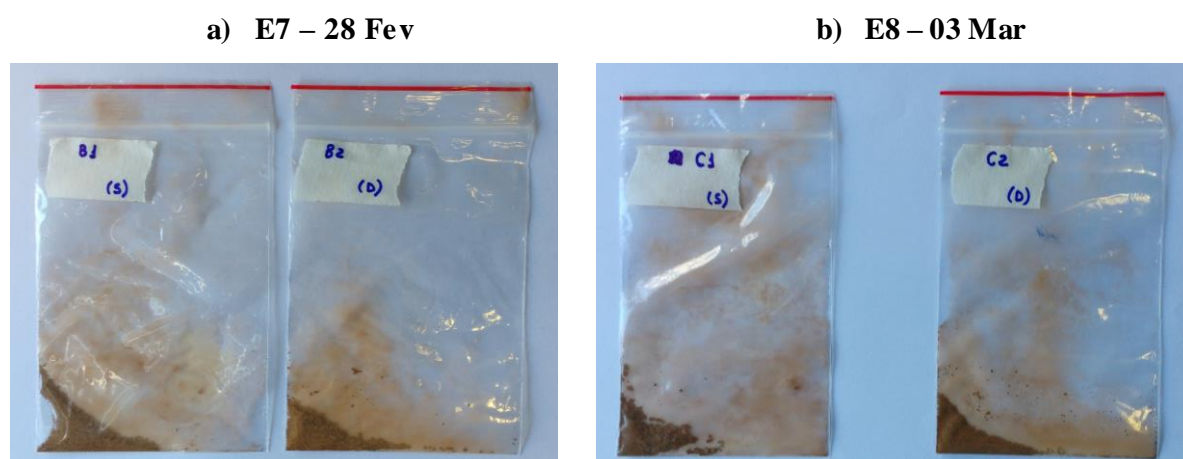
O ensaio não dispõe de normalização brasileira para regulamentação. A metodologia utilizada foi a indicada pelo fabricante do aparelho com adaptações desenvolvidas pelo estudo de Ribeiro et al. (2014) para solos tropicais.

O referido granulômetro analisa o tamanho das partículas mediante três diodos de raio laser vermelho projetados com a finalidade de caracterizar o tamanho das partículas de modo preciso, medindo partículas na faixa de 2,0 mm (2000 μm) a 0,0000215 mm (0,021 μm).

Inicialmente, as amostras ensaiadas foram deixadas em repouso para que as partículas pudessem sedimentar, posteriormente foram levadas ao banho-maria para secagem do excesso de água na temperatura 85 °C. Ao diminuir o volume de água, o restante da amostra foi retirado do banho-maria e colocado no dessecador em temperatura ambiente para finalização da secagem a fim de não danificar as partículas do material. O material coletado teve sua massa determinada em balança de precisão (0,001g), embalado em sacos plásticos até a leitura em granulômetro. Algumas amostras analisadas são mostradas na Figura 4.5.

Para a determinação de como os sedimentos presentes nas amostras de água seriam analisados pelo granulômetro, inicialmente, optou-se por secar cada uma das amostras dos eventos escolhidos. No entanto, foi verificado nas primeiras análises que a quantidade de material presente nos sacos plásticos não seria suficiente para a leitura. Optou-se, então, pela amostragem composta de sedimentos coletados durante a ascensão e recessão do hidrograma. Dessa forma, cada evento possui duas amostras compostas de dois grupos de amostras de sedimentos: o Grupo A que corresponde a todas as amostras coletadas durante a fase inicial até o pico do hidrograma e o Grupo R composto por todas as amostras de sedimentos coletadas durante a recessão do hidrograma.

Figura 4.5 – Amostras de sedimentos suspensos secas e prontas para as análises granulométricas do dia 28 de Fevereiro de 2017 (a) e 03 de Março de 2017 (b), sendo que “s” é a ascensão do hidrograma e “d”, a recessão.



Visto que as amostras se tratavam de partículas de solo e, como o solo tropical local é muito intemperizado, é comum a presença de agregações dos grãos presentes. Imediatamente antes do ensaio algumas amostras apresentaram porções de sedimento em forma de plaquetas (cascas de solo ressecado), as quais foram desfeitas por fricção dentro da embalagem plástica (destorroamento). As amostras, então, passaram pela peneira 2 mm (limite superior do equipamento). Cabe salientar que todo material passou pela peneira não ficando nada retido. O ensaio em granulômetro requer pequenas quantidades para determinação dos resultados (aproximadamente 2 mm³).

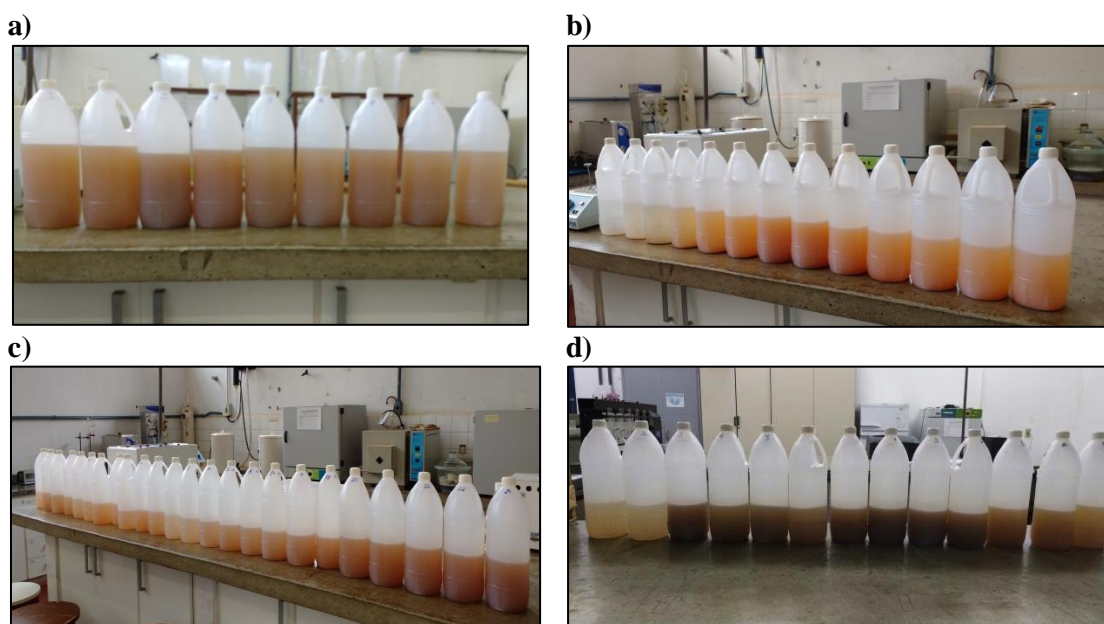
Devido à composição mineralógica dos sedimentos não ser conhecida e por se tratar de um composto misto de vários minerais, o índice de refração adotado para o material foi de 1,81

(valor esse que anula a influência desse parâmetro no cálculo das dimensões da partícula pelo *software* do equipamento).

4.3. ANÁLISES DOS DADOS

Um total de 14 eventos de precipitação foi registrado pelo amostrador automático entre Dezembro de 2016 a Março de 2017 e foram analisados os parâmetros de sólidos totais, suspensos, dissolvidos e turbidez de 200 amostras (Figura 4.6).

Figura 4.6 - Amostras referentes a alguns dias de coleta realizadas pelo amostrador. a) Evento dia 10/01; b) Evento dia 26/02; c) Evento dia 03/03; d) Evento dia 14/03.



A altura de escoamento (H_e) foi calculada pelo Método Curva-Número. Este método estima o escoamento total a partir da precipitação total levando em consideração a capacidade de absorção da bacia hidrográfica e o volume do escoamento superficial. Este método é baseado no parâmetro de escoamento *Curve Number* ou CN, o qual indica o potencial de escoamento de uma área com determinadas características de solo e uso de solo (USDA, 1986; USDA, 2004).

A vazão de base (Q_b) foi determinada pela separação dos escoamentos dos hidrogramas de cada evento a partir do modelo do reservatório linear, aqui chamado de Método A-C. Este método consiste na determinação e ligação dos pontos A (início da ascensão do hidrograma) e C (término do escoamento superficial direto) e no ajuste de uma curva exponencial do tipo $y = ax^b$, onde a é a vazão de base do canal para o evento determinado.

A carga de sedimentos totais e suspensos transportadas, em toneladas, (CSTt, CSSt) foi então calculado conforme Navratil et al. (2012) pela Eq. (12).

$$CSTt = Ve.CST.10^{-6} \quad (12)$$

Assim, foi gerada uma base de dados que descreve cada evento contendo (NADAL-ROMERO; REGUÉS; LATRON, 2008): duração da precipitação (min) (D); a altura da precipitação (mm) (Ptot); a intensidade (mm h⁻¹) (I); a altura do escoamento (mm) (He); a vazão máxima de escoamento (m³ s⁻¹) (Qmáx); as vazões de base (m³ s⁻¹) (Qb) e de pico (m³ s⁻¹) (Qp); a concentração média e máxima dos sedimentos suspensos (mg L⁻¹) (CSSméd, CSSmáx); a concentração média e máxima dos sedimentos totais (mg L⁻¹) (CSTméd, CSTmáx; a concentração média e máxima dos sedimentos dissolvidos (mg L⁻¹) (CSDméd, CSDmáx); os valores médios e máximos de Turbidez (NTU) (Tméd, Tmáx); a precipitação de 1, 5 e 7 dias anteriores ao evento registrado (mm) (PA1d, PA5d, PA7d); o coeficiente de escoamento (adimensional) (C); o volume escoado (m³) (Ve) e a quantidade de sedimentos totais e suspensos transportados em cada evento (ton) (CSSt, CSTt).

Estatística descritiva e análises de correlações foram realizadas por meio do software R, bem como foram analisadas as relações entre a concentração dos sedimentos suspensos e as vazões de escoamento classificando os padrões de histerese utilizando a metodologia de Lawler et al. (2006) e Willians (1989).

Devido aos vários tipos de análises e cada uma possuir exigências particulares, não foi possível utilizar todos os eventos para as mesmas análises, sendo que estas são apresentadas na Tabela 4.1 com os respectivos eventos analisados.

Tabela 4.1 – Tipos de análises realizadas para cada evento.

	07 Dez	13 Dez	10 Jan	23 Fev	25 Fev	26 Fev	28 Fev	03 Mar	10 Mar	12 Mar	14 Mar	15 Mar	24 Mar	31 Mar
EVENTO	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13	E14
Estatística Descritiva	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
Histerese	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
CME e M(V)				x		x	x	x	x		x	x	x	x
Granulometria				x			x	x			x	x	x	x

A estatística descritiva foi feita a partir dos eventos que atendiam a definição de cheia, onde a vazão de pico deve ser 1,5 vezes a vazão de base (NADAL-ROMERO; REGUÉS; LATRON, 2008). Todos os eventos foram analisados quanto aos seus padrões de histerese, exceto o evento do dia 25 de Fevereiro, o qual apresentou uma vazão de escoamento muito baixa e não significativa para a análise. Para a determinação da CME e confecção das curvas $M(V)$, foram escolhidos os eventos cujo tempo de intervalo de coleta eram iguais (LEE; BANG, 2000). As análises granulométricas foram feitas para os eventos que apresentaram quantidade suficiente de material para leitura do granulômetro e que apresentassem alterações de vazões significativas durante o evento.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. DESCRIÇÃO GERAL DOS EVENTOS

Dos 14 eventos registrados, dois ocorreram em Dezembro/2016, um em Janeiro/2017, quatro ocorreram em Fevereiro/2017 e sete no mês de Março/2017. Foram classificados como cheia 11 eventos, dos quais dois ocorreram em Dezembro/2016 (E1, E2), um em Janeiro/2017 (E3), dois em Fevereiro/2017 (dias E4, E6), seis ocorreram em Março/2017 (E9, E10, E11, E12, E13 e E14). Essa distribuição concentrada em Março foi decorrente do período chuvoso irregular e abaixo da média experimentado entre 2016 e 2017 no estado de Goiás.

A Tabela 5.1 apresenta as principais características das precipitações, escoamento e concentração de sedimentos seguida de uma descrição detalhada dos eventos.

A duração dos eventos variou de 30 a 345 minutos (14/03 e 26/02, respectivamente), com uma média de 154 minutos. Não houve registros de precipitações muito longas, sendo que os eventos mais curtos ocorreram em Março/2017 com duração inferior a 100 minutos.

A altura de precipitação média dos eventos foi de 24,31 mm, sendo a máxima registrada em 24 de Março (60,4 mm) e a mínima ocorrida em 13 de Dezembro (5,6 mm). De uma forma geral, os eventos apresentaram média magnitude, sendo que 43% das chuvas tiveram uma precipitação maior que 20 mm e 43% dos eventos tiveram uma altura de precipitação entre 10 e 15 mm. A intensidade máxima registrada foi de 38,1 mm h⁻¹ em 31 de Março de 2017 e a menor intensidade ocorreu em 13 de Dezembro (1,6 mm h⁻¹).

Houve muita variação entre a precipitação ocorrida nos dias anteriores ao evento. A precipitação antecedente aos eventos foi grande em 07 de Dezembro (134,4 mm) e 24 de Março (110,6 mm). No entanto, entre estes dois períodos a precipitação antecedente diminuiu, chegando a 5,4 mm em 23 de Fevereiro.

O coeficiente de escoamento variou de 0,01 a 0,71 (10/01 e 15/03, respectivamente). Foi observado que nas cheias com maiores coeficientes de escoamento, a precipitação antecedente nos 5 dias anteriores foi também maior, como é o caso de 26 de Fevereiro (C = 0,5, PA5d = 45,4 mm) e 15 de Março (C = 0,71 e PA5d = 75,4 mm). E quando o coeficiente é menor a precipitação antecedente também é menor, como ocorrido em 10 de Janeiro (C = 0,01, PA5d =

4 mm) e 23 de Fevereiro ($C = 0,05$, $PA5d = 5,4$ mm). No entanto, houve alguns poucos casos que não seguiram este padrão que é o caso do dia 13 de Dezembro ($C = 0,04$, $PA5d = 40,4$ mm).

Tabela 5.1 - Características gerais dos eventos chuvosos monitorados na bacia hidrográfica do Rio das Antas.

<i>Variáveis</i>	<i>Mín</i>	<i>Máx</i>	<i>Méd</i>	<i>Desvio</i>
<i>Duração (D)(min)</i>	30	345	154,09	101,31
<i>Precipitação total (Ptot)(mm)</i>	5,6	60,4	24,31	18,37
<i>Intensidade (I) (mm h⁻¹)</i>	1,6	38,13	14,05	12,34
<i>Coefficiente de escoamento (C)</i>	0,01	0,71	0,22	0,25
<i>Altura de escoamento (He)(mm)</i>	0,19	43,18	8,67	14,14
<i>Vazão máxima de escoamento (Q_{máx})(m³s⁻¹)</i>	2,26	29,38	11,84	7,06
<i>Vazão de base (Q_b)(m³s⁻¹)</i>	7,74	15,49	10,82	2,37
<i>Vazão de pico do canal (Q_p)(m³s⁻¹)</i>	10	43,43	22,66	8,66
<i>Concentração Média de Sedimentos Suspensos (CSS_{méd})(mg L⁻¹)</i>	277,5	1529,58	850,48	422,93
<i>Concentração Máxima de Sedimentos Suspensos (CSS_{máx})(mg L⁻¹)</i>	330	2940	1619,09	818,97
<i>Concentração Média de Sedimentos Totais (CST_{méd})(mg L⁻¹)</i>	375,83	1771,25	1014,55	469,19
<i>Concentração Máxima de Sedimentos Totais (CST_{máx})(mg L⁻¹)</i>	590	3380	1887,27	961,11
<i>Concentração Média de Sedimentos Dissolvidos (CSD_{méd})(mg L⁻¹)</i>	83,13	255,42	185	52,23
<i>Concentração Máxima de Sedimentos Dissolvidos (CSD_{máx})(mg L⁻¹)</i>	190	1030	606,36	291,18
<i>Turbidez Média (T_{méd})(NTU)</i>	76,81	421,96	231,63	128,38
<i>Turbidez Máxima (T_{máx})(NTU)</i>	84	675	374,46	225,71
<i>Precipitação antecedente de 1 dia (PA1d)(dias)</i>	0	53,2	10,64	16,47
<i>Precipitação antecedente de 5 dias (PA5d)(dias)</i>	2,4	105,2	34,51	33,11
<i>Precipitação antecedente de 7 dias (PA7d)(dias)</i>	5,4	134,4	58,8	48,53
<i>Volume de escoamento (Ve)(m³)</i>	23882,58	281138,64	116083,07	76935,98
<i>Transporte de sedimentos totais (CSTt)(ton)</i>	43,23	8976,76	2596,15	2858,83
<i>Transporte de sedimentos suspensos (CSSt)(ton)</i>	26,51	7393,95	2203,11	2378,17
<i>Sólidos Suspensos presentes nos Sólidos Totais (% SST)</i>	61,3	86,4	82,6	12,2

Devido aos eventos de diversas magnitudes, o volume de escoamento variou entre 23.882 m³ e 281.138 m³ (12/03 e 15/03, respectivamente), assim como variaram também as vazões de base e de pico, chegando a duplicar de um evento a outro.

Quanto aos sedimentos, a concentração máxima de sedimentos suspensos variou de 330 mgL⁻¹ a 2.940 mg L⁻¹ (12/03 e 24/03, respectivamente) e os sedimentos totais chegaram a 3.380 mg L⁻¹ em 23 de Fevereiro. Quanto aos sedimentos suspensos, 82% dos eventos apresentaram uma concentração máxima maior que 1.000 mg L⁻¹. A concentração média de sedimentos durante o período de monitoramento foi de 850,5 mg L⁻¹. A maior turbidez registrada foi 23 de Fevereiro, 675 NTU, valor muito excedente à turbidez média de todos os eventos que foi de 231,63 NTU.

A descarga sólida média de sedimentos suspensos e totais foi semelhante, pois, em média, 82,6% dos sedimentos totais são sedimentos suspensos. Apenas um evento exportou menos de 50 toneladas de sedimentos totais (12/03). Dos 11 eventos analisados, três exportaram pouco mais que 500 toneladas e os demais variaram entre 355 e 8.976 toneladas de sedimentos.

5.2. RELAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS MONITORADAS

A fim de identificar as relações existentes entre a precipitação, o escoamento, a concentração de sedimentos e demais parâmetros, foi realizada a análise de correlação de Pearson, cujos resultados são apresentados na Tabela 5.2 e descritos a seguir.

