

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA E MODELAGEM MATEMÁTICA  
DA REMOÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO EM CANAL  
GRAMADO INTEGRANTE DE TÉCNICA COMPENSATÓRIA  
CONSTRUIDA EM ESCALA REAL**

**MAYARA CAROLINE FELIPE**

**São Carlos**

**2014**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA E MODELAGEM MATEMÁTICA  
DA REMOÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO EM CANAL  
GRAMADO INTEGRANTE DE TÉCNICA COMPENSATÓRIA  
CONSTRUIDA EM ESCALA REAL**

**MAYARA CAROLINE FELIPE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestra em Engenharia Urbana.

Orientação: Prof. Dr. Rodrigo Braga Moruzzi

**SÃO CARLOS**

**2014**

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

F315ae Felipe, Mayara Caroline.  
Avaliação da eficiência e modelagem matemática da  
remoção de material particulado em canal gramado  
integrante de técnica compensatória construída em escala  
real / Mayara Caroline Felipe. -- São Carlos : UFSCar, 2014.  
104 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São  
Carlos, 2014.

1. Drenagem urbana. 2. Poluição difusa. 3. Material  
particulado. 4. Canal gramado. 5. Modelagem  
fenomenológica. I. Título.

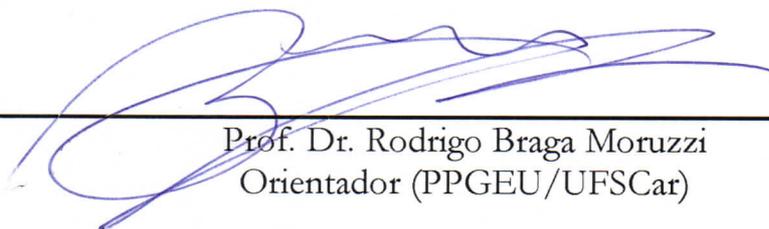
CDD: 628.21 (20<sup>a</sup>)



## FOLHA DE APROVAÇÃO

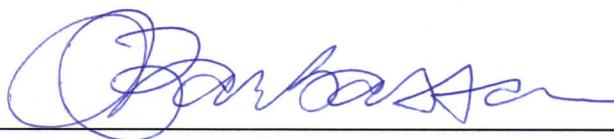
MAYARA CAROLINE FELIPE

Dissertação defendida e aprovada em 09/06/2014  
pela Comissão Julgadora



---

Prof. Dr. Rodrigo Braga Moruzzi  
Orientador (PPGEU/UFSCar)



---

Prof. Dr. Ademir Paceli Barbassa  
(PPGEU/UFSCar)



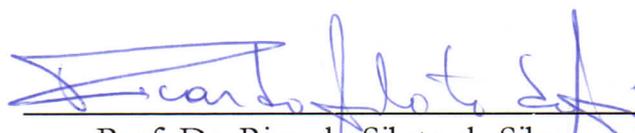
---

Prof. Dr. Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira  
(PPGEU/UFSCar)



---

Profª Drª Priscilla Macedo Moura  
(UFMG)



---

Prof. Dr. Ricardo Siloto da Silva  
Coordenador do CPG-EU

DEDICO ESSE TRABALHO AOS MEUS PAIS, GILBERTO E VERA  
JULIA, POR SEREM OS MAIORES INCENTIVADORES DE MEUS  
ESTUDOS E QUE COM MUITO ESFORÇO, DEDICAÇÃO E  
COMPREENSÃO EMPRESTARAM TODA A VIDA AOS FILHOS.

## AGRADECIMENTOS

AO PAI CELESTIAL, O GRANDE ARQUITETO DO UNIVERSO, SEMPRE PRESENTE, POR TODAS AS OPORTUNIDADES QUE ME PROPORCIONARA, E POR SEMPRE TER ME OFERECIDO SAÚDE, DISPOSIÇÃO E FORÇA PARA VENCER OBSTÁCULOS.

OS MEUS PAIS, GILBERTO FELIPE E VERA JÚLIA BRUGNOLI FELIPE, POR ME ENSINAREM A TER PERSISTÊNCIA E CORAGEM PARA ENFRENTAR AS DIVERSIDADES DA VIDA, POR TODO O INCENTIVO AOS ESTUDOS, PELA CONFIANÇA QUE SEMPRE DEPOSITARAM EM MIM E PELO AMOR E CARINHO DEDICADO.

AO MEU IRMÃO, DANILO RAFAEL FELIPE, PELA LONGA CAMINHADA DE ENSINAMENTOS, POR TODO INCENTIVO, PELO COMPANHEIRISMO E PELO AMOR E CARINHO DEDICADO.

AOS MEUS ORIENTADORES PROF DR RODRIGO BRAGA MORUZZI E PROF. DR. ADEMIR PACELI BARBASSA, POSSUIDORES DE INIGUALÁVEL SABER, PELA PRESTEZA E ATENÇÃO COM QUE SEMPRE ME RECEBERAM.

AGRADEÇO À UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS E AO PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA PELA OPORTUNIDADE DE DESENVOLVER ESTA PESQUISA.

AGRADEÇO À FUNDAÇÃO DE ESTUDOS E PROJETOS – FINEP PELO FINANCIAMENTO DO PROJETO MCT/FINEP/AÇÃO TRANSVERSAL SANEAMENTO AMBIENTAL E HABITAÇÃO 07/2009 - MAPLU2 – MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS 2, E AO CONSELHO DE DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO – CNPQ.

AOS PROFESSORES DOUTORES BERNARDO ARANTES DO NASCIMENTO TEIXEIRA (DECIV – UFSCAR) E LUCIANA MARCIA GONÇALVES (DECIV – UFSCAR).

AOS MEUS COLEGAS DE GRUPO DE PESQUISA ESTUDOS EM SISTEMAS HÍDRICOS URBANOS (G-HIDRO): ALEXANDRE SHINZATO, MARIA DE FÁTIMA ALMEIDA, SIDNEI PEREIRA DA SILVA, TÁSSIA ROMANNE, THAYS FERREIRA DE SOUZA, TIAGO ZANETTI, E EM ESPECIAL DANIEL SÍRIO, LUANA BAPTISTA E NATALIA TECEDOR.

# SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	19
2	OBJETIVOS.....	21
2.1	OBJETIVO GERAL.....	21
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	21
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....	22
3.1	Evolução dos sistemas de drenagem de águas pluviais .....	22
3.2	Dinâmica entre a drenagem e a urbanização.....	24
3.3	Impactos na qualidade das águas pluviais .....	30
3.4	Impactos do escoamento superficial urbano sobre o meio ambiente .....	37
3.5	Medidas compensatórias e de controle para remoção de poluentes .....	40
3.6	Avaliação na remoção de material particulado por meio da modelagem ....	47
3.6.1	Reator Pistonado em Estado Estacionário .....	51
3.7	Dimensionamento do Canal Gramado .....	53
3.7.1	Permeabilidade do solo .....	53
3.7.2	Granulometria.....	54
3.7.3	Parâmetros hidrológicos para concepção e dimensionamento do canal gramado.....	56
4	METODOLOGIA .....	58
4.1	Dimensionamento da Canaleta Gramada .....	60
4.1.1	Caracterização do solo .....	61
4.1.2	Umidade do solo .....	62
4.2	Simulação de chuva por meio de reservatório .....	63
4.3	Aspectos qualitativos: determinação do material particulado da água pluvial	66
4.3.1	Instalação dos coletores de amostras.....	69

4.4	Modelagem na remoção dos poluentes por meio de um reator pistonado de primeira ordem .....	70
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	74
5.1	Caracterização do solo.....	74
5.2	Construção do canal gramado .....	75
5.3	Ensaio de infiltração com o método do Duplo Anel .....	76
5.4	Teor de umidade .....	77
5.5	Eficiência na remoção do material particulado no canal gramado .....	77
5.6	Modelagem matemática da remoção de material particulado .....	88
6	CONCLUSÕES .....	96
7	REFERÊNCIAS .....	98

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AASHTO	<i>American Association for State Highway and Transportation Officials</i>
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
ASTM	<i>American Society for Testing Materials</i>
BMPs	<i>Best Management Practices</i>
CSTR	Reator de Tanque Continuamente Agitado
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
FCTH	Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica
LID	<i>Low Impact Development</i>
MIT	<i>Massachusetts Institute of Technology</i>
MUSICA	Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualisation
NBR	Norma Brasileira
NURP	<i>National Urban Runoff Program</i>
SST	Sólidos suspensos totais
SWMM	<i>Storm Water Management Model</i>
TCs	Técnicas Compensatórias
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
VIB	Velocidade Básica de Infiltração

## LISTA DE SIMBOLOS

$C_{saída}$	Concentração na saída do volume de controle
$C^*$	Concentração limite ou de <i>background</i>
$Q$	taxa de aplicação hidráulica
$k$	Taxa de decaimento
$R_d$	Fração inicial de Sólidos removidos
$V_s$	Velocidade média de sedimentação da fração de partículas
$Q$	Vazão média escoada através da bacia de detenção
$A$	Área superficial da bacia de detenção
$n$	parâmetro que fornece uma medida do grau de turbulência,
$R_l$	Remoção dinâmica a longo prazo
$R_d$	Fração removida da quantidade inicial de sólidos em suspensão para a vazão média anual
$Z$	Fração máxima removida a taxas de aplicação muito baixas, variando de 80% a 100%.
$S_0(t)$	Entrada da concentração de sedimentos respectivamente.
$S_i(t)$	Saída da concentração de sedimentos respectivamente.
$C$	Coeficiente de escoamento superficial.
$I$	Intensidade pluviométrica.
$q_e$	vazão específica referente a lâmina média do canal.
$Q_{méd}$	Valor médio das vazões medidas no hidrograma.
$L_e$	Área trapezoidal do canal.
$q_m$	vazão específica referente a lâmina no ponto de descarregamento do reservatório.
$Q_{máx}$	Valor máximo da vazão medida no hidrograma.
$L_m$	Área trapezoidal do canal.

$N$	turbidez no coletor correspondente a sua posição.
$N_0$	turbidez inicial medida no reservatório após introdução de material particulado.
$C_0$	concentração do composto alvo na corrente de entrada;
$C$	concentração do composto alvo na corrente de saída;
$v$	velocidade de escoamento longitudinal;
$c$	concentração no tempo $t$ ;
$\Delta c$	incremento (ou decaimento) da concentração no tempo $t+1$ ;
$\Delta x, \Delta y, \Delta z$	elementos nas direções $x, y$ e $z$ ;
$L$	comprimento do trecho analisado;
$dc / dt$	variação temporal da concentração $c$ ;
$C_s$	concentração simulada
$C_m$	concentração medida