A precipitação total apresentou correlação altamente significativa ($p < 0,01$) com a altura de escoamento (H_e) e com o coeficiente de escoamento (C), além do volume de escoamento (V_e), sedimentos totais e suspensos transportados (CST_t e $CSSt$). O parâmetro H_e apresentou forte correlação com C , V_e e CST_t e ainda com a precipitação antecedente do dia anterior ($PA1d$).

A vazão máxima de escoamento ($Q_{máx}$) mostrou forte correlação com a vazão de pico (Q_p), e ainda com $PA1d$ e com o total de sedimentos transportados. A vazão de base (Q_b) teve correlação significativa com a concentração média dos sedimentos suspensos e totais ($CSS_{méd}$, $CST_{méd}$) e ainda apresentou correlação altamente significativa com C e com a precipitação antecedente de 5 dias ($PA5d$). O parâmetro Q_p também apresentou correlação significativa com CST_t e $CSSt$.

Tanto a Turbidez média ($T_{méd}$) quanto a Turbidez máxima ($T_{máx}$) estão fortemente correlacionadas com $CSS_{méd}$, $CST_{méd}$, $CSSt$ e CST_t . Estes dois últimos apresentaram forte correlação positiva com o V_e .

Análises de regressão dos dados de vazão e CSS log-transformados explicaram de 0,048 a 92% da variância dos dados de concentração de sedimentos. A Figura 5.1 apresenta a matriz de correlações e seus respectivos valores de significância (diagonal superior), onde as células amarelas representam as correlações mais significativas ($0 < p < 0,05$).

Considerando todos os eventos de cheia, a relação entre a precipitação total e a altura de escoamento foi forte e significativa ($R^2 = 0,83$) (Figura 5.1a), mostrando que as precipitações captadas ocorreram no perímetro da bacia estudado e grande parte tornou-se escoamento superficial e/ou subsuperficial. Ao analisar a vazão máxima de escoamento juntamente com os sedimentos suspensos transportados (Figura 5.1b), observou-se uma relação linear pouco explicativa ($R^2 = 0,13$) enquanto que, a relação da vazão máxima e dos sedimentos totais foi razoável ($R^2 = 0,50$). Isto ocorre devido à alta variabilidade entre a vazão e a concentração de sedimentos, uma vez que a mesma faixa de valores de vazão pode apresentar uma concentração

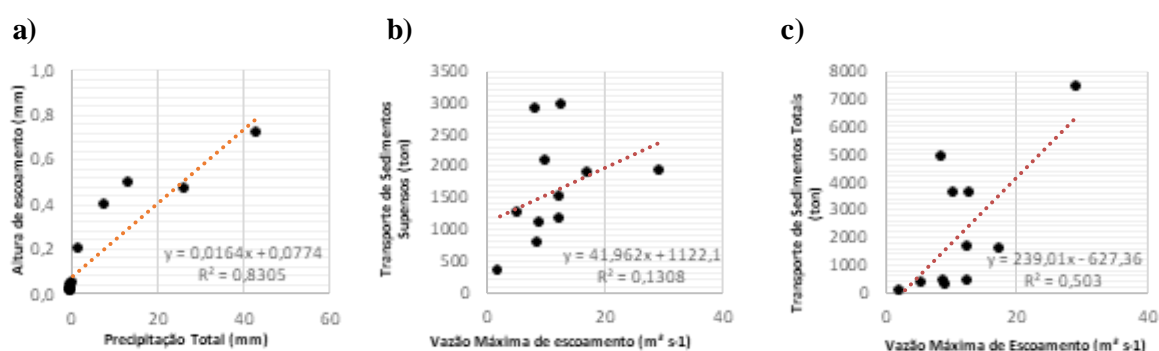
de sedimentos até três vezes maior que outra, como é o caso dos dias 23 e 26 de Fevereiro, os quais foram sequenciais.

Tabela 5.2 - Correlação de Pearson entre os parâmetros de precipitação, escoamento e sedimentos (As células coloridas de cinza e em negrito possuem $p < 0,01$ e as células apenas coloridas de cinza apresentam $p < 0,05$).

	Ptot	I	He	Qmáx	Qb	Qp	CSS méd	CST méd	CSD méd	T méd	T Máx	PA1d	PA5d	C	Ve	CSTt	CSSt
Ptot	1,00	0,1	0,00005	0,1	0,1	0,1	0,7	0,6	0,5	0,5	0,4	0,2	0,4	0,004	0,01	0,043	0,053
I	0,5	1,00	0,3	0,9	1,0	0,9	1,0	0,8	0,4	0,9	0,8	0,4	0,9	0,6	0,5	0,6	0,7
He	0,9	0,3	1,000	0,021	0,041	0,01	0,5	0,4	0,6	0,2	0,3	0,033	0,1	0,00009	0,001	0,009	0,01
Qmáx	0,5	0,0	0,7	1,000	0,1	0,000004	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,01	0,1	0,1	0,010	0,01	0,01
Qb	0,5	0,0	0,6	0,6	1,00	0,008	0,030	0,041	0,3	0,2	0,1	0,4	0,002	0,009	0,05	0,024	0,021
Qp	0,5	0,0	0,7	1,0	0,7	1,000	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,025	0,031	0,025	0,006	0,006	0,006
CSS méd	0,1	0,0	0,2	0,4	0,7	0,5	1,000	0,000005	0,010	0,003	0,00031	0,7	0,1	0,5	0,1	0,01	0,007
CST Méd	0,2	0,1	0,3	0,4	0,6	0,5	1,0	1,000	0,002	0,003	0,00013	0,8	0,2	0,4	0,1	0,005	0,004
CSD méd	0,2	0,3	0,2	0,4	0,4	0,4	0,7	0,8	1,000	0,105	0,043	0,9	0,7	1,0	0,2	0,01	0,01
T méd	0,3	0,0	0,4	0,4	0,4	0,5	0,8	0,8	0,5	1,000	0,000001	0,2	0,2	0,3	0,024	0,008	0,007
T máx	0,3	0,1	0,4	0,4	0,5	0,5	0,9	0,9	0,6	1,0	1,000	0,4	0,1	0,2	0,040	0,007	0,006
PA1d	0,4	-0,3	0,6	0,7	0,3	0,7	0,1	0,1	0,0	0,4	0,3	1,000	0,2	0,1	0,051	0,1	0,1
PA5d	0,3	-0,1	0,5	0,5	0,8	0,6	0,5	0,4	0,1	0,4	0,5	0,5	1,000	0,015	0,2	0,2	0,2
C	0,8	0,2	0,9	0,6	0,7	0,7	0,2	0,3	0,0	0,4	0,4	0,6	0,7	1,000	0,021	0,041	0,046
Ve	0,7	0,2	0,8	0,7	0,6	0,8	0,6	0,6	0,4	0,7	0,6	0,6	0,4	0,7	1,000	0,001	0,00042
CSTt	0,6	0,2	0,7	0,7	0,7	0,8	0,7	0,8	0,7	0,7	0,8	0,5	0,5	0,6	0,9	1,000	0,000003
CSSt	0,6	0,2	0,7	0,7	0,7	0,8	0,8	0,8	0,7	0,8	0,8	0,5	0,5	0,6	0,9	1,0	1,000

Pode-se inferir ainda que a relação entre a CSS e Q_{\max} pode não ser linear. A vazão máxima de escoamento do dia 23 de Fevereiro, $8,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, transportou 2.900 mg L^{-1} de sedimentos enquanto que, a vazão do dia 26 de Fevereiro, $9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, transportou 790 mg L^{-1} de sedimentos suspensos, provavelmente devido a menor disponibilidade de sedimentos na bacia para lixiviação resultante da precipitação antecedente.

Figura 5.1 - Relações entre a precipitação total e altura de escoamento (a), vazão máxima de escoamento e concentração máxima de sedimentos suspensos (b) e vazão máxima de escoamento e total de sedimentos transportadas nos 11 eventos (c).

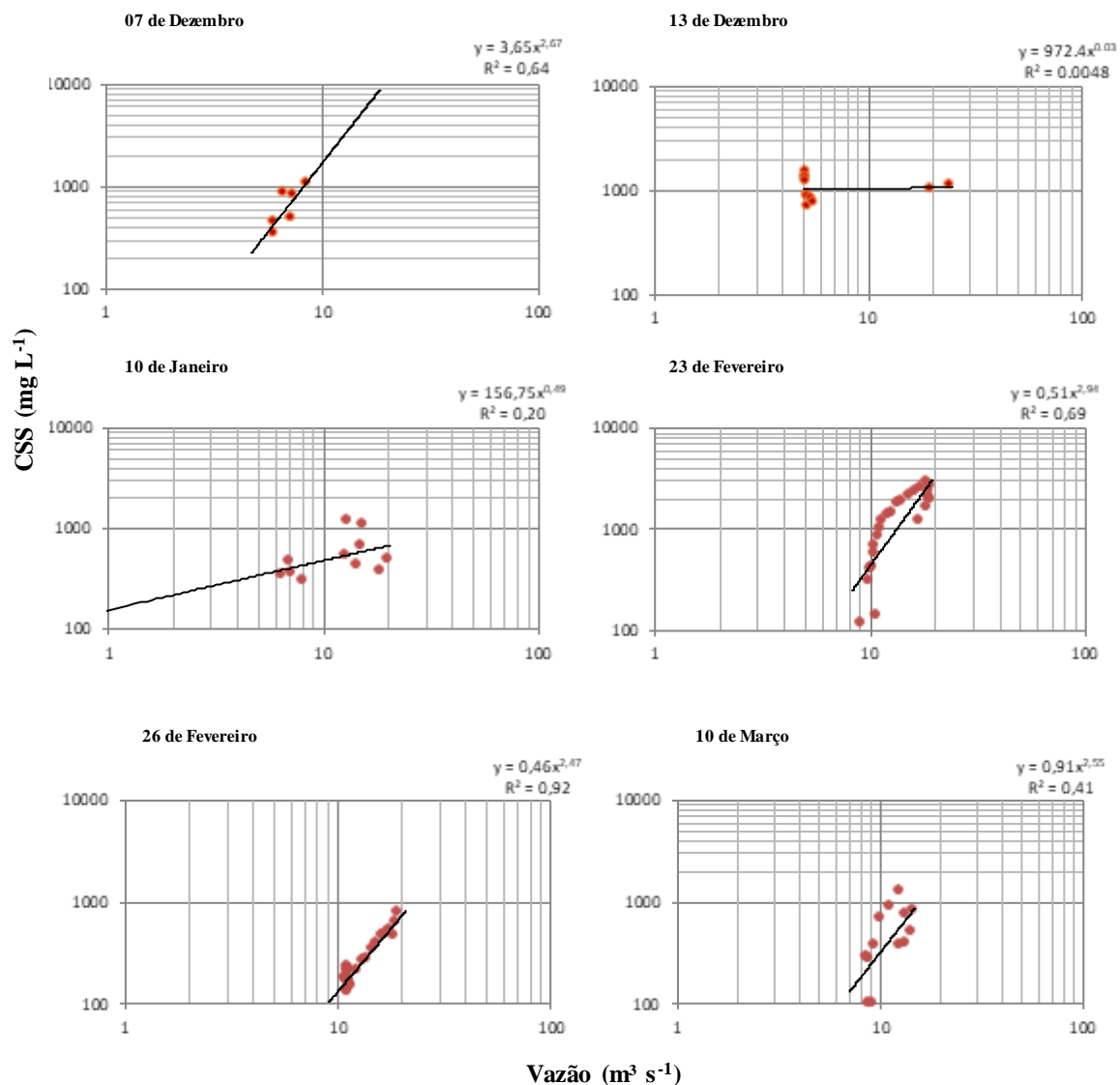


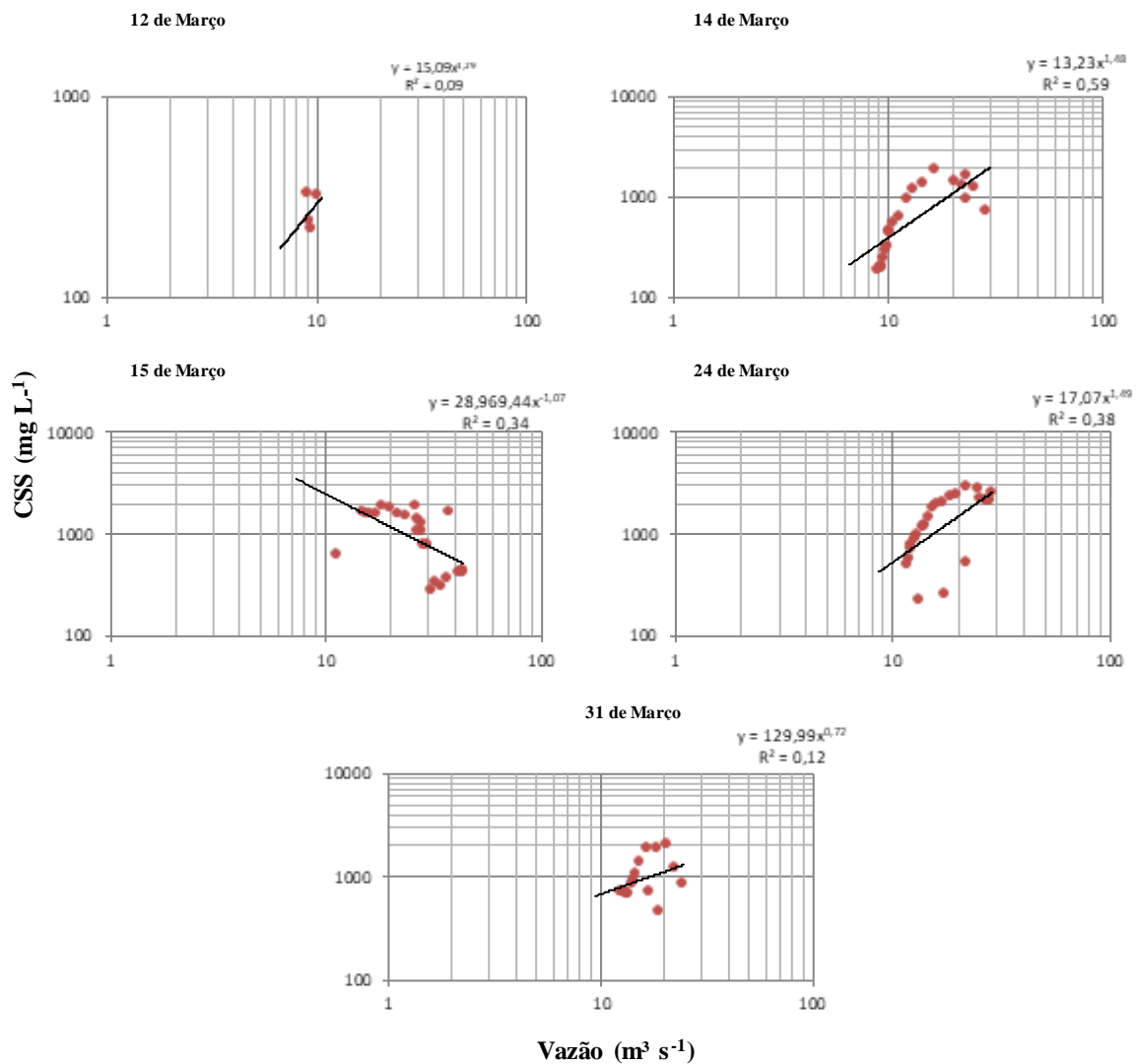
A menor correlação ocorreu em 13 de Dezembro que apresentou baixa precipitação total porém vazão de pico alta em relação aos demais eventos de magnitude semelhante e com CSS chegando a 1.200 mg L^{-1} . A maior correlação entre CSS e Q ocorreu entre os dados do evento de 26 de Fevereiro que apresentou a maior precipitação e a vazão de pico duplicada em relação à vazão de base.0

O ajuste das curvas exponencial foi feito a partir da proposição de Sartor e Boyd (1972) para lavagem e cargas em superfícies urbanas, a qual é utilizada até os dias de hoje, inclusive em modelos como o SWMM (ROSSMAN; HUBER, 2016). As curvas-chave de sedimentos utilizadas são apropriadas para uma caracterização primária e explorativa do regime de sedimentos, porém não são suficientes para capturar a variação temporal causada pelas complexas interações dos mecanismos governantes do processo de transporte. Em alguns casos, este método tende a subestimar altas CSS e superestimar baixas CSS, enquanto técnicas de regressão tendem a reduzir a importância de pontos fora da curva (*outliers*) e a complexidade das variações temporais (VERCRUYSSSE; GRABOWSKI; RICKSON, 2017) como ocorrido com Girolamo, Pappagallo e Lo Porto (2015).

Observa-se que os valores de R^2 mais baixos ocorreram em eventos com vazões mais baixas, 13 de Dezembro e 12 de Março (Figura 5.2). Este comportamento pode sugerir que o transporte de sedimentos em altas e baixas vazões são controlados por diferentes processos (GAO; JOSEFSON, 2012). As interações entre vazões e sedimentos que entram no corpo receptor e as vazões e CSS que já se encontram lá podem ter gerado baixos coeficientes de ajuste em alguns eventos (TA; WANG; JIA, 2015). Os demais coeficientes podem indicar ainda que o transporte de SST pode estar mais relacionado com as características de precipitação, uso do solo e distância da fonte de sedimentos do que com o escoamento em si (ZHANG et al., 2008). Outra possibilidade é que a curva exponencial não é o melhor ajuste para tal evento ou ainda devido ao comportamento histerético da relação Q-CSS durante o evento (GIROLAMO; PAPPAGALO; LO PORTO, 2015).

Figura 5.2 – Curvas-chave dos sedimentos suspensos e vazões.





Uma forma de superar tais deficiências é proposta por Tuset, Vericat e Batalla (2016) através das análises multivariadas integrando as variáveis de precipitação e escoamento para previsão dos valores de CSS. Estas variáveis podem ser a vazão de base, duração do evento, escoamento total, vazão de pico e coeficiente de escoamento.