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Impactos da evolução urbana. ....	25
Figura 2 - Características do balanço hídrico numa bacia urbana.....	26
Figura 3 - Impacto devido a urbanização .....	27
Figura 4- Processo de impacto da drenagem urbana.....	28
Figura 5 - Hidrograma e polutograma em carga poluidora .....	36
Figura 6 - Reator Pistonado.....	51
Figura 7 - Sistemas com densidade constante.....	52
Figura 8 - Ensaio de infiltração com anéis concêntricos.....	54
Figura 9 - Localização da microbacia experimental.....	58
Figura 10 - Vista em planta da área drenada para o canal gramado, localizada ao lado dos prédios dos Departamentos de Medicina II e Gerontologia. As áreas hachuradas representam a área de captação de água pluvial (Sem escala). Medidas em metros.....	59
Figura 11 - O corte transversal do canal gramado de geometria trapezoidal (Sem escala). Medidas em metros.....	60
Figura 12 – Localização do ensaio de duplo anel (sem escala). As circunferências vermelhas representam a localização dos anéis. ....	61
Figura 13 – “The Speedy moisture tester”. ....	62
Figura 14 – Pontos de amostra de umidade do solo (sem escala). As amostras foram coletas nas circunferências vermelhas. ....	63
Figura 15 - Esquema da simulação de chuvas com o reservatório .....	64
Figura 16 – Hidrograma típico de chuva simulada por meio do descarregamento de reservatório de 5 m <sup>3</sup> com tubo curto de 75mm de diâmetro nominal. Hidrograma medido durante as operações de descarregamento do reservatório.....	66
Figura 17 – Solo passando pela peneira 200. ....	67
Figura 18 – a) Vista lateral do coletor de amostra montado com tubo de PVC e b) Vista superior do coletor com abertura superior de 32 mm. Sem escala. Medidas em cm.....	68
Figura 19 – Coletores “encapsulados” antes de serem inseridos no solo. ....	68
Figura 20 – Vista seccionada em planta do canal gramado com indicação do reservatório para descarregamento e dos coletores espaçados ao longo do	

comprimento do canal. A vista foi seccionada na posição indicada, para facilitar visualização. Em detalhe, fotografia do coletor, ao lado de um objeto de 12 cm. Sem Escala.....	70
Figura 21 – Representação esquemática do volume de controle utilizado para balanço de massa do material particulado. Adaptado de Levenspiel (2000).....	71
Figura 22 - Curva Granulométrica do solo da área de estudo.....	74
Figura 23 – Corte do terreno nas dimensões de projeto. ....	75
Figura 24 – plantio da grama no canal. ....	76
Figura 25 – Relação entre SST e Turbidez construída para o material particulado introduzido no reservatório de descarregamento no canal gramado.....	78
Figura 26 – Lâmina de água média, espacial e temporal, de 5 a 30 minutos medido no canal gramado.....	79
Figura 27 – Eficiência na remoção de material particulado para a concentração inicial de 65 ( $C_0$ ) mg SST/L .....	83
Figura 28 – Eficiência na remoção de material particulado para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 130 mg SST/L .....	84
Figura 29 – Eficiência na remoção de material particulado para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 196 mg SST/L. ....	84
Figura 30 – Eficiência na remoção de material particulado para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 262 mg SST/L. ....	85
Figura 31 – Eficiência na remoção de material particulado para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 327 mg SST/L .....	85
Figura 32 – Fração removida de sólidos suspensos totais (SST) ao longo do comprimento do canal gramado para diferentes valores de concentração inicial.....	87
Figura 33 – Fração removida de SST no canal gramado em função da concentração inicial ( $C_0$ ) e do comprimento.....	87
Figura 34 – Fração removida de SST no canal gramado em função da concentração inicial ( $C_0$ ), do comprimento e da lâmina de água média medida durante a passagem da onda de cheia.....	88
Figura 35 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado, eficiências correspondentes e simulação para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 65 mg.L <sup>-1</sup> .....	89

Figura 36 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado, eficiências correspondentes e simulação para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 131 mg.L <sup>-1</sup> . .....	89
Figura 37 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado, eficiências correspondentes e simulação para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 196 mg.L <sup>-1</sup> . .....	90
Figura 38 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado, eficiências correspondentes e simulação para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 262 mg.L <sup>-1</sup> . .....	90
Figura 39 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado, eficiências correspondentes e simulação para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 327 mg.L <sup>-1</sup> . .....	91
Figura 40 – Erros relativos entre dados medidos e simulados por ponto de amostragem ao longo do comprimento do canal gramado para as diferentes concentrações iniciais ( $C_0$ ) investigadas. ....	93
Figura 41 – Relação entre dados medidos e simulados para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 327 mg.L <sup>-1</sup> . A reta contínua em 45° de maior espessura representa a reta de ajuste perfeito (1:1). A reta contínua de menor espessura representa o ajuste aos pontos experimentais, por meio de mínimos quadrados. ....	93
Figura 42 – Decaimento da constante cinética em função da concentração inicial ( $C_0$ ). .....	95
Figura 43 – Dados experimentais e simulados referente a concentrações residuais remanescentes de material particulado para todo o conjunto de dados investigados. ....	95

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Comparação das cargas poluentes das águas pluviais e servidas .....	32
Tabela 2 - Determinação de parâmetros relevantes para conhecimento da carga de poluentes nas estradas inglesas .....	34
Tabela 3 - Características dos eventos amostrados.....	35
Tabela 4 - Concentrações médias por evento para escoamento de telhado, pátio e rua .....	35
Tabela 5 - Eficiência na remoção de SST em uma bacia de retenção de grande porte. ....	46
Tabela 6 - Classificação e diâmetro dos grãos do solo .....	55
Tabela 7 - Valores de coeficientes de escoamento superficial (C) para algumas superfícies .....	56
Tabela 8 - Dimensionamento do canal em grama .....	60
Tabela 9 - Concentrações médias e variações dos sólidos analisados em águas de escoamento urbano no Brasil .....	67
Tabela 10 - Classificação do solo local para projeto .....	74
Tabela 11 - Ensaio de permeabilidade com duplo anel .....	76
Tabela 12 – Valores temporais e espaciais de lâmina de água medidos no canal durante os ensaios com as chuvas simuladas. ....	80
Tabela 13 – Vazões específicas ( $q_e$ e $q_m$ ) a partir da área transversal do canal para referentes a lâmina de água média ( $L_e$ ) e máxima ( $L_m$ ) e das vazões de descarregamento do reservatório ( $Q_{med}$ e $Q_{máx.}$ ).....	81
Tabela 14 – Eficiência média dos pontos de amostragem, posicionados ao longo do comprimento do canal gramado, em função das suas respectivas concentrações iniciais em mg/L.....	81
Tabela 15 – Eficiências medidas nos pontos de amostragem, posicionados ao longo do comprimento do canal gramado, em função das suas respectivas concentrações iniciais em mg/L.....	82
Tabela 16 – Parâmetros do ajuste exponencial para diferentes valores de concentração inicial ( $C_0$ ) no canal gramado .....	83

Tabela 17 – Parâmetros obtidos por meio do ajuste não linear da Equação 18 aos dados experimentais para diferentes valores de concentração inicial ( $C_0$ ) no canal gramado e erro médio relativo em módulo ( $E(\%)$ ).....	92
Tabela 18 – Valores dos coeficientes de explicação $R^2$ e dos coeficientes angulares das retas de ajuste, por mínimos quadrados com intercepto na origem, entre dados simulados e medidos para diferentes valores de concentração inicial ( $C_0$ ) no canal gramado. ....	94
Tabela 19 – Parâmetros obtidos por meio do ajuste não linear da Equação 14 ao conjunto dos dados experimentais, com o objetivo de zerar o erro médio global, dado pela média dos erros em todos os ensaios realizados no canal gramado, e erro médio relativo em módulo ( $E(\%)$ ). ....	96

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Categorias dos impactos atribuídos à construção e ao desenvolvimento de atividades humanas. Fonte: CLAR <i>et al.</i> , 2004 .....	38
Quadro 2 - Principais categorias dos poluentes de escoamento urbano, suas fontes e impactos relacionados. Fonte: MUTHUKRISHANAN <i>et al.</i> , 2004 .....	40
Quadro 3 - Esquemas dos diferentes tipos de técnicas compensatórias .....	42
Quadro 4 - Dispositivos de Infiltração.....	44

## RESUMO

Neste trabalho, buscou-se avaliar e modelar matematicamente, por meio de modelo fenomenológico, a remoção de material particulado em canal gramado construído em escala real. Para tal, foram investigadas diferentes concentrações iniciais ( $C_0$ ) de material particulado: 65; 131; 196; 262 e 327 mg/L, os quais foram descarregados por meio de chuvas simuladas em canal de 100 m de extensão e declividade de 2%. As medidas de material particulado foram feitas por meio da turbidez e da análise de sólidos suspensos totais (SST), em 26 posições ao longo do comprimento do canal. Os dados experimentais foram ajustados ao modelo por meio de regressão não linear dos parâmetros ( $k$ ) e ( $C^*$ ), os quais correspondem à constante cinética de decaimento e ao valor mínimo assintótico a curva de remoção, respectivamente. As frações removidas e o ajuste matemático foram avaliados e realizados para cada evento isolado e, também, para o conjunto de resultados. Em termos médios, o módulo do erro relativo variou entre 0,83% e 5,11%, sendo o maior valor médio obtido para a menor concentração de material particulado investigado (65 mg.L<sup>-1</sup>). Em relação aos valores obtidos para as constantes de decaimento ( $k_d$ ), as quais representam a frequência de remoção de material particulado, verifica-se que a mesma tende a um valor mínimo para as maiores concentrações iniciais de material particulado ( $C_0$ ). Tal fato indica que, quanto maior a concentração inicial de material particulado ( $C_0$ ), maior a extensão de percurso requerida para sua remoção, com limite máximo observado em torno de 80 m, para concentrações acima de 196 mg.L<sup>-1</sup>.

**Palavras-Chave** – drenagem urbana; poluição difusa; material particulado; canal gramado; modelagem fenomenológica.

## ABSTRACT

A math model was applied to describe the removal of particulate matter in lawn canal built in real scale. For this purpose different initial concentrations ( $C_0$ ) of particulate matter were investigated, as following: 65; 131; 196; 262 and 327 mg/L. The investigated rains, containing suspended solids, were discharged on the channel which has 100 m in length and slope of 2 %. Measurements were made of particulate material through the analysis of turbidity and total suspended solids (TSS) in 26 locations along the length of the channel. The experimental data were fit to the model using nonlinear regression parameter ( $k_d$ ) and ( $C^*$ ), which correspond to the decay kinetics constant and minimum limiting values the curve removal, respectively. Fractions removed and mathematical adjustment were assessed and performed for each isolated event and also for the result set. On average, the magnitude of the relative error ranged from 0.83% to 5.11%, with the highest average value obtained for the lowest concentration of particulate matter ( $65 \text{ mg L}^{-1}$ ). Regarding the values obtained for the decay constants ( $k_d$ ), which represent the frequency of removal of particulate matter, it is noted that the same trends to a minimum value for the higher initial concentrations of particles ( $C_0$ ). This fact indicates that the higher the initial concentration of particulate matter ( $C_0$ ), the greater the extent of travel required for its removal, with a maximum observed at around 80 m, for concentrations above 196  $\text{mg.L}^{-1}$ .

**Keywords:** urban drainage, diffuse pollution, particulate matter, Lawn channel, phenomenological modeling.

## 1 INTRODUÇÃO

No decorrer de toda a história da urbanização observa-se a ligação das cidades com os cursos fluviais. Nos primeiros agrupamentos urbanos, a população utilizava essa água tanto para consumo e hábitos de higiene quanto para a evacuação de dejetos. A disponibilidade da água compunha um importante insumo para atividades agrícolas e artesanais, ao mesmo tempo em que favorecia as comunicações e o comércio, assim como possibilitava a navegação pelos cursos d'água.

À medida que as cidades se expandiram, em geral, ocorreram os seguintes impactos: impermeabilização das superfícies, aumento das vazões máximas, provocando aumento da capacidade de escoamento através de condutos e canais; degradação da qualidade da água, devido à lavagem das ruas, a transporte de material sólido e às ligações clandestinas de esgoto sanitário na rede pluvial; aumento da produção de sedimentos devido à desproteção das superfícies do solo e ao carreamento de resíduos sólidos.

A urbanização implica em alterações significativas no meio ambiente, de forma geral, e, em particular, nos processos hidrológicos, resultantes de intervenções diretas no uso e na ocupação do solo. São bem conhecidos e descritos na literatura especializada os impactos sobre o regime hidrológico e, em especial, sobre a dinâmica de cheias, como consequência da impermeabilização de superfícies, da canalização de cursos d'água e do significativo aumento da densidade de drenagem decorrente da construção de vias e de redes de drenagem.

O aumento das áreas impermeabilizadas diminui a infiltração da água no solo e com isso também a recarga de lençóis freáticos, o que pode em médio/longo prazo trazer consequências negativas ao abastecimento pela redução da vazão dos rios durante o período de estiagem e mesmo pelo rebaixamento dos aquíferos. Associado a essa situação, o aumento do escoamento superficial, adicionado à canalização dos corpos d'água e à ineficiência dos sistemas de drenagem pluvial acarretam o aumento das situações de alagamentos.