5.3. HISTERESE NA RELAÇÃO VAZÃO-CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS

Dos 14 eventos monitorados no trecho urbano da bacia do Rio das Antas, 11 foram considerados para as análises estatísticas por terem atendido a exigência de serem cheias. Para análises dos padrões de histerese foram considerados todos os eventos, exceto o E5. Destes, os eventos E1, E6 e E10, tidos como eventos complexos segundo Gellis (2013), não foram incluídos por

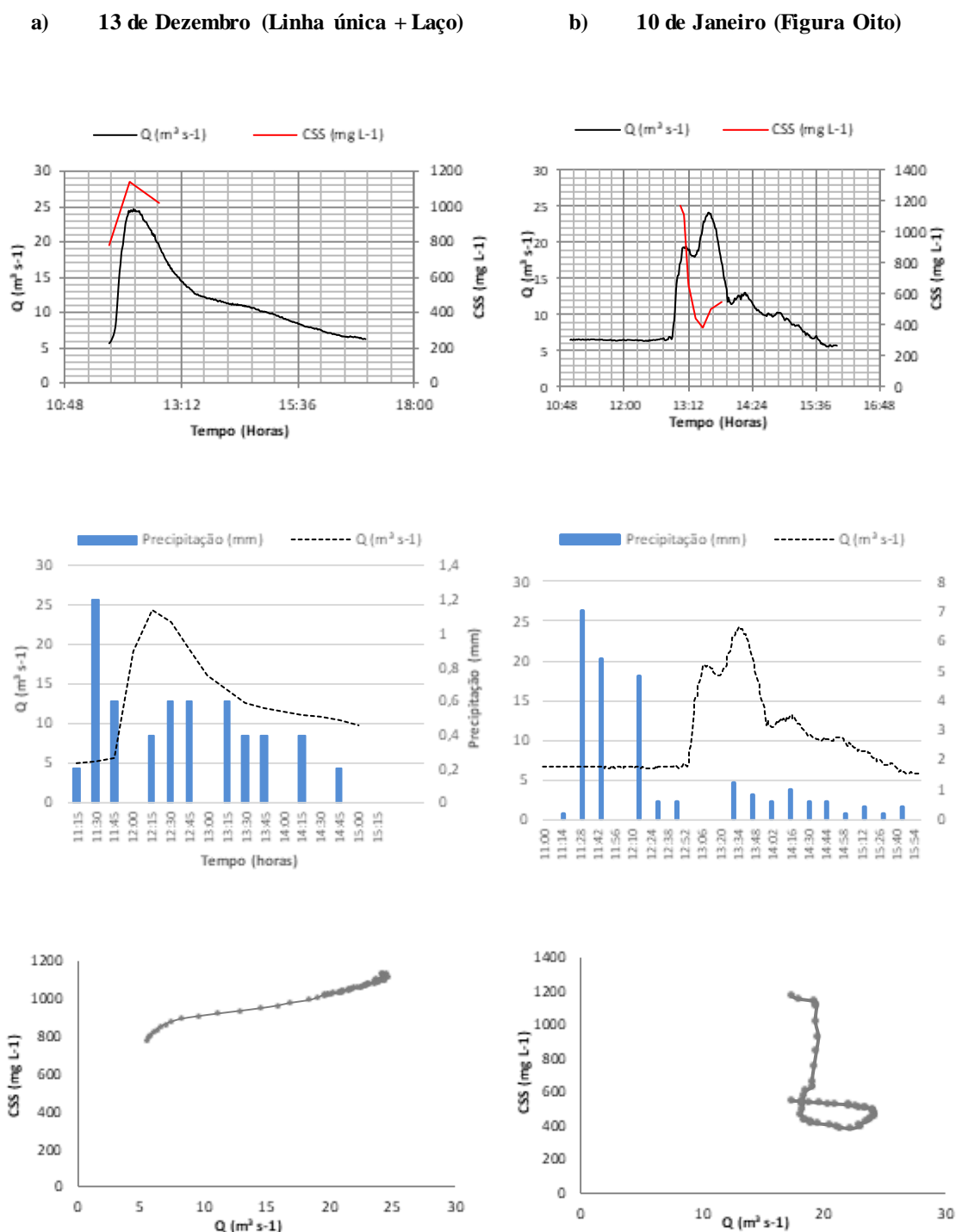
apresentarem muita oscilação nos valores de vazão (eventos múltiplos, intra-eventos), respostas sedimentológicas altamente complexas e assim gerarem intensa dificuldade em determinar os laços de histerese. Em contrapartida, foram inseridos dois eventos (E7 e E8) que, apesar de não terem sido considerados cheias segundo o critério aplicado, mostraram-se coerentes quanto aos padrões do estudo.

De forma geral, como era esperado, foi encontrado alta variabilidade entre as vazões e a concentração dos sedimentos suspensos no Rio das Antas: quatro apresentam laço “Anti-Horário”, cinco apresentaram laço do tipo “Figura Oito” e apenas um apresentou laço do tipo “Linha Única seguida de Laço”. Não foram verificados os laços dos tipos “Linha Única” e “Horário”. A Tabela 5.3 mostra as características relacionadas à precipitação, escoamento e concentração de sedimentos dos eventos e seus respectivos laços de histerese que serão descritos a seguir.

Tabela 5.3 - Características dos eventos classificados quanto seus padrões de laços de histerese.

	<i>Figura Oito</i>			<i>Anti-Horário</i>			<i>Linha Única + Laço</i>
	<i>Mín</i>	<i>Méd</i>	<i>Máx</i>	<i>Mín</i>	<i>Méd</i>	<i>Máx</i>	-
<i>D</i>	30	144	270	75	123.8	165	210
<i>Ptot</i>	11.2	33.04	60.4	8.2	12.8	20.4	5.6
<i>I</i>	5.46667	17.9533	38.1333	2.982	7.459	16.32	1.6
<i>C</i>	0.00969	0.24611	0.71495	0.048	0.174	0.399	0.04
<i>He</i>	0.19701	14.0932	43.1829	0.658	2.728	8.136	0.20
<i>Qmáx</i>	5.669	15.1053	29.3831	1.055	6.37	12.84	12.67
<i>Qb</i>	8.665	10.833	14.05	10.39	12.09	15.49	11.07
<i>Qp</i>	14.334	25.9383	43.4331	12.49	18.46	28.33	23.74
<i>CSSméd</i>	526.154	815.91	1095.83	451.3	990.5	1530	1058.2
<i>CSSmáx</i>	1170	1654	2070	590	1820	2940	1490.0
<i>CSTméd</i>	730	1014.52	1330.42	541.2	1180	1771	942.7
<i>CSTmáx</i>	1360	2088	2800	650	2040	3380	1200.0
<i>CSDméd</i>	173.636	200.605	234.583	90	173	255.4	161.8
<i>CSDmáx</i>	500	716	1030	190	570	970	490.0
<i>Tméd</i>	96.6727	221.902	371.358	110.4	259.3	422	210.7
<i>Tmáx</i>	164	363.6	581	168	440.5	675	293.0
<i>PA1d</i>	0	11.72	53.2	0.6	4.8	13.2	17.2
<i>PA5d</i>	2.4	26.32	75.4	5	62.1	105.2	40.4
<i>PA7d</i>	7.6	40.56	79.8	5.4	71.3	110.6	133.4
<i>Ve</i>	53723.7	143317	281139	11531	75605	1E+05	143.631.966
<i>CSTt</i>	508.122	3241.95	8976.76	49.93	2623	5728	1489.46
<i>CSSt</i>	375.529	2663.14	7393.95	41.63	2240	4859	1671.88
<i>%SST</i>	73.6565	79.4175	84.3766	83.37	84.65	86.36	112.2

Figura 5.3 - a) Laço do tipo Linha Única + Laço do dia 13/12/2016; b) Laço do tipo Figura Oito do dia 10/01/2017.



5.3.1. Laço tipo Linha única e laço

Observa-se que as razões Q-CSS são iguais para o mesmo valor de Q encontrado tanto na subida quanto na descida do hidrograma (neste caso, $Q = 19,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). No entanto, estas razões para

outros valores de Q não possuem o mesmo valor, diminuindo à medida que a vazão se aproxima da vazão de pico na subida do hidrograma. A relação entre as CSS na subida do hidrograma e CSS na recessão é igual a 1,0047, sendo pouco maior que 1, por isso, o laço é quase imperceptível.

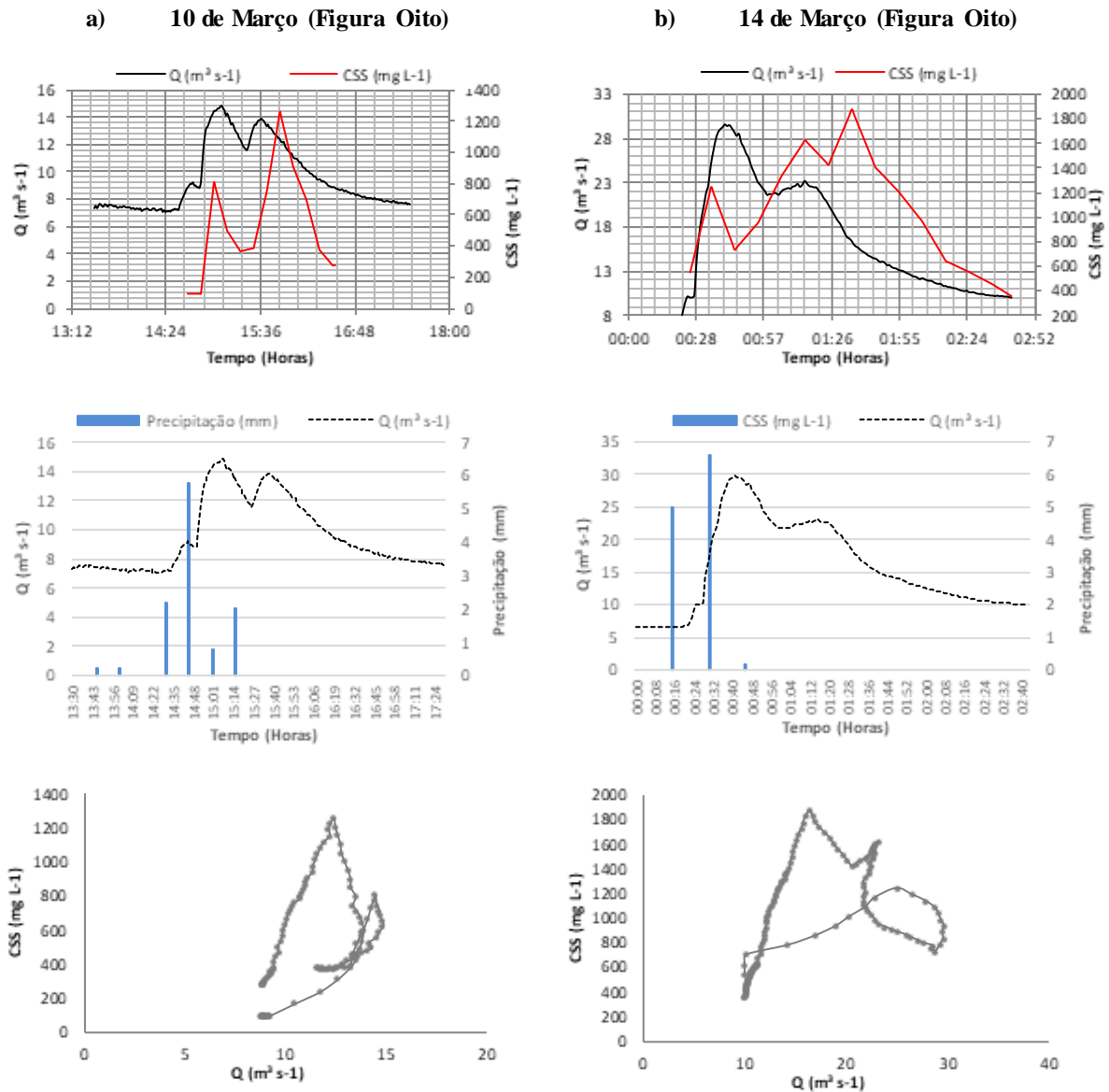
5.3.2. Laço tipo Figura Oito

Todos os eventos correspondentes a este padrão ocorreram no mês de Março, com exceção de um evento ocorrido em Janeiro. A duração das precipitações foi menor, porém de alta intensidade (NADAL-ROMERO; REGUÉS; LATRON, 2008). A precipitação total variou muito, coincidindo apenas em dois eventos. Os coeficientes de escoamento relacionados a estes eventos foram baixos com exceção dos dois últimos eventos registrados e a altura de escoamento seguiu o mesmo comportamento. A vazão de pico foi alta para todos os registros, variando de $14,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a $26,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Todos os eventos apresentaram picos consecutivos de concentração de sedimentos e de vazão. O evento com maior intensidade ($I = 38,1 \text{ mm h}^{-1}$) teve a menor diferença de tempo entre os picos de vazão e concentração de sedimentos (31 de Março). O evento ocorrido em 15 de Março apresentou a maior precipitação total e antecedente, a maior resposta de escoamento (altura de escoamento, vazão máxima de escoamento e vazão de pico) e a maior concentração de sedimentos totais e suspensos (Figura 5.5a).

No evento do dia 10 de Janeiro (Figura 5.3b) as razões Q -CSS para a mesma Q tanto na subida quanto na descida do hidrograma são bastante diferentes. Na parte mais baixa da subida do hidrograma, as razões Q -CSS apresentam valores muito maiores do que as razões apresentadas para as mesmas Q na descida do hidrograma. Na subida, os menores valores correspondentes as razões de Q -CSS (Q próximas ao pico) apresentaram um comportamento "Anti-horário", enquanto que, os maiores valores de Q -CSS para as Q no início do hidrograma apresentaram comportamento "Horário". Os dois laços não possuem o mesmo tamanho.

Figura 5.4 – Laços do tipo Figura Oito ocorridos em Março de 2017: a) 10 de Março; b) 14 de Março.

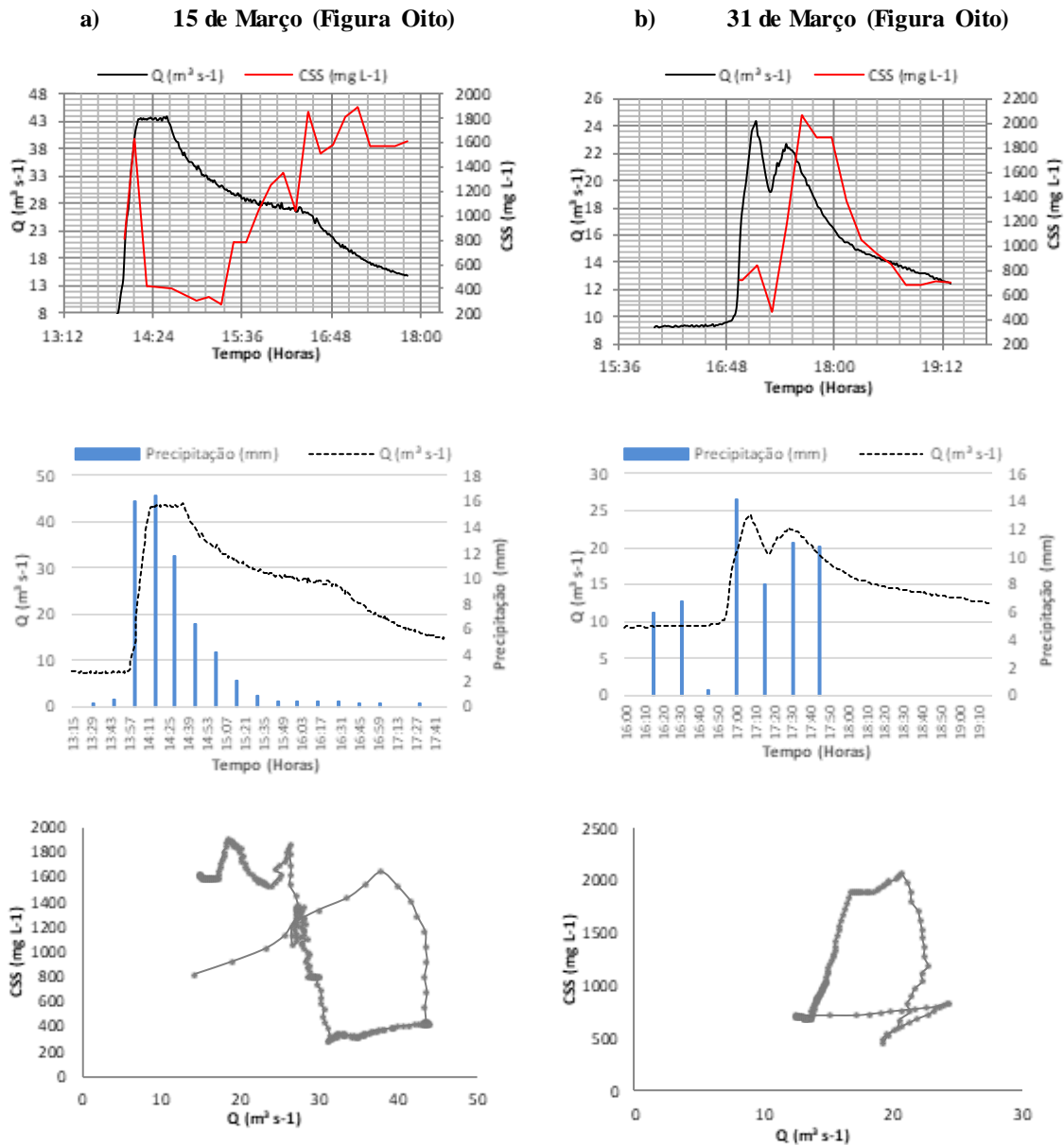


Em 14 de Março (Figura 5.4b), as razões Q-CSS para a mesma Q também são bastante diferentes, porém, na parte mais baixa da subida do hidrograma, as razões Q-CSS apresentam valores muito menores do que as razões apresentadas para as mesmas Q na descida do hidrograma.

O pico de CSS ocorreu cerca de 55 minutos após o pico de Q. Como observado na Figura 5.6b, as razões Q-CSS no início da subida do hidrograma são maiores que as razões Q-CSS para as vazões correspondentes na descida do hidrograma. Durante o pico da Q esse quadro se inverte voltando ao estágio primeiramente citado no final da descida do hidrograma. Nas vazões mais

baixas, observa-se um comportamento de "Linha Única". Nas Figuras 5.6d e 5.6e, observa-se que, durante as Q mais distantes das Q de pico (Q entre 10 e 20 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), tanto na subida quanto na descida, os laços tendem a ser mais retilíneos e se concentram na parte superior do gráfico, indicando que as altas CSS aparecem nas Q maiores (Figuras 5.6c e 5.6f).