Em tais processos, a camada superficial do solo tem a estrutura modificada, resultando em menor resistência à erosão. O mesmo pode ocasionar, em bacias urbanas, no decorrer do processo de alteração de uso do solo. Áreas de campos, florestas ou até banhados são ocupadas na periferia das cidades por loteamentos. Geralmente, os loteamentos urbanos são antecedidos por intensa atividade de retirada da cobertura vegetal, desestruturação da camada superficial de solo e movimentação de volumes de terra.

As técnicas compensatórias são medidas estruturais alternativas que podem atuar (pontualmente, linearmente ou na forma de planos) na retenção e/ou detenção dos excessos de escoamento superficial gerados em lotes ou loteamentos. Existe uma grande diversidade de técnicas compensatórias em drenagem pluvial. Na maioria das vezes, essas técnicas centram-se em processos de infiltração e de armazenamento de águas pluviais (ELLIS, 2008).

Áreas impermeáveis são desconectadas do sistema de drenagem urbano, no qual as águas de escoamento superficial são direcionadas para áreas verdes com suficiente capacidade de infiltração (RIGHETTO, 2009).

Sabe-se que a poluição do escoamento superficial direto é bem elevada, devido às variações de poluentes e concentrações nele carregado, podendo se afirmar que a maioria dos poluentes encontrados são materiais particulados de forma orgânica e inorgânica (SCHUELER, 1987 *apud* TUCCI, 2005) e que a qualidade da água, neste caso, varia muito no espaço e no tempo. Nesse sentido, a redução da poluição difusa, por meio da separação dos materiais particulados, presentes no escoamento superficial direto, constitui um benefício complementar à essas técnicas. No entanto, pouco se sabe a respeito desses efeitos e dos fenômenos de separação predominantes nessas técnicas.

Dessa forma, esse trabalho busca trazer elementos da hidráulica de reatores para avaliação da remoção de material particulado, através de um reator pistonado de primeira ordem cinética, em técnicas compensatórias construídas em escala real. Para tal, o sistema de canaleta de infiltração, que foi construído em escala real no campus da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), permitiu a coleta de águas pluviais escoadas pelas calhas do departamento de Medicina II e Gerontologia. Essas águas pluviais, em seguida, passaram por essa canaleta, em

grama, até chegar ao plano de infiltração; onde foi analisada a qualidade da água de escoamento superficial. Dessa forma, foi possível estudar a remoção do material particulado antes e depois de passar pelo sistema.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

- Avaliar e modelar por meio de reator pistonado de cinética de primeira ordem o desempenho na remoção de material particulado do escoamento superficial direto em canal gramado.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar e modelar a remoção de particulados no canal gramado.
- Modelar o comportamento do canal gramado na remoção por meio de parâmetros qualitativos.
- Ajustar a modelagem para um modelo matemático de cinética de primeira ordem.
- Simular a capacidade de remoção dos poluentes através de um reator pistonado.

### **3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1 Evolução dos sistemas de drenagem de águas pluviais**

A “cloaca máxima” denominação da drenagem urbana em latim, foi umas das primeiras obras de evacuação das águas pluviais, ligadas ao desenvolvimento urbano, que surgiram na Roma Antiga. Esta foi uma das primeiras obras de grandes dimensões que visava à melhoria da qualidade de vida das populações. Tinham por sua vez, sistemas unitários de drenagem, que transportavam as águas pluviais, juntamente com as águas residuais domésticas, através de um mesmo canal (BAPTISTA, NASCIMENTO, BARRAUD, 2011).

Na Idade Média houve uma interrupção na construção dos sistemas de drenagem, e os que existiam não receberam manutenção, a ausência desses sistemas, nas cidades europeias, gerou um conceito denominado “tout à la rue”, em que as águas residuais e pluviais não eram coletadas, sendo simplesmente lançadas nas ruas. Situação esta que deu origem ao termo “cidade pútrida”, pois a lama misturada ao esgoto tomava conta do sistema viário e deixava um odor desagradável, perceptível a distância (BAPTISTA, NASCIMENTO, BARRAUD, 2011).

Naquela época, tanto quanto hoje, as pessoas habitavam as áreas mais baixas, por isso ficavam sujeitas às inundações que carregavam toda a água contaminada lançada nas ruas. Esse problema acabou acarretando outros, como epidemias de cólera e tifo, levando a Europa a levantar as questões de insalubridade pública, realizando obras de regularização de canalização dos rios, devido aos cursos de água se transformarem em esgotos (BAPTISTA, NASCIMENTO, BARRAUD, 2011). As primeiras obras de drenagem pluvial no Brasil foram construídas pelos holandeses no século XVII, através da implantação de diques, canais e ancoradouros, aterramento e drenagem. Ainda nessa época, as soluções sanitárias (abastecimento de água e evacuação dos dejetos) eram de responsabilidade de cada indivíduo.

O conceito higienista, o qual destina-se a afastar as águas pluviais e residuais dos centros urbanos, surgiu na Europa no século XIX. Já, no Brasil, esse conceito

chegou em 1864 no Rio de Janeiro, porém o higienismo só foi aplicado efetivamente a partir do ano de 1889, após a Proclamação da República, com a implantação do sistema separador absoluto (SILVEIRA, A., 2002).

O conceito higienista predominou no mundo inteiro até o século XX. Já por volta dos anos 70, em substituição ao mesmo, nasceu o conceito de tecnologias alternativas de drenagem urbana, que surgiu quando a consciência ecológica expôs suas limitações para levar em conta os conflitos ambientais entre as cidades e o ciclo hidrológico. Nessa nova visão, procurou-se estabelecer alternativas ao conceito de evacuação rápida, reconheceu-se a poluição do esgoto pluvial e desenvolveu-se uma crescente pressão para que todos os esgotos fossem tratados. Para tal, foram necessárias obras de retenção e amortecimento de escoamentos, como pavimentos permeáveis, superfícies, poços, planos, trincheiras e valas de infiltração, reservatórios e lagos de detenção. Essa nova concepção teve maior impulso a partir dos anos 80 até os dias atuais (SILVEIRA, A., 2002).

Essas novas técnicas alternativas em drenagem urbana, também são conhecidas como medidas compensatórias de drenagem, ou Best Management Practices – BMPs, as quais se contrapõem à abordagem higienista, pois mantêm o conceito de neutralizar os efeitos do processo de urbanização sobre os processos hidrológicos. Para isto, utiliza técnicas que tratam o escoamento pluvial no local em que é gerado, chamando-as de controle na fonte da drenagem pluvial, o qual visa à redução através dos processos de armazenamento, detenção, retenção e infiltração das águas do escoamento pluvial.

A drenagem urbana, a partir das técnicas compensatórias, deve seguir os seguintes princípios (TUCCI e GENZ, 1995):

- Não transferir impactos para jusante;
- Não aumentar cheias naturais;
- Propor medidas de controle para a bacia;
- Utilizar legislação e Planos de Drenagem para controle e orientação;
- Atualizar o planejamento por estudo de horizontes de expansão, periodicamente;
- Controlar constantemente o uso do solo e áreas de risco;
- Tornar competente a capacidade técnico-administrativa dos órgãos públicos gestores;

- Qualificar a educação ambiental para o poder público, população e meio técnico.

Por volta dos anos 90, surgiu uma nova abordagem de gestão sustentável de drenagem conhecida como Desenvolvimento de Baixo Impacto (Low Impact Development – LID), que busca compatibilizar o *layout* das estruturas, atendendo a paisagem; e satisfazer as exigências estéticas como uma característica das águas urbanas. Para isso ocorrer é necessário que se mantenha a eficácia no tratamento das águas pluviais, e o não comprometimento no comportamento hidrodinâmico do sistema (PERSSON, *et al.*, 1999).

Desenvolvimento de baixo impacto (LID) aborda um planejamento de ocupação do espaço urbano que amenize escoamento superficial; a manutenção dos canais de drenagem; a conservação dos ecossistemas e recursos naturais, buscando reduzir os espaços impermeabilizados das superfícies; o controle da poluição da água pluvial e redução das fontes de contaminação; os dispositivos hidráulicos que aumentam o tempo de concentração das águas; atividades na proteção do ambiente; e os programas de educação para modificar ações (PRINCE GEORGE'S COUNTRY, 1999).

### **3.2 Dinâmica entre a drenagem e a urbanização**

O desenvolvimento urbano modifica a cobertura vegetal ocasionando vários efeitos que alteram os componentes do ciclo hidrológico natural. O volume que lentamente escoava pela superfície do solo e ficava retido pelas plantas, com a urbanização, passa a escoar no canal, necessitando de maior capacidade de escoamento das seções (TUCCI, 2005).

A inundação urbana   um acontecimento tão antigo quanto as cidades. Sua ocorrência se dá quando as águas das galerias pluviais, riachos, rios, saem do leito de escoamento, resultante da falta de capacidade de transporte de um destes sistemas e ocupam áreas onde a popula o utiliza para transporte (passeios, ruas e rodovias), moradia, indústria, recrea o, comércio, entre outros (TUCCI e COLLISCHONN, 1998).

Segundo Tucci (2005), as áreas Urbanas podem sofrer com impactos e inundações produzidos pelo escoamento pluvial, devido a dois processos, que ocorrem combinados ou isoladamente:

1° Inundações em áreas ribeirinhas: são inundações naturais que ocorrem no leito maior dos rios devido à variabilidade do escoamento na bacia hidrográfica, temporal e espacial da precipitação;

2° Inundações causadas pela urbanização: são as inundações que ocorrem na área urbana devido ao efeito da canalização do escoamento e impermeabilização do solo.

As inundações devido à urbanização acarretam os seguintes impactos, como pode ser observado na Figura 1 (TUCCI, 2008):

- aumento das vazões máximas e de sua frequência;
- aumento da produção de sedimentos devido à desproteção das superfícies e à produção de resíduos sólidos;
- deterioração da qualidade da água superficial e subterrânea, devido à lavagem das ruas, transporte de material sólido e às ligações clandestinas de esgoto cloacal e pluvial e contaminação de aquíferos;

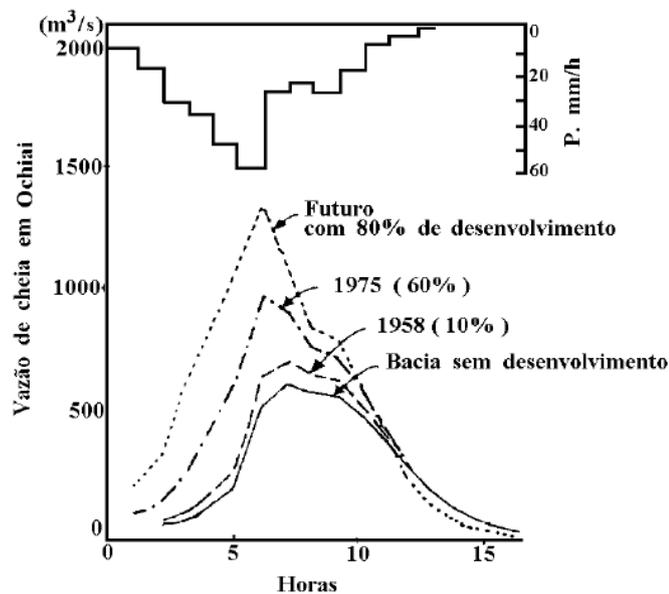


Figura 1 - Impactos da evolução urbana.

Fonte: Silveira, A., 2002

As inundações são mais frequentes do que as que existiam quando a superfície era permeável e o escoamento se dava de forma natural, devido à

impermeabilização do solo e a aceleração do escoamento através de canais e condutos, ocasionados pela urbanização, a quantidade de água que chega ao mesmo tempo no sistema de drenagem aumenta, conseqüentemente, gera inundações (TUCCI, 2008).

A Figura 2 apresenta as diferenças ocasionadas no ciclo hidrológico no período de pré-urbanização e no de urbanização, no qual nota-se o aumento da água pluvial escoada e a diminuição da evapotranspiração durante a urbanização.

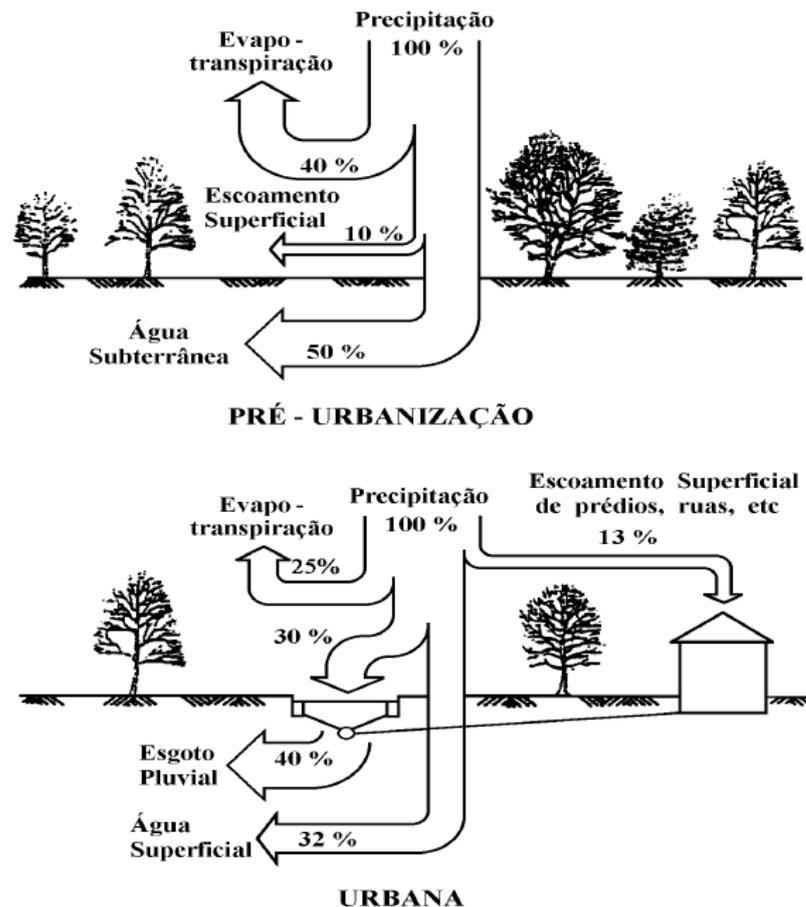
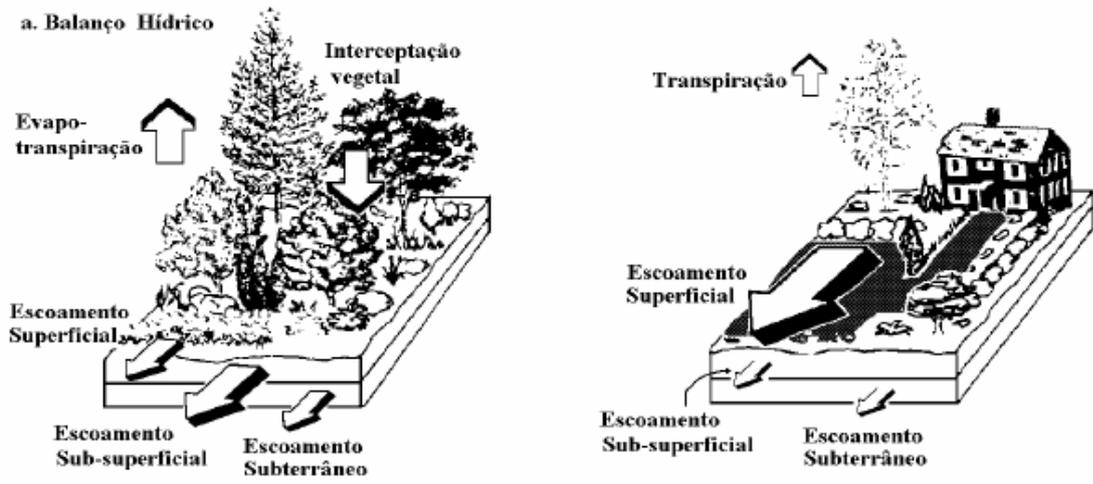


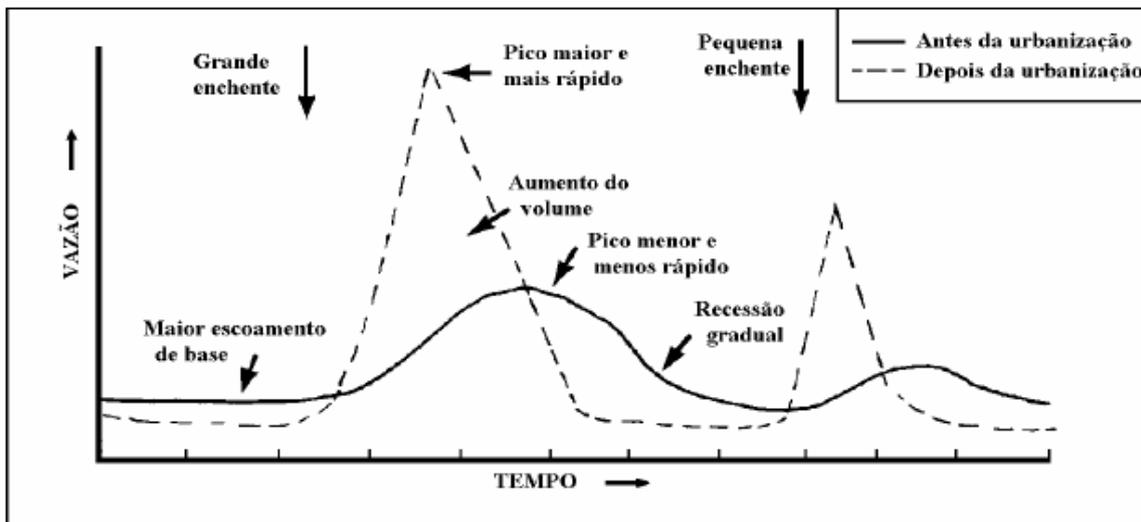
Figura 2 - Características do balanço hídrico numa bacia urbana.

Fonte: Tucci, 2005.

A Figura 3 apresenta a comparação entre duas bacias hidrográficas, uma antes da urbanização (bacia natural) e a outra depois da urbanização, e seus impactos causados no sistema hidrológico, devido à impermeabilização do solo, o aumento do escoamento superficial, aumento das vazões de pico, conseqüentemente ocasionando o aumento da área limite de inundação.



b. Escoamento



c. Resposta da geometria do escoamento

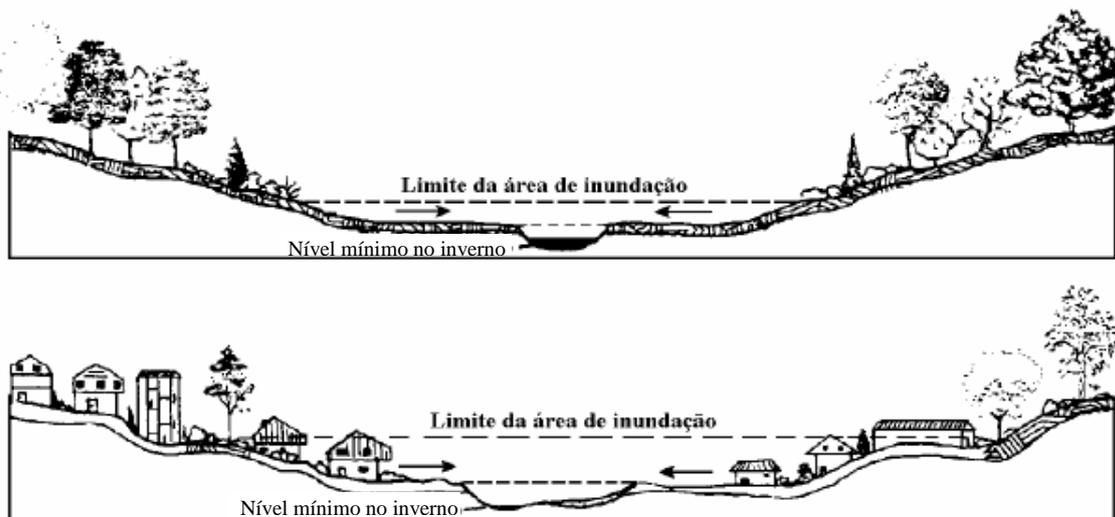


Figura 3 - Impacto devido a urbanização

Fonte: Schueller, 1987 *apud* Tucci, 2005.

Na Figura 4 pode-se observar o conjunto dos processos que se origina no uso do solo (ocupação da área de inundação ribeirinha e impermeabilização e canalização do escoamento), resultando na aceleração do escoamento na drenagem e os consequentes impactos.

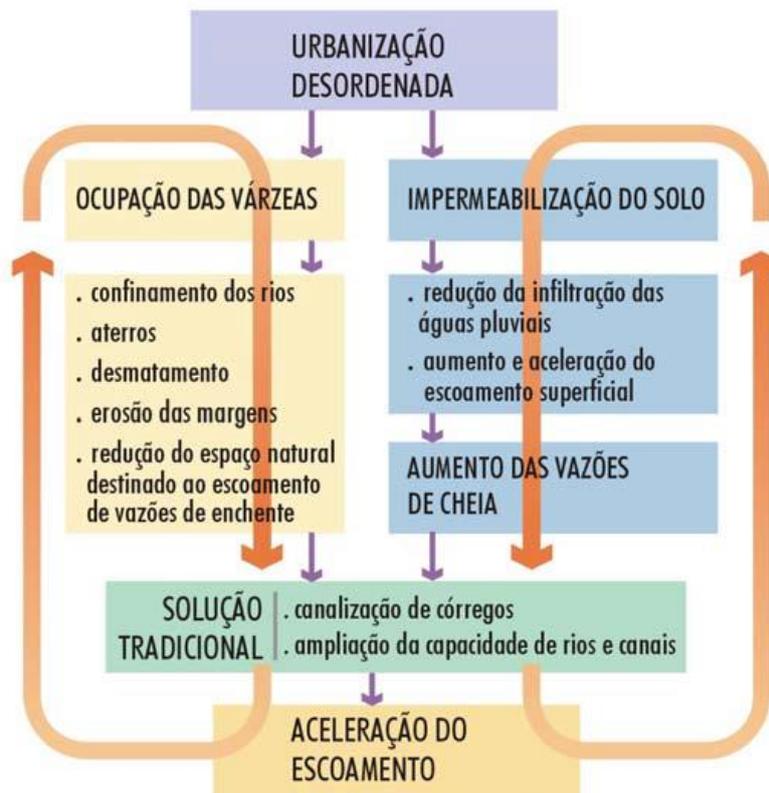


Figura 4- Processo de impacto da drenagem urbana.

Fonte: Sudersha, 2002.

Os princípios higienistas para a drenagem de águas pluviais e de águas de esgotamento sanitário recomendam sua rápida evacuação das áreas urbanas, por meio da utilização de condutos, preferencialmente subterrâneos, os quais funcionam por gravidade. A adoção destes procedimentos facilitaria ainda a circulação viária e o desenvolvimento urbano, sem a presença nociva da água à superfície das ruas, ao mesmo tempo em que efetuaria a prevenção de doenças de veiculação hídrica (BAPTISTA, NASCIMENTO, BARRAUD, 2011).

Os sistemas clássicos de drenagem urbana são constituídos, basicamente, de dois dispositivos, o de microdrenagem, que realiza o transporte das águas superficiais nas ruas, denominadas de sarjetas, quando a capacidade de vazão é superada sua captação é efetuada através das bocas de lobo, e de condutos, usualmente enterrados, destinados ao transporte dessas águas até deságue em um

curso d'água, ou até os sistemas de macrodrenagem, constituídos de canais abertos ou de condutos enterrados de porte significativo, as galerias de águas pluviais (BAPTISTA, NASCIMENTO, BARRAUD, 2011).