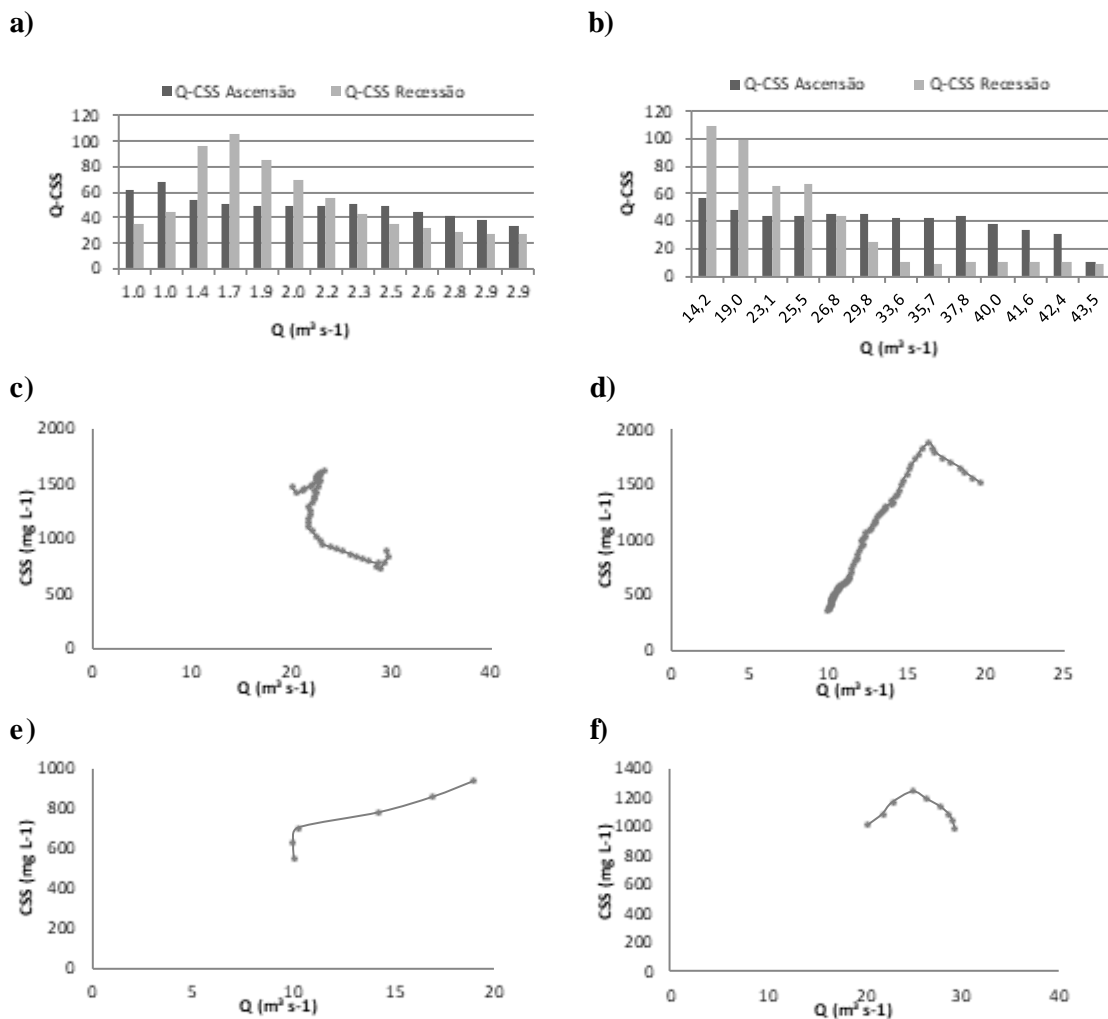
Figura 5.5– Laços do tipo Figura Oito ocorridos em Março de 2017: a) 15 de Março; b) 31 de Março.



O evento do dia 15 de Março tem um comportamento muito semelhante ao evento anterior (14 de Março) em relação ao gráfico temporal de CSS e Q. No entanto, após o pico de Q, a CSS toma uma direção oposta ao da Q e começa a subir. No evento anterior o laço seguiu a direção "Horária", ao contrário deste evento. As razões de Q-CSS na subida do hidrograma são

relativamente constantes, ao contrário do que ocorre na descida, onde, em Q próximos do pico, as razões são bem menores quando comparadas às Q no final da descida do hidrograma (Figura 5.6b).

Figura 5.6– a) Razões entre Q-CSS no início e no final do hidrograma do evento ocorrido em 14/03/2017; b) Razões entre Q-CSS no início e no final do hidrograma do evento ocorrido em 15/03/2017; c), d) e), f) Diferentes comportamentos de histerese durante o mesmo evento de 14/03/2017.



Em 15 de Março houve rápida ascensão e declínio da CSS na primeira fase do hidrograma e, juntamente com uma leve subida da Q em um segundo momento, houve um aumento significativo de CSS no final do hidrograma. Quando a intensidade da precipitação é alta, como observada neste evento, a energia de escoamento pode rapidamente causar a lavagem de sedimentos acumulados na bacia e a diluição ou exaustão das fontes geradoras (GIROLAMO; PAPPAGALLO; LO PORTO, 2015). No entanto, devido a este evento ter ocorrido imediatamente após o evento de 14 de Março ter apresentado baixa CSS no final de se

hidrograma, os sedimentos transportados durante o evento de 15 de Março sugere que a fonte pode ou não ser o próprio rio.

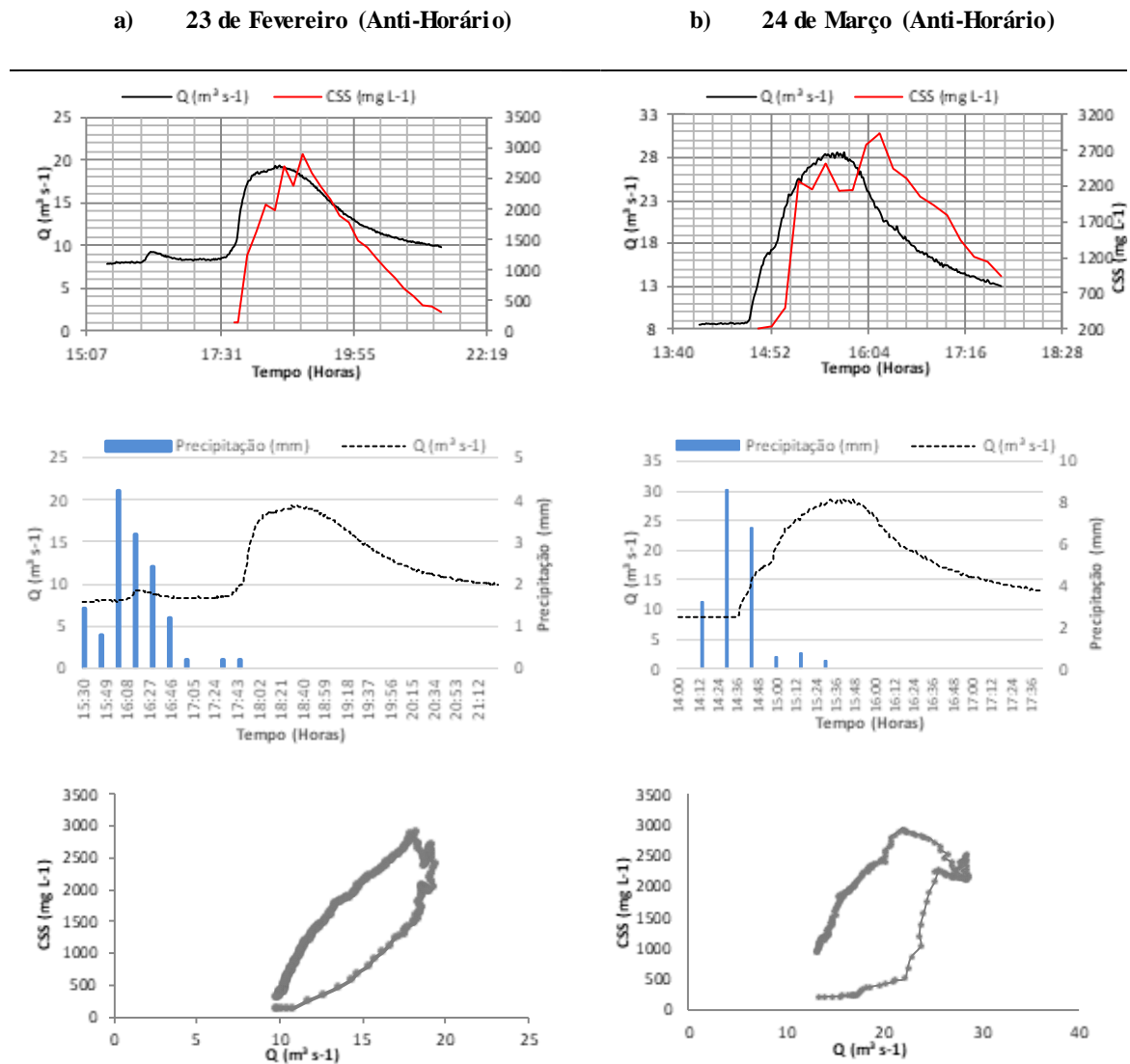
Laços do tipo “Figura Oito” podem ser resultado do transporte de sedimentos de tamanhos heterogêneos e da combinação de múltiplos processos e fontes de geração (GAO; JOSEFSON, 2012). A energia de escoamento pode ter sido alta o suficiente para promover a mobilização de partículas depositadas no leito do canal ou ainda pode indicar que as altas CSS no final do hidrograma mostram a existência de outras fontes de sedimentos próximas nas áreas a montante do ponto de monitoramento.

5.3.3. Laço tipo Anti-Horário

Os eventos ocorreram no final do mês de Fevereiro e início de Março, com exceção de um evento ocorrido em 24 de Março. Todos apresentaram duração entre 120 e 165 minutos e baixa intensidade. Os eventos de 23 de Fevereiro e 24 de Março apresentaram características semelhantes quanto à concentração de sedimentos médios e máximos e a quantidade sedimentos transportados durante o escoamento (Figura 5.7).

Já os eventos de 28 de Fevereiro e 03 de Março apresentaram semelhanças quanto às características relacionadas a precipitação e escoamento (duração, intensidade, precipitação total, coeficiente de escoamento, altura do escoamento, vazão de escoamento, vazão de base e pico) e diferenças significativas quanto ao transporte de sedimentos (CSS_t 28/02 = 449,9 ton; CSS_t 03/03 = 41,63 ton) (Figura 5.8). O maior tempo de intervalo entre o pico de vazão e o pico de sedimentos foi de 25 minutos para dois dos 4 eventos do tipo laço “Anti-Horário”, 9 minutos para o evento do dia 28 de Fevereiro e 3 minutos para o evento dia 03 de Março.

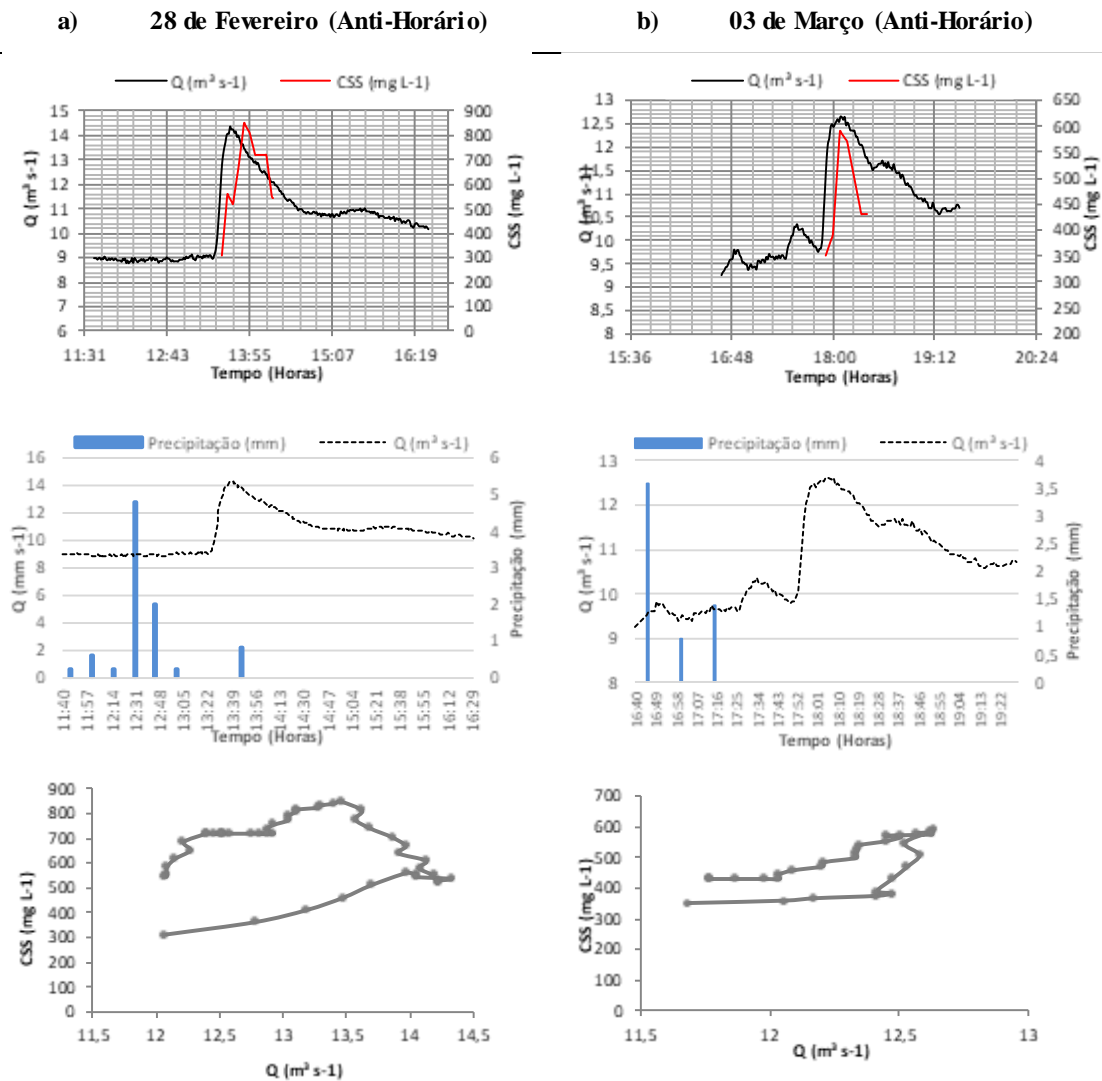
Figura 5.7 – Laços do tipo Anti-Horário de eventos com características semelhantes: a) 23 de Fevereiro; b) 24 de Março.



Os eventos de 23 de Fevereiro e 24 de Março apresentam um laço com inclinação de 45°, pois a inclinação da CSS é, aproximadamente, igual à inclinação da Q . Os gráficos foram plotados mais à direita (regiões de vazões mais altas), pois os maiores e menores valores de CSS ocorrem durante altos valores de Q . Devido à pouca diferença no espalhamento dos valores de Q e CSS, os laços permanecem simétricos tanto na subida quanto na descida do hidrograma. Como não há discrepância entre a altura dos picos de Q e CSS o tamanho dos laços também permanece os mesmos.

Para o dia 28 de Fevereiro, o gráfico foi plotado na parte superior e apresenta um laço com inclinação horizontal, pois é a região de altas CSS, como pode ser observado na Figura 5.8a. A natureza do espalhamento da Q foi diferente do espalhamento da CSS, o que gerou um laço

Figura 5.8 - Laços do tipo Anti-Horário de eventos com características semelhantes: a) 28 de Fevereiro; b) 03 de Março.



assimétrico, onde a descida do hidrograma é maior. Em comparação ao evento anterior, este laço é mais largo, no entanto, ainda é caracterizado como pouco largo. Isto é explicado pela pouca diferença entre o tempo de ocorrência dos picos, pelo pouco espalhamento tanto da Q quanto da CSS e ainda pela pequena diferença entre as alturas dos picos de Q e CSS.

No gráfico referente ao evento do dia 03 de Março (Figura 5.8b), a inclinação da Q é maior que a inclinação de CSS, o que poderia gerar um laço em posição vertical. No entanto, como a

diferença entre os valores mais baixos e mais altos de Q foi pequena e todo o aumento e decréscimo de CSS ocorreu sob valores de Q não muito discrepantes entre si, as inclinações foram contrabalanceadas, possuindo características de uma inclinação de Q maior que CSS e vice-versa. O laço assimétrico, assim como no evento anterior, é devido à natureza diferente de espalhamento de Q e CSS no gráfico, porém, neste caso, a subida do hidrograma é maior.

Em comparação aos dois eventos anteriores, este laço é mais estreito devido a diferença de espalhamento temporal ocorrido entre CSS e Q, o que também explica sua assimetria. A pequena largura do laço também reflete a ocorrência simultânea de um dos picos de Q e o pico da CSS, pois quanto maior o intervalo de tempo entre os picos de Q e CSS mais largo é o laço.

Laços “Anti-Horários” definem comportamento de fontes distantes de sedimentos. No entanto, apesar dos picos de CSS terem sido após o pico de Q nestes eventos, a diferença de tempo entre eles foi pequena, e, no caso de 03 de Março simultaneamente, caracterizando uma ou mais fontes de sedimentos relativamente próximas ao ponto de monitoramento. Este fato é confirmado pelos picos múltiplos em três dos quatro laços “Anti Horários” observados que sugerem uma fonte próxima e constante de CSS.

A Figura 5.9 apresenta todos os tipos de histerese encontrados neste estudo.