A maior parte dos problemas de drenagem é devida ao aumento do escoamento pluvial. Infelizmente o conceito higienista ainda persiste na prática, por diversas razões, nos países em desenvolvimento. Para tal, é necessário adotar soluções que visem o reequilíbrio do ciclo hidrológico urbano (SILVEIRA, 2002).

De acordo com Silveira (2002) quantitativamente deve-se buscar:

- A infiltração das águas pluviais no solo para não saturar a rede pluvial existente;
- Armazenamento temporário, onde possível, das águas pluviais para, também, não onerar a rede pluvial e acarretar alagamentos em locais indevidos.

Para amenizar os problemas de escoamento, é necessário fazer com que o ciclo hidrológico, em meio urbano, tenha volumes d'água nas diversas fases (escoamento superficial, infiltração no solo, evapotranspiração) em níveis análogos à situação de pré-urbanização.

Juntamente com os problemas decorrentes da alteração das características hidrológicas das bacias hidrográficas, causadas pela urbanização, existem problemas relacionados à qualidade das águas urbanas. Denominadas como poluição difusa, devido ao escoamento superficial sobre áreas impermeáveis, áreas em fase de construção, depósitos de lixo ou de resíduos industriais, entre outros.

Segundo Silveira (2002) os problemas qualitativos das águas pluviais também devem ser reequilibrados no ciclo hidrológico, pois eles afetam diretamente os problemas quantitativos:

- Carreamento de poluentes e contaminação para dentro do solo e aquíferos junto com a infiltração;
- Acumulação de poluentes, efluentes sanitários, sedimentos e resíduos nos locais destinados à acumulação de escoamento pluvial.

Os processos de alteração no sistema hidrológico, e ao aumento da impermeabilização do solo, podem ocasionar arrastes de sedimentos, conseqüentemente, as águas pluviais também sofrem impactos em sua qualidade,

podendo ocasionar impactos nocivos para os seres humanos e para o meio ambiente.

Portanto, o reequilíbrio hidrológico deve ser inserido em uma filosofia ambientalista da gestão da drenagem pluvial, a drenagem urbana deve ser integrada ao planejamento urbano ambiental das cidades, deixando de ser apenas um mero problema de engenharia.

### **3.3 Impactos na qualidade das águas pluviais**

As alterações do equilíbrio do microambiente estão diretamente relacionadas à modificação da cobertura vegetal por construções e ruas pavimentadas, que, certamente interfere no processo de infiltração do solo, bem como no sistema de águas pluviais urbanas, e no aumento da radiação, nas superfícies, através do ciclo térmico (GUTIERREZ, 2011).

De acordo com as características físicas, químicas e biológicas pode-se verificar a qualidade da água, pois, essas características podem indicar a origem das suas impurezas.

Segundo a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que prescreve sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, em seu Artigo 3º, define-se poluição como sendo qualquer alteração adversa das características do meio ambiente, resultante de atividades que direta ou indiretamente (BRASIL, 1981).

- Prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- Criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
- Afetem desfavoravelmente a biota;
- Afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;
- Lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Em alguns países, os estudos referentes à poluição gerada pelo escoamento superficial em meio urbano ocorrem há um longo tempo. Nos Estados Unidos, em meados da década de 60, a Agência de Proteção Ambiental (EPA) identificou que as cargas associadas às descargas ou vazões provenientes de cheias urbanas

representavam grandes fontes de poluição dos corpos hídricos (EPA, 1999). Em 1972, o Programa Nacional de Escoamentos Urbanos (NURP) foi estabelecido, com meta principal de promover a investigação da poluição das águas no ambiente urbano. Os resultados registrados no tratamento dos efluentes sanitários de algumas cidades americanas, apresentados no relatório final do NURP, confirmaram que as fontes de poluição difusa foram identificadas como as maiores causadoras de degradação da qualidade dos escoamentos superficiais (EPA, 1999).

Segundo Urbonas e Stahre (1993), a poluição difusa de origem pluvial inicia-se com o arraste dos poluentes atmosféricos pela chuva e termina através do escoamento superficial, sendo esse responsável direto pelo transporte dos poluentes dispostos sobre a superfície das áreas urbanas até o lançamento no corpo receptor. Portanto, nota-se claramente a relação direta entre a poluição difusa e o ciclo hidrológico.

De acordo com Porto (1995) a origem da poluição difusa é bastante diversificada, podendo ser, desde a abrasão e o desgaste das ruas pelos veículos; resíduos orgânicos de pássaros e animais domésticos; lixo acumulado nas ruas e calçadas; óleos e graxas veiculares; resíduos de combustível; atividades de construção; poluentes em suspensão na atmosfera; entre outros. Os principais poluentes carreados são os sedimentos; bactérias; matéria orgânica; metais como cobre, zinco e chumbo; hidrocarbonetos provenientes do petróleo; tóxicos, como os pesticidas; e os poluentes em suspensão no ar, que se depositam sobre as superfícies.

Há uma grande variabilidade nas concentrações dos poluentes presentes na poluição difusa quando lançados através da drenagem pluvial urbana nos mananciais. Essas concentrações podem variar em ordem de magnitude entre bacias hidrográficas, diferentes eventos de precipitação ou, até mesmo, ao longo de um mesmo evento (PORTO, 1995).

Do ponto de vista da qualidade das águas pluviais, os impactos da urbanização são também significativos pela carga de poluição dessas águas. Até, recentemente, consideradas aparentemente limpas, mostram-se, na realidade, superiores às cargas poluentes dos efluentes sanitários (BAPTISTA, NASCIMENTO, BARRAUD, 2011).

Na Tabela 1 apresenta-se a comparação de cargas de poluentes de efluentes sanitários e de águas pluviais, observa-se que há parâmetros mais elevados nas águas pluviais do que o esgoto sanitário.

Tabela 1 - Comparação das cargas poluentes das águas pluviais e servidas

Intervalo de tempo	Relação da carga poluente das águas pluviais e de esgotamento sanitário		
	Ano	Dia	Hora
SST	1/2	1/2	50
DBO <sub>5,20</sub>	1/27	1/6	4
DQO	1/9	1/2	12
TKN	1/27	1/7	3,5
Pb	27	80	2000
Zn	1/1	4	100
Hg	1/1	7	-
Cd	1/1	5	-

SST- Sólidos Suspensos Totais; DBO- Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO- Demanda Química de Oxigênio; TKN- Nitrogênio Total Kjeldahl; Pb- Chumbo; Zn- Zinco; Hg- Mercúrio; Cd- Cádmo.

Fonte: NASCIMENTO *et al.*, 2000 citado por BAPTISTA, NASCIMENTO, BARRAUD, 2011.

Os poluentes que ocorrem na área urbana variam muito, desde compostos orgânicos, até metais altamente tóxicos. Alguns poluentes têm origem em diferentes funções no ambiente urbano, tais como fertilizantes e inseticidas; o chumbo proveniente das emissões dos automóveis; e os óleos de vazamento de caminhões, ônibus e automóveis. A fuligem resultante das emissões de gases dos veículos, das indústrias e da queima de resíduos se deposita na superfície e é lavada pela chuva. A água, resultante desta lavagem, chega aos rios contaminada (TUCCI, 2005).

Além da contaminação decorrente do escoamento superficial, a composição química da água da chuva é uma combinação das gotículas que compõem as nuvens e das substâncias que se agregam às gotas de chuva, no decorrer da precipitação. Portanto, a água da chuva, retrata as características da massa de ar, no que diz respeito ao conteúdo de partículas e gases solúveis em água, que atravessam as gotas de chuva durante a precipitação. Nota-se a evidência desse

fato, na variação da composição química da água da chuva em relação ao tempo, que pode ser observada no decorrer de um evento de precipitação. Outra evidência é a relação inversa que há entre o total de íons dissolvidos e a quantidade de chuva precipitada, indicando que a maior parte dos íons presentes na água da chuva se incorpora a ela durante a precipitação (DE MELLO, *et al.*, 2006).

O transporte atmosférico dos poluentes pode ser arrastado até centenas ou milhares de quilômetros, a partir do local de origem. A carga de contaminantes atmosféricos em países altamente industrializados, como: Alemanha, França e Inglaterra, é disseminada para outras regiões através dos ventos (SÁ, 2005).

As medidas tomadas para controle da poluição atmosférica são extremamente importantes para mitigar o problema. No entanto, alguns pesquisadores alertam para o fato de que o controle tecnológico para reduzir a poluição atmosférica, nas vizinhanças das fontes poluidoras, tem gerado outras consequências. Os poluentes, quando lançados por altas chaminés, ocupam uma faixa entre 150 e 600 metros do solo, sendo assim são mais facilmente transportados pelos ventos, atingindo maiores distâncias (STERN *et al.*, 1984; SILVA FILHO *et al.*, 1993 *apud* SÁ, 2005).

As deposições atmosféricas compõem um dos importantes mecanismos da redistribuição e ciclagem dos inúmeros elementos químicos sobre a superfície do planeta, exercendo, assim, um papel importante nos processos biogeoquímicos costeiros e continentais. O conhecimento qualitativo e quantitativo das deposições atmosféricas é relevante para o entendimento dos ciclos biogeoquímicos de elementos e da influência das atividades dos seres humanos nestes processos (DE MELLO, *et.al.*, 2006).

A água de chuva contém impurezas, mesmo na ausência da influência humana, sendo que o equilíbrio com o CO<sub>2</sub> (330 mg/L) atmosférico causa uma fraca acidez (pH= 5,7), considerado “fronteira natural” na caracterização da acidez de águas de chuva (FORNARO, 2006).

A Agência de Estradas da Inglaterra estudou, durante três anos, os poluentes encontrados nos escoamentos superficiais das estradas inglesas; a partir do ano de 2003, foram analisados 24 locais em condições diversas. Para tal, foram definidas quatro regiões climáticas com base na precipitação média anual. O estudo

encontrava-se na primeira etapa, e, os primeiros resultados serviriam de base para a definição dos parâmetros monitorados. Nesta fase inicial, foram selecionados 4 locais de forma que houvesse representatividade das quatro combinações de tipos de clima. O tráfego diário, destas localidades, variou entre 106.000 e 146.000 veículos, (CRABTREE *et al.*, 2007). Alguns resultados iniciais desta pesquisa encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2 - Determinação de parâmetros relevantes para conhecimento da carga de poluentes nas estradas inglesas

Parâmetro	Unidade	Resultados	
		Máximo	Média
Cobre total	mg/l	0,5650	0,1790
Zinco total	mg/l	5,7300	0,7995
Cádmio total	mg/l	0,0030	0,0007
Chumbo total	mg/l	0,3100	0,0746
Naftaleno	mg/l	0,0009	0,0003
Acenaftileno	mg/l	0,0003	0,0001
Acenafteno	mg/l	0,0003	0,0001
Fluoreno	mg/l	0,001	0,0002
Fenantreno	mg/l	0,0033	0,0009
Antraceno	mg/l	0,0008	0,0002
Fluoranteno	mg/l	0,0122	0,003
Pireno	mg/l	0,0125	0,0034
Benzo[a] antraceno	mg/l	0,005	0,0013
Criseno	mg/l	0,0074	0,0022
Benzo[b] fluoranteno	mg/l	0,0078	0,0022
Benzo[k] fluoranteno	mg/l	0,0035	0,0009
Benzo[a]pireno	mg/l	0,0048	0,0014
Indeno[1,2,3-cd]pireno	mg/l	0,0049	0,0013
Dibenzo[a,h] antraceno	mg/l	0,0009	0,0003
SST	mg/l	1340,0	259,8

Fonte: adaptado de CRABTREE *et al.*, 2007.

Com base na afirmação, de que o material que recobre a superfície drenante influencia diretamente as características qualitativas do escoamento superficial, Gromaire-Metz *et al.* (1999) realizaram uma pesquisa apresentando as concentrações médias por evento de DQO, DBO, metais pesados e sólidos suspensos totais, para três tipos de superfícies diferentes: telhado, pátio e rua, coletando 4, 3 e 6 amostras para cada evento, respectivamente. Esse estudo avaliou 16 precipitações, entre os períodos de julho de 1996 a maio de 1997, na cidade de Paris. Pode-se observar, nas Tabela 3 e Tabela 4 os resultados obtidos.

Tabela 3 - Características dos eventos amostrados

	Altura de chuva (mm)	Intensidade média (mm/h)	Intensidade máxima em 5 min. (mm/h)	Duração da chuva (hora:min)	Período seco anterior (dias)
Mínimo	2,7	1,1	2,6	00:30	0,1
Máximo	21,6	24	80,8	06:56	50,5
Média	8,6	3,7	14,8	02:00	3

Fonte: GROMAIRE-METZ, *et al.*, 1999

Tabela 4 - Concentrações médias por evento para escoamento de telhado, pátio e rua

Parâmetros	Telhado			Pátio			Rua		
	min.	max.	média	min.	max.	média	min.	max.	média
SST (mg/L)	3	304	29	22	490	74	49	498	92,5
DQO (mg/L)	5	318	31	34	580	95	48	964	131
DBO <sub>5,20</sub> (mg/L)	1	27	4	9	143	17	15	141	36
Cd (mg/L)	0,1	32	1,3	0,2	1,3	0,8	0,3	1,8	0,6
Cu (mg/L)	3	247	37	13	50	23	27	191	61
Pb (mg/L)	16	2764	493	49	225	107	71	523	133
Zn (mg/L)	802	38061	3422	57	1359	563	246	3839	550

Fonte: GROMAIRE-METZ, *et al.*, 1999

Com esse estudo, pode-se constatar que o escoamento dos telhados é poluído, observa-se, também, que a concentração de metais pesados, encontrados em suas amostras, está elevada; no caso de descargas diretas, essas poderiam ter efeitos tóxicos em águas naturais, e sua infiltração iria contaminar rapidamente o

solo. A utilização de metais, como o zinco, chumbo e cobre, para coberturas aparenta ser prejudicial à qualidade dos escoamentos.

Segundo Baptista *et al.* (2011) um conceito muito importante, relacionado à poluição no escoamento superficial urbano, é o de carga de lavagem (“first flush effect”, em inglês, e “effet de premier flot”, em francês). Acredita-se que o escoamento pluvial seria muito mais poluído no início do evento:

- No início da precipitação ocorre uma lavagem da atmosfera, carregando consigo poluentes dispersos em forma particular;
- Durante o período seco, que antecede as precipitações, as primeiras águas de escoamento superficial transportam poluentes acumulados à superfície da bacia hidrográfica;
- Os sedimentos depositados na rede de drenagem são colocados em suspensão e transportados pelo escoamento.

A Figura 5 representa um evento representado por um polutograma em carga de poluentes e um hidrograma.

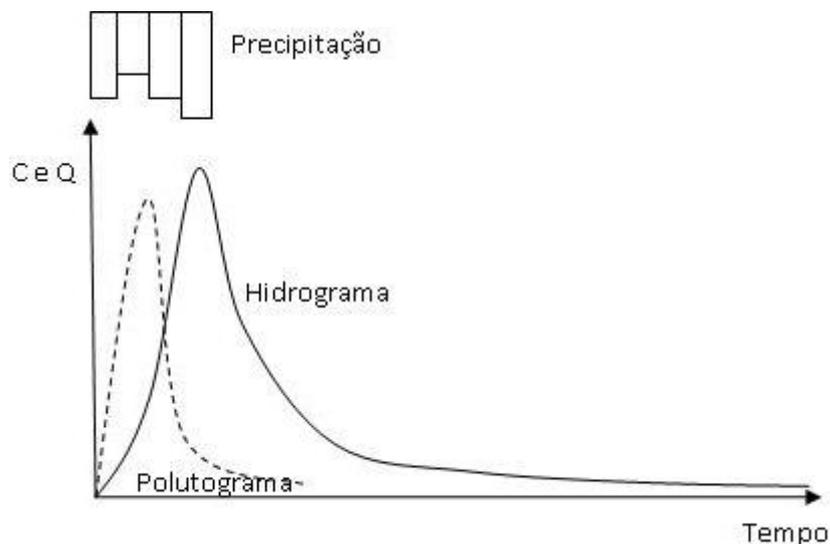


Figura 5 - Hidrograma e polutograma em carga poluidora

Fonte: Tucci, 2008

Segundo Urbonas e Stahre (1993), o fenômeno chamado *first flush* depende da intensidade e duração da precipitação. Entretanto, alguns estudos norte-americanos não identificaram claramente a ocorrência desse fenômeno. E, em outros casos, a concentração de poluentes não parece ter relação com a duração da chuva. Os autores relatam que, devido aos resultados conflitantes, não é apropriado

assumir que, pelo fato de se reter a carga de lavagem, a maioria dos poluentes também seriam retidos. E, na falta de dados locais que confirmem tal fenômeno, é mais seguro admitir-se que ele não ocorre.

A ocorrência ou não do fenômeno *first flush*, para determinados poluentes, pode estar relacionada, principalmente, às características de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas, e, também, com perdas iniciais no escoamento superficial. As perdas iniciais são maiores e possibilitam a retenção de uma parte dos poluentes junto com a parcela de água acumulada, porém depende da rugosidade e do estado de conservação do pavimento. O volume total escoado e a altura da lâmina d'água formada sobre as superfícies urbanas poderão, também, influenciar para que as perdas sejam mais ou menos significativas. Segundo estudos realizados pelo National Urban Runoff Program (NURP), caso a carga de lavagem seja verificada, 80% da carga poluidora estará contida no volume inicial, correspondente a 20% do volume total, (URBONAS e STAHERE, 1993; PORTO, 1995).

### **3.4 Impactos do escoamento superficial urbano sobre o meio ambiente**

A precipitação faz parte do processo hidrológico natural, no entanto, as atividades humanas, através do desenvolvimento urbano e agrícola, provocam mudanças significativas nos padrões do escoamento superficial que chegam até os afluentes receptores (MENEZES, 2004; USEPA, 1993).

A magnitude do impacto causado pela drenagem urbana ao chegar nos corpos receptores depende, por exemplo, do estado do afluente antes do lançamento, da sua capacidade assimilativa, da carga de substâncias tóxicas aportadas, do uso do solo na bacia e do tipo e quantidade de poluente carregado. Os impactos podem ser divididos em seis grandes categorias: alterações estéticas; depósitos de sedimentos; depleção da concentração de oxigênio dissolvido; contaminação por organismos patogênicos; eutrofização; e danos devido à presença de tóxicos (CAMPBELL *et al.*, 2004; PORTO, 1995).

No Quadro 1 apresentam-se os principais impactos físicos, químicos e biológicos atribuídos ao desenvolvimento urbano, e no Quadro 2 relacionam-se os

principais poluentes do escoamento superficial urbano às suas fontes e aos seus prejuízos causados.

Categoria	Tipo de impacto/métrico		Prejuízo ou mudança ao uso benéfico
Físicos	Regime Hidrológico	Volume de escoamento	Inundação, recarga de aquífero, balanço hidrológico, etc.
		Vazão de pico	Inundação, erosão do canal, perda de <i>habitat</i> .
		Duração e frequência da vazão	Erosão do canal, perda de <i>habitat</i> .
		Recarga de aquífero, nível de lençol freático e vazão de base	Lençol freático, poços artesianos, vazão de base, perda de <i>habitat</i> .
	Geomorfológico	Geometria do canal	Erosão do canal, depósitos de sedimentos, perda de <i>habitat</i>
		Transporte de sedimentos	Degradação, capacidade do canal.
	Inundação		Perda de propriedades
Térmico		Prejuízo no <i>Habitat</i> .	
<i>Habitat</i>	Aglutinação de locais, refúgios de peixes, alteração do canal, depósito de sedimentos, velocidade e profundidade do canal, condições das margens, área de mata ciliar		Prejuízo ou perda da estrutura do habitat, resultando na redução ou perdas das condições biológicas e das comunidades.
Biológico	Taxa total Ephemeroptera, Plecoptera, taxa de Tricoptera (EPT) %taxa % EPT		Condições biológicas e comunidades podem ser reduzidas ou eliminadas como resultado do prejuízo ou perda de estrutura do habitat causado por impactos físicos resultantes da construção e desenvolvimento das atividades.
Químico (qualidade da água)	Sedimentos, nutrientes, metais, herbicidas e pesticidas, degeladores, patogênicos, petróleo, hidrocarbonetos, graxa e outros tóxicos organo-carbonos		Degradação ou prejuízo da qualidade da água que acarretam em muitas consequências negativas: violações da água potável, aumento dos custos do tratamento da água, fechamento de praias, redução de pesca, perda do uso do desporto de barcos, redução dos volumes de reservatórios e de lagos devido ao volume do sedimento.

Quadro 1 - Categorias dos impactos atribuídos à construção e ao desenvolvimento de atividades humanas. Fonte: CLAR *et al.*, 2004

Poluentes	Principais Fontes	Impactos relacionados
Nutrientes: Nitrogênio, Fósforo	Escoamento urbano, falta de fossa séptica, florestas, lavouras, jardins, gramados, pomares, rebanhos, fertilizantes, perdas de solo em construção	Crescimento de algas, baixa luminosidade, baixo nível de oxigênio dissolvido, prejuízo visual, impacto na recreação, prejuízo no abastecimento de água
Sólidos: sedimento (limpo e contaminado)	Construções, outros distúrbios e/ou terras não vegetadas, escoamento urbano, mineração, madeireiras e erosão da orla costeira.	Aumento da turbidez, baixa luminosidade, baixo nível de oxigênio dissolvido, depósito de sedimentos, sedimento e toxicidade bentônica.
Sustâncias depressoras de oxigênio	Material orgânico biodegradável tal como: planta, peixe, restos de animais, folhas, estrume, esgoto, sólidos de leite, desperdícios na manufatura de alimentos, produtos químicos.	Redução na reprodução dos peixes devido ao estresse; morte de larvas aquáticas; aumento da atividade bacteriana aeróbica resultando em gases tóxicos ou em odores ruins muitas vezes associados a corpos d'água poluídos; liberação de partículas poluentes vinculadas.
Patogênicos: Bactéria, vírus, protozoários	Lixo doméstico e de natureza animal, escoamento urbano, falta de fossa séptica, conexões legais de esgoto, geração natural.	Riscos à saúde humana via água "potável", contaminação de áreas de crescimento de crustáceos e de praias, ingestão ou contatos acidental.
Metais: Chumbo, Cobre, Cádmio, Zinco, Mercúrio, Cromo, Alumínio	Processos industriais, mineração, emissões de automóveis, desgastes de freio e pneu, telhas e calhas de metal, corrosão, escoamento urbano,	Toxicidade da água e sedimento, bioacumulação em espécies aquáticas e em outras espécies através de sua ingestão.

Hidrocarbonetos: Óleos e graxas, PAH, naftalenos, pirenos	Processos industriais, desgaste e emissões de automóveis, fluido de freio, vazamento de óleo, combustão.	Toxicidade da água e sedimento, bioacumulação em espécies aquáticas e em outras espécies através de sua ingestão, redução de oxigênio dissolvido, impacto na respiração de organismos aquáticos por meio de fechamento das brânquias.
Orgânicos: Pesticidas, PCBs, químicos sintéticos	Pesticidas aplicados (herbicidas, inseticidas, fungicidas, etc), processos industriais, jardins, viveiros, pomares.	Toxicidade dos sedimentos e do lençol freático, bioacumulação em espécies aquáticas e em outras espécies através de sua ingestão.
Ácidos inorgânicos e sais (NaCl, HS <sub>2</sub> )	Terras irrigadas, mineração, falta de fossa séptica, poços, precipitação ácida.	Toxicidade do sedimento e do lençol freático.

Quadro 2 - Principais categorias dos poluentes de escoamento urbano, suas fontes e impactos relacionados. Fonte: MUTHUKRISHANAN *et al.*, 2004

De acordo com Humbel *et al.* (2004) com a caracterização dos escoamentos superficiais urbanos notou-se que os poluentes (DQO, DBO<sub>5,20</sub>, hidrocarbonetos, metais pesado, entre outros) são, principalmente, fixados sobre os materiais em suspensão.