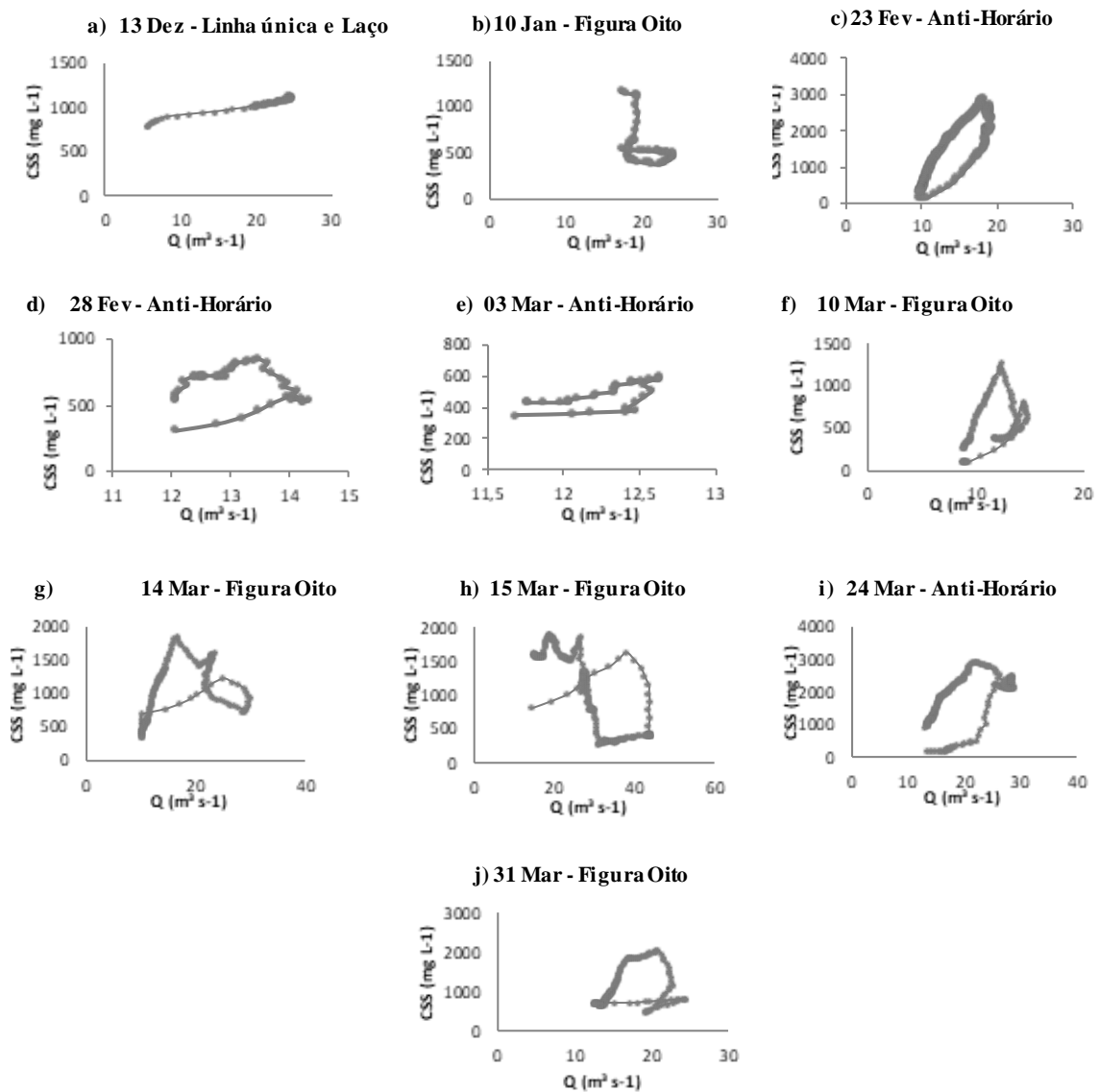
De 10 eventos analisados, 5 apresentaram picos múltiplos de CSS e 5 deles apresentaram um aumento abrupto de CSS durante a primeira fase do hidrograma, porém sem a presença de laço “Horário”, os quais são comuns para bacias e pequenas e presentes quando o fluxo de CSS chega antes do pico de vazão no ponto de monitoramento. Segundo Gao e Josefson (2012), este comportamento abrupto sugere que, nestes eventos, a maior parte dos sedimentos pode ser originária do próprio rio e que sua descida constante de acordo com o hidrograma revela que as fontes distantes de sedimentos são limitadas.

A interação de processos governantes e a importância das condições antecedentes ao evento tornam-se evidentes quando se analisa as CSS durante os eventos com padrões de histerese mais complexos.

Os laços mais frequentes nos eventos de cheia deste estudo foram do tipo “Figura Oito” e “Anti-Horário”. O laço tipo “Figura Oito”, caracterizado pelo comportamento horário em altas vazões e anti-horário em baixas vazões, indica que a CSS continua sendo alta mesmo quando a chuva para e o escoamento diminui. Este tipo de comportamento pode ser atribuído a uma segunda

fonte de sedimentos, por exemplo, erosão próxima ao ponto de monitoramento e/ou ressuspensão de sedimentos do fundo (FAN et al., 2013). O comportamento anti-horário em altas vazões e horário em baixas vazões significa que a CSS diminui significativamente quando a vazão diminui devido à exaustão dos sedimentos, contribuição tardia de tributários, armazenamento em sub-bacias menores e a diminuição da velocidade de fluxo que diminui a capacidade de transporte (EDER et al., 2010; VERCRUYSSSE; GRABOWSKI; RICKSON, 2017).

Figura 5.9 - Laços de histerese encontrados nos eventos analisados em ordem cronológica.



Mais uma vez, os laços anti-horários são caracterizados por fontes geradoras de sedimentos espalhadas por toda a bacia e que derivam de processos que possuem uma dinâmica mais lenta que a vazão de escoamento.

Os laços do tipo “Figura Oito” refletem a complexidade das dinâmicas dos sedimentos suspensos, as quais são controladas por inúmeros fatores como intensidade de precipitação, condições do solo e densidade de vegetação, por exemplo (GIROLAMO; PAPPAGALLO; LO PORTO, 2015), e traduz as possíveis múltiplas fontes de sedimentos suspensos para este corpo hídrico.

5.4. CME E FF

As Concentrações Médias dos Eventos foram calculadas para 8 eventos de cheia (pois estes possuíam o mesmo intervalo de tempo entre as coletas) e variaram entre 453,5 mg/m³ a 1.714,6 mg/m³, com uma média de 1.001,3 mg/m³ de SST.

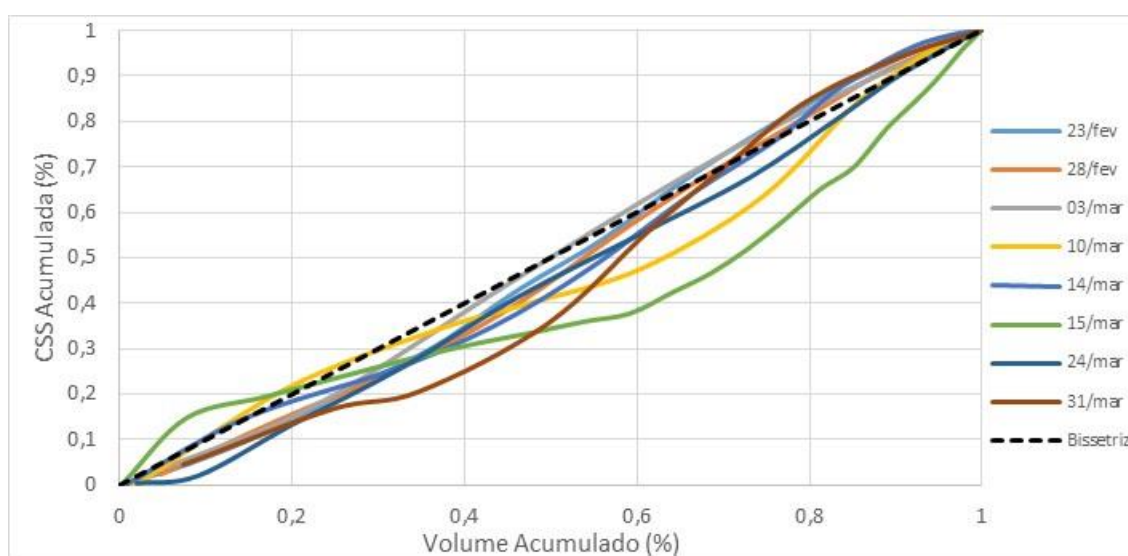
Não foram observadas correlações significativas entre as CMEs e os dados de precipitação (Ptot, I, He, PA1d, PA5d e PA7d). Gnecco et al. (2005) encontraram correlação significativa apenas entre CME dos SST e a intensidade máxima da precipitação durante os doze eventos monitorados. Resultado semelhante encontrado por Silva et al. (2008). Brites e Gastaldini (2007) apontaram que as correlações variam entre diferentes parâmetros com diferentes parâmetros de precipitação. Neste estudo, os autores observaram que os SST e de Coliformes Termotolerantes apresentaram correlação estável com precipitação total e intensidade, respectivamente, enquanto que a DBO teve correlação muito fraca com o período seco antecedente.

Sun et al. (2016) analisaram 403 eventos e não encontraram correlação entre os valores de CME dos SST com o volume de escoamento superficial bem como não encontraram correlação com o período seco antecedente, afirmando que, apesar de mais dados serem necessários para confirmar a correlação, as concentrações de SST carregadas pelo escoamento são independentes da magnitude do evento. Já Kim, Yur e Kim (2007) afirmam que as correlações entre as CMEs dos parâmetros analisados são devido ao fenômeno FF.

Com o intuito de analisar o transporte de sólidos suspensos durante os eventos, foram plotadas as curvas $M(V)$ utilizando os valores obtidos da massa acumulada de SST em função do escoamento acumulado durante o evento (Figura 5.10).

O fenômeno FF dos sedimentos suspensos foi analisado a partir das curvas de massa e volumes acumulados de cada evento. Quando a curva de dados observados ascende acima da linha bisetritz houve FF e quando estão abaixo da linha bisetritz assume-se que houve diluição do parâmetro qualitativo em estudo e que não houve FF. A linha bisetritz representa o caso onde a concentração de sedimentos permanece constante durante todo o escoamento e o intervalo ou distância das curvas $M(V)$ da bisetritz é medida pelo coeficiente b que é inversamente proporcional à magnitude do FF (LEE et al., 2002; BERTRAND-KRAJEWSKI; CHEBBO; SAGET, 1998).

Figura 5.10 – Curvas de massa de sedimentos suspensos e volume de vazão acumulados.



Pela definição de Deletic (1998), os eventos do dia 23 de Fevereiro, 10 de Março, 14 de Março e 15 de Março apresentaram FF, uma vez que Kang, Kayhanian e Stenstrom (2008) afirmam que eventos mais longos aumentam a magnitude de FF. Pelas condições estabelecidas por Bertrand-Krajewski, Chebbo e Saget (1998), não houve FF em nenhum evento. Pode-se constatar que, de fato, não houve ocorrência do fenômeno, uma vez que nenhuma curva está constantemente acima da linha bisetritz. Pelo contrário, as curvas dos eventos ocorridos em 10, 15 e 31 de Março apresentaram um significativo processo de diluição dos SST durante o escoamento. E nos demais eventos, a massa de SST sofreu pouca variação entre os tempos de

início, pico e recessão do hidrograma, comportamento constatado pela proximidade constante destas curvas à curva bissetriz.

Os valores de b tiveram pouca variação, de 1,0 a 1,07, e são considerados altos quando comparados na literatura. Lee et al. (2002), por exemplo, variou de 0,45 a 2,0. Os valores de Δ variaram de 0,03 a 0,1 e, em eventos de FF com alta magnitude, Δ é maior ou igual a 0,2.

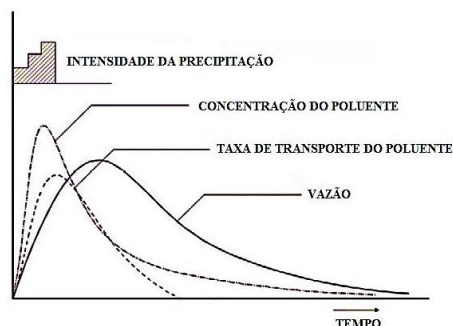
Deve-se observar, porém que, segundo Bertrand-Krajewski, Chebbo e Saget (1998), sua metodologia deve ser usada apenas em períodos longos de monitoramento (mais de 6 meses) com inúmeros eventos chuvosos, permitindo a produção de curvas representativas de frequência de FF. Outro fator limitante é que os estudos destes autores foram feitos diretamente nas redes de drenagem de águas pluviais, sem interferência de processos de transporte de sedimentos do próprio rio.

No entanto, a ausência do fenômeno FF para os SST neste estudo é atestada pelos polutogramas apresentados anteriormente, nos quais os picos de concentração de SST ocorrem após ou simultaneamente aos picos de Q demonstrando uma chegada tardia dos sedimentos no ponto de monitoramento caracterizados pelos laços de histerese dos tipos “Anti-Horário” e “Figura Oito”. Este atraso pode ser devido a inúmeros fatores como: distância da fonte de sedimentos do ponto de monitoramento, armazenamento de SST no solo, intensidade de precipitação, área da bacia, declividade do terreno, entre outros.

Em Li et al. (2011) encontra-se uma demonstração de como seria representado o fenômeno FF em polutogramas de eventos de cheia, em que o volume de escoamento superficial tem influência direta na carga de poluentes (Figura 5.11). Os autores monitoraram apenas cinco eventos de cheia e três eventos normais durante seis meses.

Mas Lee et al. (2002) observaram ainda que, à medida que a área da bacia aumenta, o FF torna-se mais fraco. A área juntamente com a declividade possui relação com o tempo de viagem da onda de cheia até o exutório da bacia (tempo de concentração), o qual Kang, Kayhanian e Stenstrom (2008) afirmam ser inversamente proporcionais à magnitude do FF, afirmando ainda que um tempo de concentração entre 40 e 80 min promovem FF fracos.

Figura 5.11 – Polutograma típico de ocorrência de “First Flush”.



Fonte: Adaptado de Li et al. (2011).

Pode ser observado nos polutogramas que, para os eventos analisados, o pico de concentração de sedimentos ocorreu em média 30 minutos após o pico de vazão, o que não caracterizaria um tempo de concentração de sedimentos longo. No entanto, em quase todos os eventos houve picos múltiplos de CSS, em que, o primeiro pico ocorria juntamente com o pico de vazão e o maior pico ocorria após 30 minutos. Isto pode ser devido a disponibilidade de sedimentos em todo o percurso do escoamento na bacia, facilmente sujeitos ao desprendimento do solo, e não uma carga fixa que ao sofrer ação da precipitação é mobilizada e carregada em uma carga única até o corpo receptor. Outra possível causa de picos múltiplos de CSS é a ressuspensão de sedimentos do rio durante os períodos iniciais da precipitação, uma vez que o coletor de sólidos do amostrador automático foi instalado há 20 cm do leito do rio e pôde ter capturado este material.

Nos primeiros 30% do volume de escoamento total, a maior quantidade de SST transportada foi durante o evento de 10 de Março ($FF_{30} = 34\%$), 34% da massa total, sendo que o menor volume transportado foi de 21% no dia 31 de Março. Neste estudo, foi transportado entre 65-88% de massa de SST durante 80% do volume de escoamento ($FF_{80} = 65-88\%$).

Foi observado que quando a intensidade de precipitação aumenta, a quantidade de SST transportados nos primeiros 30% do volume total diminui ($r = -0,8$; $p < 0,02$). Este comportamento pode caracterizar um rápido esgotamento da disponibilidade de sedimentos suspensos nos momentos iniciais dos eventos mais intensos. No entanto, pode-se inferir mais uma vez que há uma fonte constante de geração de sedimentos suspensos, pois o volume de escoamento é proporcional ao volume de sedimentos ($FF_{80} = 65-88\%$).

Os valores de massa e volume transportados bem como os valores de Δ e do coeficiente b correspondentes são apresentados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 – Os valores marcados em negrito representam eventos onde houve maior descarga de sedimentos suspensos do que de volume escoado.

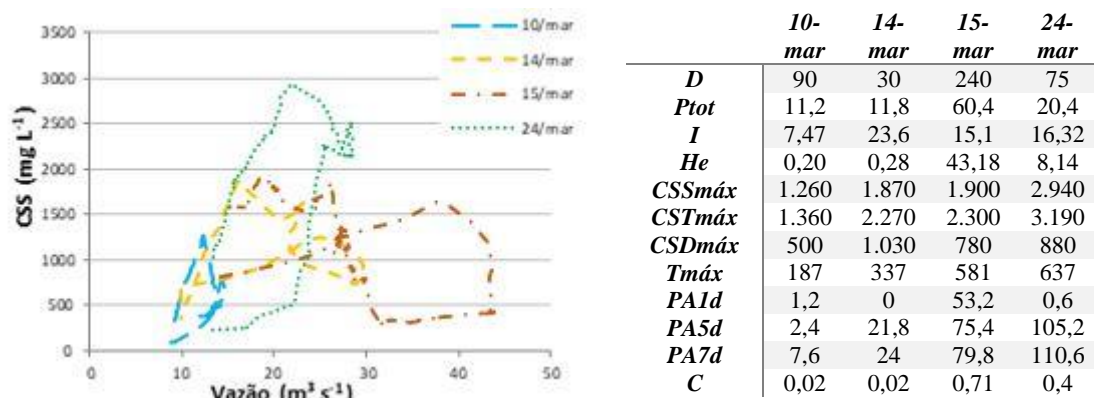
	V_{80}	FF₂₀	FF₃₀	FF₅₀	Δ	b (médio)
23/Fev	83	21	30	54	0.03	1.07
28/Fev	83	14	26	24	0.04	1.02
03/Mar	85	18	31	56	0.04	1.02
10/Mar	84	21	34	44	0.10	1.10
14/Mar	86	20	25	47	0.05	1.10
15/Mar	65	24	28	36	0.07	1.00
24/Mar	80	13	25	48	0.03	1.06
31/Mar	88	17	21	35	0.09	1.05

A sequência de eventos de cheia pode influenciar a natureza da relação Q-CSS e podem fornecer entendimento quanto ao processo de transporte de sedimentos de diferentes áreas.

Os laços de histerese de quatro eventos ocorridos em Março de 2017 são apresentados na Figura 5.12. Os dois primeiros eventos ocorreram em 10 e 14 de Março e, apesar de apresentarem a precipitação total e o coeficiente de escoamento muito similares (11,2 mm e 7,47 mm h⁻¹; 11,8 mm e 23,6 mm h⁻¹, respectivamente), apresentaram intensidades diferentes bem como concentrações de sólidos totais e dissolvidos muito diferentes e laços de histerese do tipo “Figura Oito”. Isto leva a crer que em eventos sucessivos a intensidade da precipitação tem papel relevante na mobilização de partículas maiores até o corpo hídrico ou rede de drenagem, mas a duração da precipitação pode promover a dissolução de partículas que estarão disponibilizadas para o próximo evento em menores tamanhos. Como observado no evento de 14 de Março, a quantidade de sólidos dissolvidos foi muito superior ao evento anterior, bem como a quantidade de sedimentos suspensos, em detrimento da intensidade.

O próximo evento, ocorrido em 15 de Março, já teve sua quantidade de sólidos dissolvidos diminuída e sua CSS aumentada, mas este último muito pouco em relação ao evento anterior, apresentando também laço de histerese do tipo “Figura Oito”. Este evento também apresentou um alto coeficiente de escoamento devido à chuva ocorrida no dia anterior, que foi capaz de promover alta saturação do solo, uma vez que esta chuva foi longa quando comparada aos demais eventos (240 min).

Figura 5.12– Características hidrológicas e laços de histerese para evento ocorridos no mesmo período.



O evento de 15 de Março teve uma precipitação 6 vezes maior que o evento anterior, de 14 de Março, e uma altura de escoamento 153 vezes maior, no entanto, houve pouca diferença entre as CSS dos dois eventos (1.870 mg L^{-1} e 1.900 mg L^{-1} , respectivamente). Isto pode ser abordado a partir do acúmulo/lavagem de poluentes da superfície e a partir da disponibilidade de sedimentos suspensos do próprio rio.

Existe muita incerteza quanto ao acúmulo de poluentes entre eventos sucessivos (WANG et al., 2011). Wijesiri et al. (2016) observaram que o acúmulo de partículas menores que $0,15 \text{ mm}$ influenciam consideravelmente a variabilidade de cargas lavadas e as partículas maiores que $0,15 \text{ mm}$ só possuem volumes significativos em eventos curtos de precipitação (WIJESIRI et al., 2015). Resultados semelhantes foram encontrados por Murphy, Cochrane e O’Sullivan (2015) onde o material particulado, como os SST, foi controlado pela intensidade da precipitação e o material dissolvido pelo volume da precipitação.

Desde Sartor e Boyd (1972), a lavagem de partículas da superfície da bacia é melhor representada por uma função exponencial que considera a intensidade da chuva, as características da superfície e o tamanho da partícula de sólidos. Em 2008, Edogawatta e Goonetilleke (2008) incluíram no método de Sartor e Boyd (1972) um “fator de capacidade” que traduz a relação entre intensidade da chuva e capacidade de remoção da partícula, onde a variável “carga lavada” tornou-se a relação entre a própria carga lavada e a quantidade de partículas acumuladas no período seco antecedente. Este conceito afirma que sempre há uma carga de sólidos (ou poluentes) presentes no início da precipitação e a carga final de lavagem crescerá exponencialmente até seu declínio e posterior esgotamento, dependendo do quão intensa e duradoura for a precipitação.

Partindo destes conceitos, a precipitação mais intensa (14 de Março) promoveu uma lavagem de poluentes semelhante a lavagem do evento mais duradouro (15 de Março). No entanto, devido a todas as características dos eventos monitorados, a alta capacidade de desprendimento do solo das margens e a possibilidade de coleta de partículas ressuspensas, não é prudente ignorar o leito do rio como uma potencial fonte de sedimentos suspensos.

O evento ocorrido em 24 de Março apresentou laço do tipo “Anti-Horário” e duração e volume de precipitação inferiores ao evento do dia 15 de Março. No entanto, a CSS e a quantidade de sedimentos totais deste evento foram muito superiores. A sua Turbidez foi a maior de todos os quatro eventos, apesar de sua intensidade ser pouco maior ($15,1 \text{ mm h}^{-1}$ e $16,3 \text{ mm h}^{-1}$). Alguns eventos de precipitação ocorreram entre 15 e 24 de Março os quais não foram coletados pelo amostrador. É interessante observar que laços de histerese do tipo “Anti-Horário” traduzem o comportamento de solos com alta erodibilidade unido a longos processos erosivos durante a cheia.

A concentração de sólidos dissolvidos foi considerada baixa em relação aos sedimentos totais (880 mg L^{-1} e 3.190 mg L^{-1}) e o coeficiente de escoamento foi considerado alto (0,4), situação que pode ser atribuída a ocorrência de todos estes eventos anteriores que podem ter diluído as partículas.

Do contrário do esperado, não houve decréscimo da disponibilidade ou exaustão dos sedimentos suspensos e totais nos eventos sucessivos (Figura 5.12). Em estudo feito por Nadal-Romero, Regués e Latron (2008), apesar do decréscimo observado em eventos sucessivos na bacia Araguás, a alta disponibilidade de sedimentos foi atribuída à ausência de vegetação na área. Isto pode ser aplicado à realidade da bacia do Rio das Antas, pois se trata de um trecho urbano do município de Anápolis altamente adensado populacionalmente e com pouca vegetação ciliar, o que leva a processos erosivos agravados pelo escoamento e ação dos pingos de chuva no solo.

Gao e Josefson (2012) observaram uma depleção significativa dos sedimentos em eventos com laços de histerese do tipo “Anti-Horário” e eventos ocorridos na primavera e no verão. Já Girolamo, Pappagallo e Lo Porto (2015) também não observaram redução progressiva de CSS em eventos com picos múltiplos, ou seja, não houve exaustão de sedimentos suspensos na bacia pois diferentes fontes contribuem para a CSS nos eventos de cheia: erosões hídricas

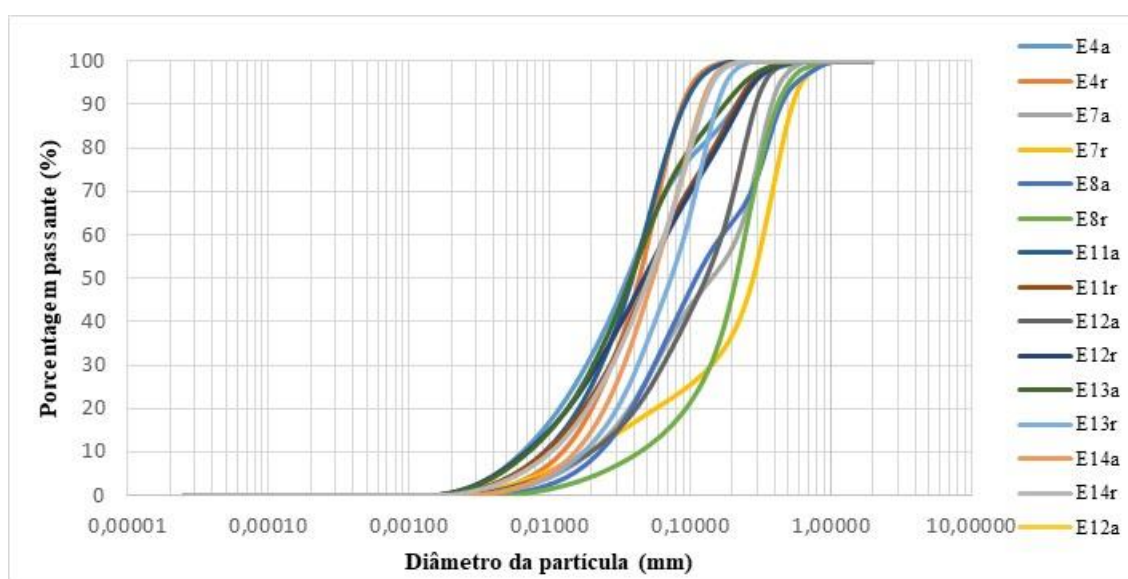
concentradas em determinados locais, bancos de areia (sólidos) no próprio rio e lavagem de matéria orgânica (folhas).

5.5. GRANULOMETRIA DOS SEDIMENTOS SUSPENSOS

5.5.1. Distribuição Granulométrica

A Figura 5.13 apresenta a distribuição granulométrica dos sedimentos suspensos coletados durante a primeira fase do hidrograma até o pico de vazão e durante a recessão do hidrograma em sete eventos chuvosos (E4, E7, E8, E11, E12, E13 e E14) no trecho urbano da bacia do Rio das Antas.

Figura 5.13 – Distribuição granulométrica das partículas de sedimentos suspensos de todos os eventos analisados.



O diâmetro das partículas variou de 0,0019 mm a 0,990 mm, sendo que 48,5% do material apresentou diâmetros entre 0,002 mm e 0,063 mm (silte), 32,35% apresentou diâmetros entre 0,063 mm e 0,2 mm (areia fina), 17,8% apresentou diâmetros de 0,2 mm a 0,6 mm (areia média), 1,04% esteve entre 0,6 mm e 2,0 mm (areia grossa) e apenas 0,28% apresentou diâmetros menores que 0,002 mm (argila). De modo geral, o material analisado pode ser classificado como silte arenoso, de acordo com a classificação da NBR 6502 – Terminologia de Rochas e Solos (ABNT, 1995).

A Tabela 5.5 mostra a porcentagem de cada fração de partículas dos sedimentos suspensos em todos os eventos analisados para as duas etapas do hidrograma, onde “a” significa a fase de ascensão e “r” a fase de recessão da vazão do rio naquele evento chuvoso.

Tabela 5.5 – Porcentagem de partículas durante a ascensão e recessão do hidrograma de cada evento.

Data do Evento	Evento	Porcentagem de partículas (%)				
		Argila	Silte	Areia Fina	Areia Média	Areia Grossa
23/02	E4a	0,97	66,89	21,59	10,17	0,38
	E4r	0,00	71,43	28,57	0,00	0,00
28/02	E7a	0,00	32,47	25,83	40,95	0,75
	E7r	0,00	20,74	17,38	55,59	6,29
03/03	E8a	0,00	33,21	30,48	31,72	4,59
	E8r	0,00	13,65	35,11	48,72	2,52
14/03	E11a	0,34	73,79	25,87	0,00	0,00
	E11r	0,37	57,24	31,60	10,79	0,00
15/03	E12a	0,00	29,05	41,71	29,24	0,00
	E12r	1,02	56,49	30,11	12,38	0,00
24/03	E13a	0,92	66,80	25,07	7,21	0,00
	E13r	0,00	43,62	54,29	2,09	0,00
31/03	E14a	0,00	56,17	43,43	0,40	0,00
	E14r	0,32	57,33	41,85	0,50	0,00

Um fato importante encontrado é a clara predominância de partículas pequenas e médias como silte e areia fina (WALLING et al., 2000). No entanto, os resultados demonstram que a distribuição granulométrica dos sedimentos suspensos transportados varia consideravelmente tanto entre os eventos quanto entre as duas fases do hidrograma.

É possível observar na Tabela 5.5 que nos eventos ocorridos em 23 e 28 de Fevereiro e 03 de Março houve pouca ou nenhuma presença de sedimentos mais finos como a argila, sendo pouco mais frequentes nos eventos de 14, 15, 24 e 31 de Março. Situação diferente dos sedimentos maiores, os quais estiverem presentes nos primeiros eventos (com exceção do E4r) e ausentes nos eventos ocorridos durante o mês de Março (com exceção do E8).

O evento registrado em 31 de Março não apresentou grandes variações, em termos quantitativos, nos tamanhos das partículas nos diferentes períodos da precipitação. Diferente do ocorrido nos eventos de 03, 14, 15 e 24 de Março, onde a quantidade de areia fina mais que dobrou durante a recessão da vazão em 24 de Março, a areia média diminuiu pela metade durante a mesma fase e a quantidade de silte quase duplicou em 15 de Março e a porcentagem

de silte também diminuiu consideravelmente desde o início da precipitação até o final de todo o escoamento em 03 de Março.

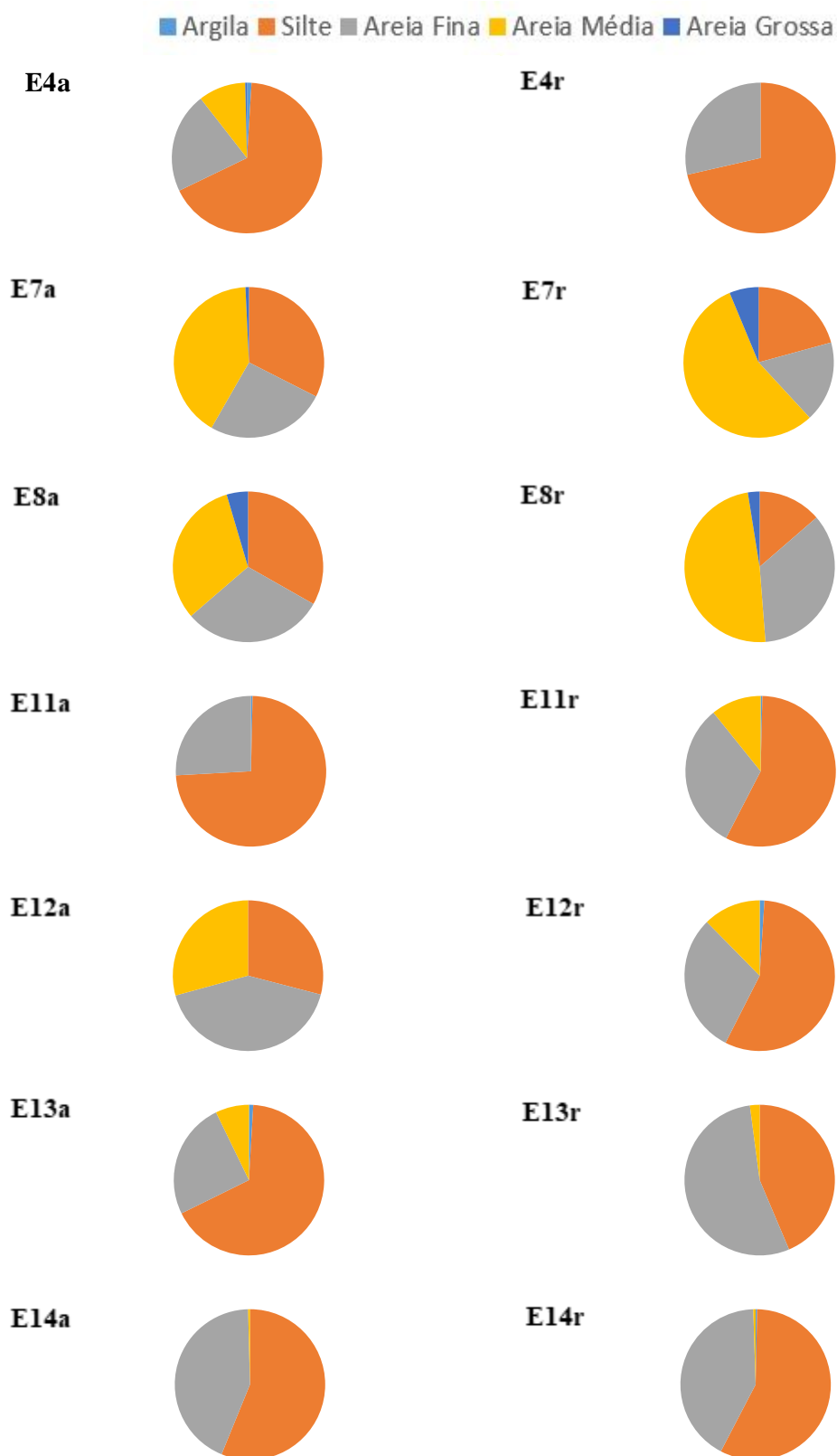
A seguir são apresentados os gráficos de cada evento para o período da ascensão e da recessão da vazão (Figura 5.14).

Os gráficos demonstram que, durante o aumento e diminuição da vazão do rio em decorrência do escoamento da chuva, as partículas com diâmetros entre 0,002 mm e 0,063 mm (silte) são as mais disponíveis para carreamento e/ou ressuspensão nas duas fases do evento, e também são as primeiras a sofrerem depleção (com exceção dos eventos E4 e E14 onde a disponibilidade do silte não foi alterada e do evento E12 cujo a quantidade aumentou desde o início até o final do escoamento). Observa-se ainda que, em alguns eventos, na fase final do escoamento, ou seja, durante a diminuição gradativa da vazão do rio, há um aumento das partículas com diâmetro entre 0,2 mm e 0,6 mm (E7, E8 e E11), em outros a disponibilidade destas partículas diminui ou se esgota (E4, E12 e E13) e, as vezes, permanece inalterada (E14).

Ao observar os quatro últimos eventos, percebe-se que as partículas com diâmetro entre 0,2 mm e 0,6 mm foram diminuindo evento a evento até seu quase completo esgotamento no evento E14. As partículas com diâmetros maiores entre 0,6 mm e 2,0 mm, possivelmente, estiveram disponíveis somente durante dois eventos sucessivos, onde aumentou entre o início e o final do primeiro evento e diminuiu no posterior (E7 e E8).

Os amostradores automáticos são equipamentos frequentemente usados na coleta de água de escoamento em sistemas de drenagem e monitoramento da qualidade de rios durante eventos chuvosos, inclusive para estudos granulométricos. No entanto, podem haver fatores limitantes deste equipamento quanto às condições de vazão não contínua (transiente), à natureza granulometria heterogênea de partículas maiores e à própria localização fixa de seu ponto de coleta. Este último fator, o qual foi utilizado neste estudo, pode, em alguns casos, coletar menos partículas maiores pois estas movem-se mais ao fundo (sedimentação mais rápida) e mais partículas finas por estas serem facilmente arrastadas ao longo da coluna d'água (KIM; SANSALONE, 2008).

Figura 5.14 – Partículas presentes em cada evento nas duas fases do hidrograma.



5.5.2. Relações entre granulometria dos sedimentos e características dos eventos

As Tabelas 5.6 e 5.7 apresentam as correlações significativas ($p < 0,05$) entre as dimensões das partículas (tipo de material encontrado) e as características da precipitação e do escoamento bem como das concentrações de sedimentos e valores de turbidez dos eventos. Em cada célula, o primeiro valor corresponde ao r de Pearson e abaixo o p -valor de significância da relação.

Tabela 5.6 – Correlações e p -valor entre as características hidrológicas, vazão e dimensões das partículas.

		D	PTOT	I	PAID	HE	QMAX	QP	C	VE
ARGILA	Ascensão	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Recessão	-	-	-	0,8283 0,0213	0,8580 0,0134	0,8984 0,0059	0,8642 0,0121	-	0,8034 0,0294
SILTE	Ascensão	-0,7861 0,03605	-	-	-	-	-	-	-	-
	Recessão	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AREIA FINA	Ascensão	-	0,9076 0,0047	-	-	0,8789 0,0091	-	-	0,7868 0,0357	-
	Recessão	-	0,7705 0,0426	-	-	-	-	-	-	-
AREIA MÉDIA	Ascensão	-	-	0,7309 0,0420	-	-	-	-	-	-
	Recessão	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AREIA GROSSA	Ascensão	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Recessão	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Durante a ascensão do hidrograma, as partículas menores que 0,002 mm foram mais frequentes em eventos mais curtos enquanto que partículas entre 0,06 mm e 0,2 mm aumentaram à medida que a precipitação total e o nível da água aumentaram. É interessante observar que as partículas menores que 0,002 mm aumentaram quando havia precipitação no dia anterior ao evento registrado, provavelmente devido a maior disponibilidade de partículas desagregadas na superfície da bacia (WESTERLUND; VOLANDER, 2006).

Durante a recessão, as partículas mais finas menores que 0,002 mm diminuíram juntamente com a diminuição da vazão/volume escoado (VAZE; CHIEW, 2002). Quando a intensidade da chuva aumentava, a quantidade de partículas entre 0,2 mm e 0,6 mm diminuía durante a primeira fase dos eventos. Este fato pode ter ocorrido devido às intensidades registradas não terem sido suficientemente altas para transportarem partículas maiores (EGODAWATTA; GOONETILLEKE, 2008; EGODAWATTA; THOMAS; GOONETILLEKE, 2009).