Os sistemas tradicionais de drenagem estão se tornando insuficientes e caros para gerenciar os escoamentos gerados pelas águas pluviais, tornando-se necessário intervir em todos os níveis do ciclo urbano da água, para reduzir o volume do escoamento superficial e sua poluição. Portanto, o desenvolvimento de tecnologias alternativas (BMPs) surgiu como meio de controlar a poluição difusa (SILVA *et al.*, 2009).

### 3.5 Medidas compensatórias e de controle para remoção de poluentes

Nos países desenvolvidos, vem sendo discutido, desde as últimas décadas, o conceito de soluções alternativas de drenagem, no intuito de encontrar formas de

compensar os efeitos negativos do escoamento superficial direto, trazendo assim benefícios para a qualidade de vida e para a preservação ambiental. Essas tecnologias alternativas para esgotamento de águas pluviais são conhecidas como BMP - *Best Management Practices*, dentre elas: as calçadas em estrutura de reservatório (funcionam como bacias de retenção subterrâneas, retardando o escoamento da água); pavimentos drenantes; poços de absorção (infiltram as águas pluviais diretamente no sol; trincheiras (obras superficiais e lineares, que recolhem as águas de escoamento perpendicularmente à sua largura, evacuando-as depois por infiltração ou em um exutório); valas (semelhantes às trincheiras, porém largas e pouco profundas); telhados estocantes; cisternas (enterradas, equivalem a bacias de retenção estanques); bacias subterrâneas e banhados ou áreas alagadas (URBONAS e STAHRÉ, 1993; BAPTISTA, NASCIMENTO, BARRAUD, 2011).

Segundo Baptista, Nascimento, Barraud (2011), tecnologias alternativas ou compensatórias de drenagem procuram neutralizar os efeitos da urbanização sobre os processos hidrológicos, trazendo benefícios para a qualidade de vida e a preservação ambiental. Em relação às soluções clássicas, estas tecnologias são alternativas, pois consideram os impactos da urbanização de forma geral, considerando a bacia hidrográfica como base de estudo, buscando compensar os efeitos da urbanização. Esta compensação é realizada por meio do controle da produção do excesso de água decorrentes da impermeabilização, e evitando-se sua passagem rápida para jusante.

Para eles, tais resultados podem ser obtidos através das soluções tecnológicas que ajudam na infiltração das águas pluviais, com o aumento do tempo de trânsito e com o seu armazenamento temporário.

Para esses mesmos autores, as técnicas compensatórias levam a redução dos volumes e das vazões, infiltrando ou armazenando as águas pluviais. A diminuição das velocidades de escoamento através da infiltração, das vazões de pico, dos volumes e, conseqüentemente, dos tempos de concentração, se dá naturalmente, no sentido de criar uma melhor gestão do risco de inundação.

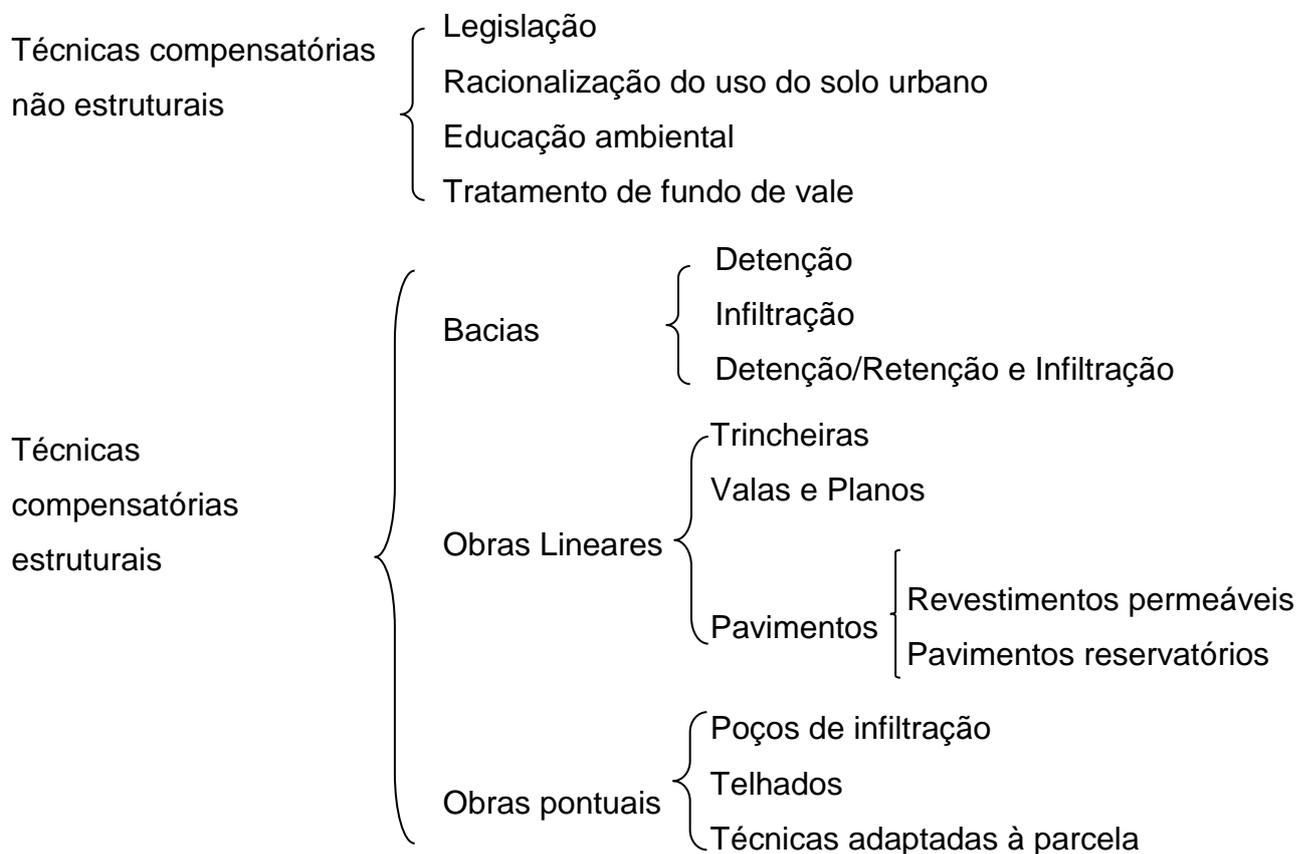
A utilização dessas técnicas compensatórias tem mostrado resultados interessantes em relação ao controle da poluição difusa. Segundo Crabtree *et al.* (2005) estruturas de infiltração em estradas com alto fluxo de veículos apresentaram

remoções de até 50 % para os metais e de até 70 % para os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), enquanto que tanques de sedimentação apresentaram remoções de até 64 % para os metais e de 43 % para os sólidos suspensos totais, para o mesmo tipo de escoamento.

As técnicas compensatórias baseiam-se na retenção e na infiltração das águas precipitadas, visando ao rearranjo temporal das vazões e a diminuição do volume escoado, reduzindo a probabilidade de inundações e possibilitando ganhos na qualidade das águas pluviais (BAPTISTA, NASCIMENTO, BARRAUD, 2011).

No

Quadro 3 apresentam-se os diferentes tipos de técnicas compensatórias, tanto estruturais, quanto não estruturais.



Quadro 3 - Esquemas dos diferentes tipos de técnicas compensatórias

Fonte: Baptista, Nascimento, Barraud, 2011.

Segundo Urbonas e Stahre (1993), as vantagens e desvantagens dos dispositivos que possibilitam maior percolação e infiltração são as seguintes: A redução de ocupação em áreas com lençol freático baixo; o aumento da recarga, a

redução da poluição transportada para os rios; a preservação da vegetação natural; a redução do tamanho dos condutos; e redução das vazões máximas a jusante.

Por outro lado, as desvantagens são: necessidade de manutenção; o aumento do nível do lençol freático, atingindo construções no subsolo; os solos de algumas áreas podem ficar impermeáveis com o tempo e contaminados.

As vantagens e desvantagens dos dispositivos de infiltração utilizados para o controle distribuído do escoamento são apresentadas no Quadro 4.

Dispositivo	Características	Vantagens	Desvantagens
Planos e Valas de Infiltração com drenagem	Gramados, áreas com seixos ou outro material que permita a infiltração natural.	Permite infiltração de parte da água para o sub-solo.	Planos com declividade < 0,1% não devem ser usados; o transporte de material sólido para a área de infiltração pode reduzir sua capacidade de infiltração.
Planos e Valas de Infiltração sem drenagem	Gramados, áreas com seixos ou outro material que permita a infiltração natural.	Permite infiltração da água para o subsolo.	O acúmulo de água no plano durante o período chuvoso não permite trânsito sobre a área. Planos com declividade que permita escoamento para fora do mesmo.
Pavimentos permeáveis	Concreto, asfalto ou bloco vazado com alta capacidade de infiltração.	Permite infiltração da água.	Não deve ser utilizado para ruas com tráfego intenso e/ou de carga pesada, pois a sua eficiência pode diminuir.
Poços de Infiltração, trincheiras de infiltração e bacias de percolação	Volume gerado no interior do solo que permite armazenar a água e infiltrar.	Redução do escoamento superficial e amortecimento em função do armazenamento.	Pode reduzir a eficiência ao longo do tempo dependendo da quantidade de material sólido que drena para a área.

Quadro 4 - Dispositivos de Infiltração.

Fonte: Tucci, 2005.

O sistema de microdrenagem tem como medida de controle de escoamento, geralmente, drenar a área desenvolvida por meio de condutos pluviais até um coletor principal ou rio, riacho urbano. Porém, esse tipo de solução transfere para jusante o aumento do escoamento superficial com maior velocidade, pois o tempo de deslocamento do escoamento é menor que as condições preexistentes. Assim, ocasionando inundações na macrodrenagem. O objetivo dos reservatórios de detenção ou retenção é minimizar o impacto hidrológico da diminuição da capacidade de armazenamento natural da bacia hidrográfica (TUCCI, 2005).

Segundo Urbonas e Stahre (1993), as bacias e reservatórios de detenção têm as seguintes vantagens e desvantagens:

As vantagens são: o custo menor de manutenção e operação comparado a outras estruturas de drenagem; facilidade de administrar a construção; custos reduzidos, se comparados a um grande número de controles distribuídos.

As desvantagens são: os reservatórios maiores têm oposição por parte da população; o custo de aquisição da área; a dificuldade de achar locais adequados.

As principais características do controle na fonte da drenagem urbana são: o aumento da eficiência do sistema de drenagem à jusante dos locais controlados, e o aumento da capacidade de controle de enchentes dos sistemas (URBONAS e STAHRE, 1993).

Através do controle na fonte, faz-se com que ocorra a infiltração de águas pluviais; ao invés da descarga destas no esgoto convencional tem sido cada vez mais utilizada para controlar o escoamento de águas pluviais urbanas, no entanto, muita pesquisa ainda é necessária, incluindo o desenvolvimento de metodologias para a determinação dos parâmetros de projeto baseados nas condições locais, tecnologias de prevenção da colmatação do solo e um modelo para avaliar o impacto sobre o solo e sobre as águas subterrânea (SILVA et al., 2009).

O monitoramento da qualidade das águas escoadas nos centros urbanos e daquelas evacuadas por sistemas de detenção e infiltração tem papel fundamental para o estudo da eficiência da remoção de poluentes por meio destas técnicas (MILANO et al., 2004).

Sabendo-se que os sólidos suspensos totais (SST) são o maior poluente encontrado no escoamento superficial urbano, Li e Pyatt (2004) analisaram a

eficiência de uma bacia de detenção de grande porte, com período de detenção de projeto, vinte e quatro horas, em Ontário no Canadá.

Os resultados mostraram que um dispositivo deste porte apresenta uma eficiência média bem elevada, em torno de 90%. Eles atribuem este bom desempenho à floculação dos sedimentos finos.