As partículas maiores que 0,6 mm não apresentaram correlação significativa com a precipitação e escoamento. Possivelmente, a fonte geradora destes sedimentos seja o próprio leito, uma vez que a movimentação dos sedimentos presentes no fundo do canal durante os eventos anteriores

tenha gerado acúmulo deste material grosseiro na região do rio onde as amostras eram coletadas e à medida que foram ocorrendo outras precipitações este material foi sendo lentamente carregado para jusante.

Tabela 5.7 – Correlações e p-valor entre as características de qualidade da água e as dimensões das partículas.

		CSSMÉD	CSSMÁX	CSDMÉD	CSDMÁX	TMÉD	TMÁX
ARGILA	Ascensão	0.7808577	0.8144951	-	-	-	-
	Recessão	0.0382192	0.0256897	-	-	-	-
SILTE	Ascensão	-	-	-	0.787658	-	-
	Recessão	-	0.8097792	0.904530	0.035461	0.841452	0.7940290
AREIA FINA	Ascensão	-	0.0272799	0.005134	0.004239	0.017617	0.0329826
	Recessão	-	-	-	-	-	-
AREIA MÉDIA	Ascensão	-	-	-	-0.80702	-	-
	Recessão	-0.8652771	-0.91409	-0.9350152	0.028232	-0.752733	-0.853571
AREIA GROSSA	Ascensão	0.01188421	0.003965	0.00199615	0.003601	0.0508477	0.0145403
	Recessão	-	-0.73903	-0.81875	-0.83050	-	-
			0.057721	0.024300	0.020689	-	-

Infere-se pela análise da Tabela 5.7 que os sedimentos suspensos são, portanto, compostos predominantemente por partículas com diâmetro entre 0,002 mm e 0,063 durante a recessão da vazão e compostos por grãos menores que 0,002 mm durante a primeira fase do escoamento até o seu pico de vazão. Isso é devido a sua alta e significativa correlação com os parâmetros de concentração de sedimentos suspensos e turbidez. Outro aspecto interessante apresentado na tabela é que a quantidade de grãos com dimensões entre 0,2 mm e 0,6 mm diminui à medida que a vazão diminui e as partículas menores aumentam. Isto pode ocorrer devido a diminuição da velocidade de escoamento com o fim da precipitação, e assim, a capacidade de mobilização de partículas maiores também decresce (PAL; GHOSHAL, 2014).

A quantidade de sólidos dissolvidos diminui com o aumento do diâmetro das partículas como pode ser observado pela correlação positiva e significativa entre o material mais fino e os sólidos dissolvidos, podendo este ser um indicativo de que as partículas maiores tem menor capacidade de absorver e/ou adsorver poluentes (WALLING et al., 2000; MARTTILA; KLOVE, 2015; THOMPSON et al., 2016).

6. CONCLUSÃO

Diante da complexidade dos estudos de sedimentos, este trabalho fornece uma contribuição no entendimento de processos que envolvem a geração, disponibilidade, mobilização e transporte de sedimentos suspensos durante eventos chuvosos em uma pequena bacia urbana tropical.

Os eventos hidrológicos registrados se diferenciam em termos de duração, precipitação total, intensidade e época de monitoramento, mas apresentaram média magnitude, sendo que 43% tiveram precipitação maior que 20 mm com a maior intensidade registrada de 38,1 mm h⁻¹ no final da temporada chuvosa (Março). O volume de escoamento chegou a 281.138 m³ em um único evento e o coeficiente de escoamento foi maior quando a precipitação total nos dias anteriores ao evento registrado era também maior, mostrando que, mesmo tendo mais de 80% do uso do solo classificado como urbano, o que sugere maior impermeabilização, existem áreas de solo exposto que foram saturados durante o período.

Os sedimentos suspensos variaram em ordem de magnitude entre os eventos chegando ao pico de 2.940 mg L⁻¹ e os sedimentos totais com 3.380 mg L⁻¹ em Fevereiro de 2017. Foi observado que, do material coletado, de 61,3% a 86,0% eram sedimentos suspensos. Isto deve-se ao fato de que, com o aumento da velocidade e o turbilhonamento do fluxo, as partículas maiores movem-se como carga do leito suspendendo as partículas menores que, por sua vez, estavam depositadas sobre as partículas maiores (PAVANELLI; SELLI, 2013; PAL; GHOSHAL, 2014).

As vazões máximas do rio são determinantes no total de sedimentos. No entanto, uma mesma faixa de vazão transportou quantidades bem diferentes de sedimentos suspensos em eventos sucessivos (23 e 26 de Fevereiro), evidenciando o esgotamento da disponibilidade de sedimentos na bacia no período observado e mostrando que chuvas com maior duração e menor intensidade podem promover o transporte paulatino porém constante de materiais suspensos menos densos, os quais necessitam de forças de cisalhamentos menores à sua mobilização.

Algumas curvas-chave obtidas da relação entre concentração de sedimentos suspensos e vazão de escoamento apresentaram bom ajuste ($R^2 = 0,92$), podendo, portanto, ser usadas para estimativa deste tipo de material em eventos de precipitação com características similares. No entanto, deve-se observar que as curvas-chave podem subestimar ou superestimar resultados bem como não possuem a capacidade de incluir variações temporais e/ou hidrológicas, levando

a resultados que devem ser cuidadosamente analisados (VERCRUYSSSE; GRABOWSKI; RICKSON, 2017).

Nos eventos monitorados foram encontrados três tipos de laços de histerese, sendo o tipo “Figura Oito” o mais frequente, seguido do laço tipo “Anti-Horário”. Eventos com picos múltiplos ou com respostas sedimentológicas de difícil interpretação foram classificados como “complexos” (GELLIS, 2013). Do contrário do esperado, não houve laço do tipo “Horário”, que é comum em bacias pequenas, e houveram laços “Anti-Horários”, indicando que, para estes eventos, as variações na precipitação foram determinantes na quantidade de SST. Além disso, o solo da bacia e/ou do canal possuem alta erodibilidade, fazendo com que a fonte de sedimentos suspensos também se encontre próxima ao ponto de monitoramento ou mesmo no local do monitoramento. Os eventos com laço tipo “Figura Oito” apresentaram picos consecutivos de concentração de sedimentos e vazão, as precipitações foram intensas, porém o escoamento foi baixo. Este comportamento indica que, nestes eventos, ocorridos principalmente durante o mês de Março a energia do escoamento promoveu a ressuspensão de sedimentos depositados no fundo, ou seja, de partículas com dimensões maiores ou partículas menores e mais densas.

A análise de histerese permitiu verificar que as dinâmicas do transporte de sedimentos suspensos neste trecho da bacia são controladas pela intensidade da precipitação e pelas condições antecedentes ao evento. Permitiu ainda definir que não há apenas uma fonte de sedimentos, mas que as fontes geradores encontram-se espalhadas pela superfície da bacia, além de o próprio leito e margens serem potenciais fontes de sedimentos suspensos.

Foi observado que o volume de sedimentos é proporcional ao volume de escoamento, porém, quando a intensidade da precipitação aumenta, a quantidade de sedimentos suspensos diminui durante a primeira porção do volume escoado (30%). Este comportamento sugere que, inicialmente, ocorre uma lavagem de materiais suspensos mais finos presentes no escoamento, que vão sofrendo depleção. Após esta lavagem inicial e, uma vez que o pico os sedimentos suspensos coletados durante o monitoramento não chegaram com a ascensão da vazão durante a primeira fase do hidrograma (comportamento este ratificado pelas curvas $M(V)$), a probabilidade de partículas maiores depositadas no fundo serem mobilizadas à medida que a velocidade de escoamento aumenta e que ocorre movimento do leito é maior. Não foi observado o fenômeno de “*first flush*”, aqui chamado de FF (KANG; KAYHANIAN; STENSTROM, 2008).

Nos eventos sucessivos observados (E11 e E12), a intensidade da precipitação teve papel fundamental na mobilização das partículas maiores até o corpo hídrico, mas a duração da precipitação promoveu a dissolução de partículas disponibilizadas para o próximo evento em menores tamanhos, pois, como observado no evento de E11, a quantidade de sólidos dissolvidos foi muito superior ao evento anterior, bem como a quantidade de sedimentos suspensos, em detrimento da intensidade. Como não houve decréscimo da disponibilidade ou exaustão dos sedimentos suspensos (GIROLAMO; PAPPAGALLO; LO PORTO, 2015) e totais nos eventos sucessivos e, tendo em vista o comportamento “Figura Oito” destes eventos, a alta disponibilidade de sedimentos foi atribuída a ausência de vegetação na área e exposição das margens à processos erosivos intensos (NADAL-ROMERO; REGUÉS; LATRON, 2008). Apesar das análises apresentadas, ainda existe muita incerteza quanto ao acúmulo de poluentes entre eventos sucessivos (WANG et al., 2011).

As relações observadas entre os tamanhos das partículas inter e intra-eventos sugere que a distribuição granulométrica dos sedimentos suspensos transportados até o ponto de monitoramento é mais controlada pela fonte geradora do que pelas características de precipitação e hidráulicas do sistema (WALLING et al., 2000).

As partículas de sedimentos suspensos variaram entre 0,0019 mm e 0,990 mm, sendo predominantemente classificadas como material silte arenoso. As dimensões das partículas variam tanto entre os eventos quanto durante o evento. Eventos ocorridos no mês de Fevereiro e início de Março apresentaram partículas menores e durante a segunda quinzena do mês de Março houve aumento da quantidade de partículas maiores. Partículas de areia grossa foram mais frequentes em eventos sucessivos mostrando que sua disponibilidade foi limitada. Este fato pode ter ocorrido devido ao tipo de monitoramento adotado, pois o amostrador automático pode não coletar partículas maiores (KIM; SANSALONE, 2008) ou ainda devido ao acúmulo deste material durante eventos anteriores.

As partículas com dimensões até 0,063 mm são as primeiras a serem carreadas durante a primeira fase do hidrograma e as partículas com dimensões entre 0,2 mm e 0,6 mm tendem a diminuir com a diminuição da vazão. Já as partículas médias aumentam com o aumento da vazão e diminuem com o aumento da intensidade da precipitação, a qual pode não ter sido suficientemente alta para mobilizá-las da superfície até o corpo hídrico (EGODAWATTA; GOONETILLEKE, 2008; EGODAWATTA; THOMAS; GOONETILLEKE, 2009). As partículas grosseiras tiveram menor capacidade de absorver/adsorver partículas dissolvidas.

É evidente a necessidade do monitoramento contínuo de parâmetros meteorológicos, hidrológicos, físicos, químicos e biológicos da bacia hidrográfica e do corpo hídrico a fim de conhecer a variabilidade das partículas suspensas quando em contato com o escoamento superficial e, posteriormente, com o sistema aquático.

Os amostradores automáticos possuem inúmeros benefícios que permitem coletas contínuas e precisas de amostras de água do corpo hídrico no momento de ocorrência da cheia, com diversos intervalos de tempo diferentes, o que permite traçar um perfil quantitativo e qualitativo do evento isoladamente. É importante observar, contudo, que o uso de amostradores automáticos tende a limitar o tamanho das partículas coletadas e análises quanto a isso devem ser realizadas para maior acurácia na amostragem. Além disso, para trabalhos futuros, recomenda-se a coleta de amostras em pontos fixos e móveis, ou mesmo posicionar o coletor do amostrador automático em posição transversal ao escoamento a fim de possibilitar a captura de partículas nas diferentes linhas do escoamento durante a cheia.

Para maior acurácia das curvas-chave de sedimentos é importante realizar um monitoramento da bacia do Rio das Antas com maior número de cheias e durante mais de um período chuvoso.

No estudo granulométrico das partículas devem ser incluídas as margens e o leito do canal para que análises comparativas mais aprofundadas sejam possíveis. Este tipo de coleta ainda pode ter consequências positivas quanto às análises dos padrões de histerese, pois podem fornecer mais clareza quanto as fontes dos sedimentos suspensos que adentram ao corpo receptor.

Estudos como este trazem informações sobre as dinâmicas hidrológicas e sedimentológicas da bacia em períodos críticos (chuvosos) e são importantes uma vez que há ausência destes dados para muitos corpos hídricos no Brasil. Podem ainda fornecer subsídios que auxiliam nas definições de uso e ocupação do solo da bacia, no dimensionamento de bacias de contenção/detenção de sedimentos, na definição de projetos de drenagem urbana mais claros e executáveis e no manejo e recuperação de canais que sofrem com processos erosivos marcantes.

7. REFERÊNCIAS

1. ABNT: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6502: Rochas e Solos – Terminologia. Rio de Janeiro, 1995. 18 p.
2. AICH, V.; ZIMMERMANN, A.; ELSENBEER, H. Quantification and interpretation of suspended-sediment discharge hysteresis patterns: How much data do we need? **Catena**, v. 122, p. 120-129, 2014.
3. ARAUJO, H. A.; COOPER, A. B.; HASSAN, M. A.; VENDITTI, J. Estimating suspended sediment concentrations in areas with limited hydrological data using a mixed-effects model. **Hydrological Processes**, v. 26, 3678-3688, 2012.
4. BACH, P. M.; MCCARTHY, D. T.; DELETIC, A. Redefining the stormwater first flush phenomenon. **Water Research**, v. 44, 2487-2498, 2010.
5. BERTRAND-KRAJEWSKI, J.; CHEBBO, G.; SAGET, A. Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. **Water Resources**, v.32, n. 8, 2341-2356, Great Britain, 1998.
6. BHADHA, J. H.; LANG, T. A.; DAROUB, S. H. Influence of suspended particulates on phosphorus loadings exported from farm drainage during a storm event in the Everglades Agricultural Area. **Journal of Soils Sediments**, v. 17, 240-252, 2017.
7. BORAH, D.K.; BERA, M. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications. **American Society of Agricultural Engineers**, v. 47, n.3, 789-803, 2004.
8. BRAZIL, L.E.; SANDERS, T.G; WOOLHISER, D.A. **Kinematic parameter estimation for transport of pollutants in overland flow**. Proceedings of conference paper. 1977.
9. BREZONIK, P. L., STADELMANN, T. H. Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area. **Water Resources**, v.36, n.7, 1743–1757, 2002.
10. BRITES, A. P. Z.; GASTALDINI, M. do C. C. Avaliação da carga poluente no sistema de drenagem de duas bacias hidrográficas urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n.4, 211-221, 2007.
11. BRODIE, I. M.; DUNN, P. K. Commonality of rainfall variables influencing suspended solids concentrations in storm runoff from three different urban impervious surfaces. **Journal of Hydrology**, v. 387, 202-211, 2010.
12. CHARTERS, F. J.; COCHRANE, T. A.; O’SULLIVAN, A. D. Particle size distribution variance in untreated urban runoff and its implication on treatment selection. **Water Research**, v. 85, 337-345, 2015.
13. CHARTERS, F. J.; COCHRANE, T. A.; O’SULLIVAN, A. D. Untreated runoff quality from roof and road surfaces in a low intensity rainfall climate. **Science of the Total Environment**, v. 550, 265-272, 2016.
14. CUNHA, S. F.; SILVA, F. E. O. E; MOTA, T. U.; PINHEIRO, M. C. Avaliação da acurácia dos métodos do SCS para cálculo da precipitação efetiva e hidrogramas de cheia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, 837-848, 2015.
15. DELETIC, A. The first flush load of urban surface runoff. **Water Resources**, v. 32, n. 8, 2462-2470, 1998.
16. DELETIC, A.; ASHLEY, R; REST, D. Modelling input of fine granular sediment into drainage systems via gully-pots. **Water Research**, v.34, n.15, 3836-3844, 2000.

17. DELETIC, A.; MAKSIMOVIC, C.; IVETIC, M. Modelling of storm wash-off of suspended solids from impervious surfaces. **Journal of Hydraulic Research**, v. 35, n.1, 99-118, 1997.
18. DEVEREUX, O. H.; PRESTEGAARD, K. L.; NEEDELMAN, B. A.; GELLIS, A. C. Suspended-sediment sources in an urban watershed, Northeast Branch Anacostia River, Maryland. **Hydrological Processes**, v. 24, 1391-1403, 2010.
19. EDER, A.; STRAUSS, P.; KRUEGER, T. QUINTON, J. N. Comparative calculation of suspended sediment loads with respect to hysteresis effects (in the Petzenkirchen catchment). **Journal of Hydrology**, v. 389, 168-176, 2010.
20. EDWARDS, A. C.; WITHERS, P. J. A. Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK. **Journal of Hydrology**, v. 350, 144-153, 2008.
21. EGODAWATTA, P.; GOONETILLEKE, A. Understanding road surface pollutant wash-off and underlying physical processes using simulated rainfall. **Water Science & Technology**, v. 57, n. 8, 1241-1246, 2008
22. EGODAWATTA, P.; THOMAS, E.; GOONETILLEKE, A. Understanding the physical processes of pollutant build-up and wash-off on roof surfaces. **Science of Total Environment**, V. 407, 1834-1841, 2009.
23. EPA: Environmental Protection Agency. **Results of the Nationwide Urban Runoff Program – Volume I – Final Report**. Water Planning Division, Washington, DC, 1983.
24. ERIKSSON, E.; BAUN, A.; SCHOLE, L.; LEDIN, A.; AHLMAN, S.; REVITT, M.; NOUTSOPOULOS, C.; MIKKELSEN, P.S. Selected stormwater priority pollutants – a European perspective. *Science of the Total Environment*. v. 383, 41-51, 2007.
25. FAN, X.; SHI, C.; SHAO, W.; ZHOU, Y. The suspended sediment dynamics in the Inner-Mongolia reaches of the upper Yellow River. **Catena**, v. 109, 72-82, 2013.
26. FANG, N. F.; SHI, Z. H.; CHEN, F. X.; ZHANG, H. Y.; WANG, Y. X. Discharge and suspended sediment patterns in a small mountainous watershed with widely distributed rock fragments. **Journal of Hydrology**, v. 528, 238-248, 2015.
27. FRAGA, I.; CHARTERS, F. J.; O’SULLIVAN, A. D.; COCHRANE, T. A. A novel modelling framework to prioritize estimation of non-point source pollution parameters for quantifying pollutant origin and discharge in urban catchments. **Journal of Environmental Management**, v. 167, 75-84, 2016.
28. GAO, P.; JOSEFSON, M. Event-based suspended sediment dynamics in a central New York watershed. **Geomorphology**, v. 139-140, 425-437, 2012.
29. GAO, L.; LI, D. A review of hydrological/water-quality models. *Front. Agr. Sci. Eng.*, v.1, n.4, 267–276, 2014.
30. GELLIS, A. C. Factors influencing storm-generated suspended-sediment concentrations and loads in four basins of contrasting land use, humid-tropical Puerto Rico. **Catena**, v. 104, 39-57, 2013.
31. GIROLAMO, A. M. De.; PAPPAGALLO, G., LO PORTO, A. Temporal variability of suspended sediment transport and rating curves in a Mediterranean river basin: The Celone (SE Italy). **Catena**, v. 128, 135-143, 2015.
32. GNECCO, T. I.; BERRETTA, C.; LANZA, L. G.; LA BARBERA, P. Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy. **Atmospheric Research**, v.77, 60– 73, 2005.
33. GOBEL, P.; DIERKES, C.; COLDEWEY, W. G. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 91, 26-42, 2007.
34. GOIÁS. **Hidrogeologia do Estado de Goiás**. ALMEIDA, L., RESENDE, L., RODRIGUES, A. P., CAMPOS, J. E. G. (Org.) - Secretaria de Indústria e Comércio. Superintendência de Geologia e Mineração. 232 p. 2006.

35. HADDADCHI, A.; RYDER, D. S.; EVRARD, O.; OLLEY, J. Sediment fingerprinting in fluvial systems: review of tracers, sediment sources and mixing models. **International Journal of Sediment Research**, v. 28, 560-578, 2013.
36. HAUPT, J. P. O. **Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do rio Jundiáí**. 126 p. Dissertação de Mestrado – USP, São Paulo, 2009.
37. HE, H.; ZHOU, J.; WU, Y.; ZHANG, W.; XIE, X. Modelling the response of surface water quality to the urbanization in Xi'an, China. **Journal of Environmental Management**, v. 86, 731–749, 2008.
38. HONG, Y.; BONHOMME, C.; LE, M.; CHEBBO, G. New insights into the urban washoff process with detailed physical modelling. **Science of the Total Environment**, v. 573, 924-936, 2016.
39. JI, Z. G. **Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries**. Wiley Editor, 704 p., 2008.
40. KANG, J.; KAYHANIAN, M.; STENSTROM, M. K. Predicting the existence of stormwater first flush from the time of concentration. **Water Research**, v.42, 220-228, 2008.
41. KIM, G.; YUR, J.; KIM, J. Diffuse pollution loading from urban stormwater runoff in Daejeon city, Korea. **Journal of Environmental Management**, v. 85, 9-16, 2007.
42. KIM, J.; SANSALONE, J. J. Event-based size distributions of particulate matter transported during urban rainfall-runoff events. **Water Research**, v. 42, 2756-2768, 2008.
43. KLEIN, M. H. Anticlockwise hysteresis in suspended sediment concentration during individual storms: Holbeck catchment; Yorkshire, England. **Catena**, v. 11, 251-257, Braunschweig, 1984.
44. LARENTIS, D.G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas – RS**. 2004. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre – RS, 2004.
45. LAWLER, D. M., PETTS, G. E., FOSTER, I. D. L., HARPER, S. Turbidity dynamics during spring storm events in an urban headwater river system: The Upper Tame, West Midlands, UK. **Science of the Total Environment**, v. 360, 109-126, 2006.
46. LE GALL, M.; EVRARD, O.; THIL, F.; FOUCHER, A.; LACEBY, J. P.; MANIÈRE, L.; SALVADOR-BLANES, S.; AYRAULT, S. Examining suspended sediment sources and dynamics during flood events in a drained catchment using radiogenic strontium isotope ratios ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$). **Chemical Geology**, v. 449, 147-157, 2017.
47. LEE, H.; LAU, S.; KAYHANIAN, M.; STENSTROM, M. K. Seasonal first flush phenomenon of urban stormwater discharges. **Water Research**, v. 38, 4153-4163, 2004.
48. LEE, J. H.; BANG, K. W. Characterization of urban stormwater runoff. **Water Resources**, v. 34, n. 6, 1773-1780, Great Britain, 2000.
49. LEE, J. H.; BANG, K. W.; KETCHUM, L. H.; CHOE, J. S.; YU, M. J. First flush analysis of urban storm runoff. **Science of the Total Environment**, v. 293, 163-175, 2002.
50. LEE, J. Y.; KIM, H.; KIM, Y.; HAN, M. Y. Characteristics of the event mean concentration (EMC) from rainfall runoff on an urban highway. **Environmental Pollution**, v. 159, 884-888, 2011.
51. LENZI, M. A.; MARCHI, L. Suspended sediment load during floods in a small stream of the Dolomites (northeastern Italy). **Catena**, v. 39, 267-282, 2000.
52. LI, C.; LIU, M.; HU, Y.; GONG, J.; SUN, F.; XU, Y. Characterization and first flush analysis in road and roof runoff in Shenyang, China. **Water Science & Technology**, v. 70, n.3, 397-406, 2014.
53. LI, J.; LI, H.; SHEN, B.; LI, Y. Effect of non-point source pollution on water quality of the Weihe River. **International Journal of Sediment Research**, v.26, 50-61, 2011.

54. LI, L.; YIN, C.; HE, Q.; KONG, L. First flush of storm runoff pollution from an urban catchment in China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, 295-299, 2007.
55. LI, Y.; LAU, S.; KAYHANIAN, M.; STENSTROM, M. K. Particle Size Distribution in Highway Runoff. **Journal of Environmental Engineering**. 1267-1276, 2005.
56. LLOYD, C. E. M., FREER, J. E., JOHNES, P. J., COLLINS, A. L. Using hysteresis analysis of high-resolution water quality monitoring data, including uncertainty, to infer controls on nutrient and sediment transfer in catchments. **Science of the Total Environment**, v. 543, 388-404, 2016.
57. MA, Z.; NI, H.; ZENG, H.; WEI, J. Function formula for first flush analysis in mixed watersheds: A comparison of power and polynomial methods. **Journal of Hydrology**, v. 402, 333-339, 2011.
58. MAILLARD, P.; SANTOS, N. A. P. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed – Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 86, 158-170, 2008.
59. MARSILI-LIBELLI, S.; GIUSTI, E. Water quality modelling for small river basins. **Environmental Modelling & Software**, v. 23, 451-463, 2008.
60. MARTTILA, H.; KLOVE, B. Spatial and temporal variation in particle size and particulate organic matter content in suspended particulate matter from peatland-dominated catchments in Finland. **Hydrological Processes**, v. 29, 1069-1079, 2015.
61. MCCARTHY, D. T.; HATHAWAY, J. M.; HUNT, W. F., DELETIC, A. Intra-event variability of *Escherichia coli* and total suspended solids in urban stormwater runoff. **Water Research**, v. 46, 6661-6670, 2012.
62. MENESES FILHO, A. S.; TUCCI, C. E. M. Impacto da urbanização na produção anual de cargas poluentes, com incerteza. In: 6º SILUSBA, 2003, Praia - Cabo Verde. 6º SILUSBA, 2003.
63. MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; MAGNAGO, P. F. Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, 1306-1313, 2011.
64. MURPHY, L. U.; COCHRANE, T. A.; O’SULLIVAN, A. The influence of different pavement surfaces on atmospheric copper, lead, zinc and suspended solids attenuation and wash-off. **Water Air Soil Pollute**. 226-232, 2015.
65. NADAL-ROMERO, E.; REGUÉS, D.; LATRON, J. Relationships among rainfall, runoff, and suspended sediment in a small catchment. **Catena**, v. 74, 127-136, 2008.
66. NAVRATIL, O., EVRARD, O., ESTEVES, M., LEGOUT, C., AYRAULT, S., NÉMERY, J., MATE-MARIN, A., AHMADI, M., LEFÈVRE, I., POIREL, A., BONTÉ, P. Temporal variability of suspended sediment sources in a alpine catchment combining river/ rainfall monitoring and sediment fingerprinting. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 37, 828-846, 2012.
67. NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. SWAT: **Ferramentas de Avaliação de Solo & Água**. Documentação Teórica. Laboratório de Pesquisas de Solo e Água Grassland, Texas, 2009.
68. NIRAULA, R.; KALIN, L.; SRIVASTAVA, P.; ANDERSON, C. J. Identifying critical source areas of nonpoint source pollution with SWAT and GWLF. **Ecological Modelling**, v. 268, 123-133, 2013.
69. NOVOTNY, V. Diffuse pollution from agriculture: a worldwide outlook. **Water Science and Technology**, v. 39, 1-13, 1999.
70. NOVOTNY, V. Diffuse pollution monitoring and abatement in the future cities. In: International Workshop on TMDL Monitoring and Abatement Program presented at Konkuk University, Seoul (Korea), 2008.

71. OBROPTA, C. C.; KARDOS, J. S. Review of urban stormwater quality models: Deterministic, stochastic and hybrid approaches. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, n.6, 2007.
72. PAL, D.; GHOSHAL, K. Grain-size distribution in open channel flow by mixing length approach. **Environmetrics**, v. 26, 107-119, 2014.
73. PAVANELLI, D.; PAGLIARANI, A. Monitoring Water Flow, Turbidity and Suspended Sediment Load, from an Apennine Catchment Basin, Italy. **Biosystems Engineering**, v. 83, n. 4, 463-468, 2002.
74. PAVANELLI, D.; SELLI, L. Effective Size Characteristics of Suspended Sediment and Nutrient Concentrations during Flood Events in the Reno River Tributaries (Northern Italy). **Procedia Environmental Sciences**, v.19, 723-732, 2013.
75. PERAZA-CASTRO, M.; SAUVAGE, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M., RUIZ-ROMERA, E. Effect of flood events on transport of suspended sediments, organic matter and particulate metals in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain). **Science of the Total Environment**, v. 569-570, 784-797, 2016.
76. PIETRÓN, J., JARSJO, J., ROMANCHENKO, A. O., CHALOV, S. R. Model analyses of the contribution of in-channel processes to sediment concentration hysteresis loops. **Journal of Hydrology**, v. 527, 576-589, 2015.
77. PIRO, P.; CARBONE, M. A modelling approach to assessing variations of total suspended solids (tss) mass fluxes during storm events. **Hydrological Processes**, v. 28, 2419-2426, 2014.
78. PRODANOFF, J. H. A. Avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro – RJ, 2005.
79. RAMOS, T. B.; GONÇALVES, M. C.; BRANCO, M. A.; BRITO, D.; RODRIGUES, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J.; SAUVAGE, S.; PRAZERES, A. MARTINS, J. C.; FERNANDES, M. L.; PIRES, F. P. Sediment and nutrient dynamics during storm events in the Enxóe temporary river, southern Portugal. **Catena**, v. 127, 177-190, 2015.
80. REN, W.; ZHONG, Y.; MELIGRANA, J.; ANDERSON, B.; WATT, W. E.; CHEN, J.; LEUNG, H. Urbanization, land use, and water quality in Shanghai 1947-1996. **Environment International**, v.29, 649– 659, 2003.
81. RIBEIRO, I.; ANGELIM, R. R.; GUIMARÃES, R. C. Análise granulométrica de solos tropicais com granulômetro a laser. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA – COBRAMSEG, 2014, Goiânia-GO.
82. ROSSMAN, L. A. HUBER, W. C. **Storm Water Management Model Reference Manual – Volume III – Water Quality**. National Risk Management Laboratory Office of Research and Development, U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, 2016. 161 p.
83. SARTOR, J. D.; BOYD, G. B. **Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants**. Environmental Protection Technology Series. Environmental Protection Agency, EUA, 1972, 257 p.
84. SELBIG, W. R.; FIENEN, M. N. Regression modeling of particle size distributions in urban stormwater: Advancements through improved sample collection methods. **Journal of Environmental Engineering**, v. 138, 2012.
85. SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazônica**, v.38, n.4, 733–742, 2008.
86. SOUZA, M. M. de.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, n.3, 263-274, 2014.

87. STENSTROM, M. K.; KAYHANIAN, M. **First Flush phenomenon characterization**. California Department of Transportation Division of Environmental Analysis, California, 2005. 198 p.
88. SUI, J.; HE, Y.; LIU, C. Changes in sediment transport in the Kuye River in the Loess Plateau in China. **International Journal of Sediment Research**, v. 24, 201-213, 2009.
89. SUN, S.; BARRAUD, S.; CASTEBRUNET, H.; AUBIN, J. Long-term stormwater quantity and quality analysis using continuous measurements in a French urban catchment. **Water Research**, v. 85, 435-442, 2015.
90. SUN, L., YAN, M.; CAI, Q., FANG, H. Suspended sediment dynamics at different time scales in the Loushui River, south-central China. **Catena**, v. 136, 152-161, 2016.
91. TA, W.; WANG, H.; JIA, X. Suspended sediment transport response to upstream wash-load supply in the sand-bed reach of the Upper Yellow River, China. **Journal of Hydrology**, v. 528, 562-570, 2015.
92. TAEBI, A.; DROSTE, R.L. Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater. **Science of Total Environment**, n.327. 175-184, 2004.
93. THOMPSON, J.; SATTAR, A. M. A.; GHARABAGHI, B.; WARNER, R. C. Event-based total suspended sediment particle size distribution model. **Journal of Hydrology**, v. 536, 236-246, 2016.
94. TSIHRINTZIS, V. A.; HAMID, R. Modeling and management of urban stormwater runoff quality: A Review. **Water Resources Management**, v.11. 137-164, 1997.
95. TUSET, J.; VERICAT, D.; BATALLA, R. J. Rainfall, runoff and sediment transport in a Mediterranean mountainous catchment. **Science of Total Environment**, v. 540, 114-132, 2016.
96. USDA: United States Department of Agriculture. **Urban Hydrology for small watersheds**. Technical Release 55. 2nd Edition, 1986.
97. _____. **National Engineering Handbook**. Part 630, Hydrology, 2004.
98. VAZE, J.; CHIEW, F. H. S. Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface. **Urban Water**, v.4, 379-389, 2002.
99. VERCRUYSSE, K.; GRABOWSKI, R. C.; RICKSON, R. J. Suspended sediment transport dynamics in rivers: Multi-scale drivers of temporal variation. **Earth-Science Reviews**, v. 166, 38-52, 2017.
100. WAKIDA, F. T.; MARTINEZ-HUATO, S.; GARCIA-FLORES, E.; PIÑON-COLIN, T. D. J.; ESPINOZA-GOMEZ, H.; AMES-LÓPEZ, A. Pollutant association with suspended solids in stormwater in Tijuana, Mexico. **International Journal Environmental Science Technology**, v. 11, 319-326, 2014.
101. WALLING, D. E.; OWENS, P. N.; WATERFALL, B. D.; LEEKS, G. J. L.; WASS, P. D. The particle size characteristics of fluvial suspended sediment in the Humber and Tweed catchments, UK. **Science of the Total Environment**, v. 251-252, 205-222, 2000.
102. WALLING, D. E.; WOODWARD, J. C. Use of a field-based water elutriation system for monitoring the in situ particle size characteristics of fluvial suspended sediment. **Water Research**, v. 27, 1413-1421, 1993.
103. WANG L.; WEI, J.; HUANG, Y.; WANG, G.; MAQSOOD, I. Urban nonpoint source pollution buildup an washoff models for simulating storm runoff quality in the Los Angeles County. **Environmental Pollution**, v. 159, 1932-1940, 2011.
104. WANG, S.; HE, Q.; AI, H.; WANG, Z; ZHANG, Q. Pollutant concentrations and pollution loads in stormwater runoff from different land uses in Chongqing. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n.3, 502-510, 2013.
105. WARRICK, J. A.; MELACK, J. M.; GOODRIDGE, B. M. Sediment yields from small, steep coastal watersheds of California. **Journal of Hydrology: Regional Studies** 4, 516-534, 2015.

106. WEI, Z.; SIMIN, L.; FENGBING, T. Characterization of urban runoff pollution between dissolved and particulate phases. **The Scientific World Journal**, 2013.
107. WESTERLUND, C.; VIKLANDER, M. Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. **Science of the Total Environment**, v. 362, 143-156, 2006.
108. WIJESIRI, B.; EGODAWATTA, P.; MCGREE, J.; GOONETILLEKE, A. Influence of pollutant build-up on variability in wash-off from urban road surfaces. **Science of Total Environment**. v.527-528, 344-350, 2015.
109. _____. Assessing uncertainty in pollutant build-up and wash-off processes. **Environmental Pollution**. v. 212, 48-56, 2016.
110. WILLIAMS, G. P. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. **Journal of Hydrology**, v. 111, 89-106, Netherlands, 1989.
111. YI, Q.; LI, H.; LEE, J.; KIM, Y. Development of EMC-based empirical model for estimating spatial distribution of pollutant loads and its application in rural areas of Korea. **Journal of Environmental Sciences**, v. 35, 1-11, 2015.
112. YING, G.; SANSALONE, J. Transport and solubility of Hetero-disperse dry deposition particulate matter subject to urban source area rainfall-runoff processes. **Journal of Hydrology**, v. 383, 156-166, 2010.
113. ZHANG, Z.; FUKUSHIMA, T.; ONDA, Y.; MIZUGAKI, S.; GOMI, T.; KOSUGI, K.; HIRAMATSU, S.; KITAHARA, H.; KURAJI, K.; TERAJIMA, T.; MATSUSHIGE, K.; TAO, F. Characterisation of diffuse pollutions from forested watersheds in Japan during storm events — Its association with rainfall and watershed features. **Science of Total Environment**, v. 390, 215-226, 2008.
114. ZHAO, J.; SHAN, B.; YIN, C. Pollutant loads of surface runoff in Wuhan City Zoo, an urban tourist area. **Journal of Environmental Sciences**. v.19, 464-468, 2007.
115. ZIEGLER, A. D.; BENNER, S. G.; TANTASIRIN, C.; WOOD, S. H.; SUTHERLAND, R. A.; SIDLE, R. C.; JACHOWSKI, N.; NULLET, M. A.; XI, L. X.; SNIDVONGS, A.; GIAMBELLUCA, T. W.; FOX, J. M. Turbidity-based sediment monitoring in northern Thailand: Hysteresis, variability, and uncertainty. **Journal of Hydrology**, v. 519, 2020-2039, 2014.
116. ZIEMIŃSKA-STOLARSKA, A.; SKRZYPSKI, J. Review of mathematical models of water quality. **Ecological Chemistry and Engineering**. v. 19 (2), 197-211, 2012.
117. ZOPPOU, C. Review of urban storm water models. **Environmental Modelling & Software**, v.16, 195-231, 2001.