Os autores encontraram uma proporcionalidade entre a precipitação total e a concentração média por evento (CME) de sólidos suspensos totais. Na Tabela 5 apresentam-se os resultados encontrados nesta pesquisa.

Tabela 5 - Eficiência na remoção de SST em uma bacia de detenção de grande porte.

Evento	Precipitação total (mm)	CME entrada (mg/l)	CME saída (mg/l)	Remoção (%)
14/09/2002	29,60	2761,80	276,61	90
20/09/2002	20,60	8484,90	26,51	100
27/09/2002	18,00	2591,10	74,88	97
02/10/2002	9,80	2797,20	7,24	100
19/10/2002	13,00	657,89	28,51	96
02/05/2003	6,80	279,81	37,52	87
05/05/2003	9,00	753,68	35,18	95
11/05/2003	14,20	1613,98	223,54	86
20/05/2003	10,80	863,84	100,41	88

Fonte: LI e PYATT, 2004.

Em experimentos de campo realizados por GHARABAGHI, *et al.* (2000), em faixas de infiltração gramadas, pode-se observar as eficiências médias entre 50 e 98% para 2,44, 4,88, 9,76 e 19,52m de largura na remoção de sedimentos. Os primeiros cinco metros dessas faixas de infiltração são muito eficazes na remoção de sedimentos suspensos. Mais de 95% dos agregados maiores que 40 micrometros de diâmetro podem ser capturados dentro dos primeiros cinco metros desse filtro.

Para Persson *et al.* (1999) a eficiência hidráulica depende de duas características básicas do desempenho hidrodinâmico dessas técnicas, a primeira é

a distribuição do fluxo uniformemente no sistema de detenção, e a segunda é a quantidade de mistura, ou seja, desvios de fluxo.

### 3.6 Avaliação na remoção de material particulado por meio da modelagem

Para compreender a dinâmica de remoção de poluentes dessas TCs (lineares como valas e trincheiras; pontuais como poços de infiltração; ou, ainda, planos de infiltração), é de fundamental importância monitorar a qualidade da água e estudar a remoção dos poluentes. Os modelos de remoção de material particulado disponíveis na literatura fundamentam-se em bases estatística, fenomenológica e empírica. A título de exemplo descrevem-se, brevemente, os principais, no que tange, especificamente, à remoção de poluentes.

Os modelos Storm Water Management Model (SWMM) (EPA, 2006) permitem simular a geração, entrada e transporte de poluentes, por meio de decaimento de primeira ordem acoplada à propagação hidráulica do escoamento. O valor do coeficiente de decaimento constitui em parâmetro de entrada do modelo.

O modelo intitulado Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualisation (MUSICA) também possui ferramentas de modelagem da qualidade da água. Para tal, fundamenta-se no conceito de hidrodinâmica de reatores de mistura completa em série, com decaimento de primeira ordem em relação ao composto de interesse, o qual decai assintoticamente à concentração limite, conforme Equação 1, denominada como concentração de background (WONG, et al., 2006). Ressalta-se que, assim como o SWMM, a taxa de decaimento deve ser inserida como parâmetro de entrada do modelo.

$$C_{saída} = C^* + (C_{entrada} - C^*)e^{-k/q} \quad (1)$$

Em que:

$C_{saída}$  = Concentração na saída do volume de controle (mg/L);

$C^*$  = Concentração limite ou de *background* (mg/L);

$q$  = taxa de aplicação hidráulica (m/ano);

$k$  = Taxa de decaimento (m/ano).

Tais conceitos foram utilizados por diferentes autores para avaliar a remoção de poluentes oriundos das águas pluviais em diferentes graus e ordens distintas; e podem ser encontrados em: Kadlec and Knight (1996); Scholes et al. (2008); Wong *et al.* (2006), entre outros.

Wong *et al.* (2006) analisaram a qualidade da água pluvial por meio da modelagem fenomenológica de decaimento K-C\*, como a remoção dos poluentes depende do comportamento do fluxo, no qual, a distribuição da concentração-tempo toma a forma de uma função de decaimento exponencial, sendo assim, pode ser modelada por um Reator de Tanque Continuamente Agitado (CSTR), em que o efeito da diluição do fluxo em condições constantes reduz progressivamente a concentração do poluente na saída do dispositivo de tratamento. Portanto CSTR é usado para explicar a hidrodinâmica de um dispositivo de tratamento (BMP). O modelo utilizado foi unificado, com base em um simples algoritmo de decaimento de primeira ordem cinética, acoplado a um modelo existente de comportamento hidrodinâmico do fluxo; foi testado, com sucesso, em uma série de dispositivos de tratamento: áreas úmidas, lagoa, grama e filtro de cascalho. Wong *et al.* (2006) concluíram que o modelo fornece uma abordagem muito eficiente devido a resultados encontrados em campo, para descrever os processos de remoção de material particulado nas águas pluviais, e um foco útil para aperfeiçoar a compreensão dos fatores que influenciam no desempenho do tratamento das águas pluviais.

A USEPA (1999) desenvolveu um modelo de base estatística para cômputo da remoção de poluentes em bacias de retenção. Para tal, foram utilizados dados de remoção de poluentes, em longo tempo, para várias bacias, observadas e desenvolvidas funções estatísticas de densidade de probabilidade, empregadas conjuntamente com relações funcionais de vazões e volumes para obtenção de relações em fases dinâmica (Equação 2) e estática (Equação 3). Por fim, a análise envolve a avaliação conjunta das frações residuais remanescentes, visando obtenção da fração total removida, como uma combinação das fases dinâmica e estática, conforme Equação 4.

$$R_d = 1 - \left[ 1 + \frac{1}{n} \cdot \frac{V_s}{Q/A} \right]^{-n} \quad (2)$$

Em que:

$R_d$  = Fração inicial de Sólidos removidos

$V_s$  = Velocidade média de sedimentação da fração de partículas

$Q$  = Vazão média escoada através da bacia de detenção

$A$  = Área superficial da bacia de detenção

$n$  = parâmetro que fornece uma medida do grau de turbulência, o que tende a reduzir a eficiência de remoção.

$$R_L = Z * \left[ \frac{r}{r - \ln \frac{R_d}{Z}} \right]^{(r+1)} \quad (3)$$

Em que:

$R_L$  = Remoção dinâmica a longo prazo

$R_d$  = Fração removida da quantidade inicial de sólidos em suspensão para a vazão média anual

$Z$  = Fração máxima removida a taxas de aplicação muito baixas, variando de 80% a 100%.

$$RDLM = 1 - (RLM \cdot RDM) \quad (4)$$

Em que:

$RDLM$  = Fração média removida

$RLM$  = Fração remanescente na fase dinâmica

$RDM$  = Fração remanescente na fase estática

Silva e Silveira (2012) aplicaram modelagem estatística adaptada da EPA (Environmental Protection Agency) para a avaliação da eficiência na remoção de sólidos em suspensão em bacias de detenção, em Porto Alegre, por meio do qual chegaram à eficiência média na remoção dos poluentes de 79,42% a 84,75%. Os autores concluíram que o modelo proposto é facilmente integrável à metodologia de dimensionamento de bacias de detenção.

No campo empírico Pan *et al.* (2011) realizaram estudo visando avaliar a captura de sedimentos em faixas de infiltração gramadas. A remoção de poluentes no tempo  $t$  ( $e(t)$ ) foi avaliada por meio Equação 5.

$$e(t) = \frac{S_0(t) - S_i(t)}{S_0(t)} = 1 - \frac{S_i(t)}{S_0(t)} \quad (5)$$

Em que:

$S_0(t)$  e  $S_i(t)$  representam a entrada e a saída da concentração de sedimentos respectivamente ( $\text{Kg.m}^{-3}$ ).

Deletic (2005) também avaliou resultados em laboratório, com o objetivo de compreender o comportamento da remoção de sedimentos no escoamento superficial. Para tal, foi utilizada grama artificial com entradas moderadas de sedimentos finos. Verificou-se que a concentração de sedimentos variou com tendência exponencial em relação à concentração inicial ao longo da faixa gramada. Para avaliação dos resultados experimentais foi empregada a Equação 6.

$$Tr_s(x) = \frac{q_{s,in} - q_s(x)}{q_{s,in}} \quad (6)$$

Em que:

$q_{sin}$  = carga de entrada do sedimento da fração  $s$  por unidade de largura do fluxo ( $\text{g/m.s}$ )

$q_s$  = carga de sedimento da fração  $s$  a uma distância de  $x$  a partir do início da faixa gramada por unidade de largura do escoamento ( $\text{g/m.s}$ )

$x$  = distância a partir do início da faixa gramada (m)

Os reatores ideais representam uma melhor maneira de promover o contato entre os reagentes, por essa razão, os reatores reais são mais frequentemente projetados, de modo que seus escoamentos se aproximem daqueles ideais (LEVENSPIEL, 2000).

Há três diferentes tipos de reatores ideais: reator em batelada (batch reactor), reator com escoamento pistonado (plug flow) e reator de mistura perfeita (mixed reactor).

No reator em batelada, os reagentes são bem misturados, ocorre uma reação depois de um certo período, em seguida a mistura é descarregada, ocasionando

uma operação descontínua, ou seja, não estacionária, porém, a composição varia com o tempo, entretanto, todo o tempo, a composição dentro do reator é uniforme (LEVENSPIEL, 2000).

No reator de mistura completa, o conteúdo está bem agitado e uniforme, em todo o reator, a corrente de saída tem a mesma composição que o fluido no interior do reator (LEVENSPIEL, 2000).

O reator ideal de escoamento pistonado, ou reator de fluxo em pistão de estado estacionário, desloca-se a uma velocidade uniforme no sentido do escoamento, sem dispersão longitudinal ou mistura, desde a entrada até a saída. Pode haver mistura lateral de fluido em um reator com escoamento pistonado, no entanto, não deve haver mistura ou difusão ao longo do caminho escoado. O tempo de residência no reator deve ser o mesmo para todos os elementos do fluido (LEVENSPIEL, 2000). Às parcelas da corrente de entrada e saída, determinadas pela continuidade, são computadas a geração ou a degradação do composto de interesse. A velocidade da reação é geralmente única, atribuída a cada poluente ou componente de interesse (HOLLAND *et.al.*, 2005).

### 3.6.1 Reator Pistonado em Estado Estacionário

Em um reator pistonado (Figura 6), a composição do fluido varia ponto a ponto, ao longo do escoamento, conseqüentemente o balanço de material para o decaimento de um componente deve ser feito em um elemento diferencial de concentração,  $dC$ .

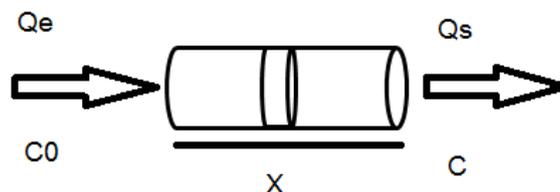


Figura 6 - Reator Pistonado

$$\text{Acumulação} = \text{Entrada} - \text{Saída} + \text{Geração} - \text{Decaimento}$$

No caso em questão a geração será zero, pois em um primeiro instante o filtro será lavado, descarregando apenas um fluido com concentração de material particulado ( $C_0$ ) conhecido, conseqüentemente, haverá apenas o decaimento de  $C_0$ , conforme o balanço de massa na Equação 7.

$$\frac{d(V.C)}{dt} = Q_e.C_0 - Q_s.C + r_g.V - r_d.V \quad (7)$$

Onde:

t= Tempo (t) – zero (estado estacionário)

V= Volume do reator (L)

$Q_e$ = Vazão de entrada (L/s)

$C_0$ = Concentração inicial de material particulado (mg/L)

$Q_s$ = Vazão de saída (L/s)

C= Concentração final de material particulado (mg/L)

$r_d$ = remoção do material particulado (mg/L/m)

$r_g$ = transporte (mg/L/m)

Pode-se observar na Figura 7 a representação gráfica da equação de desempenho para reatores pistonados com densidade constante.

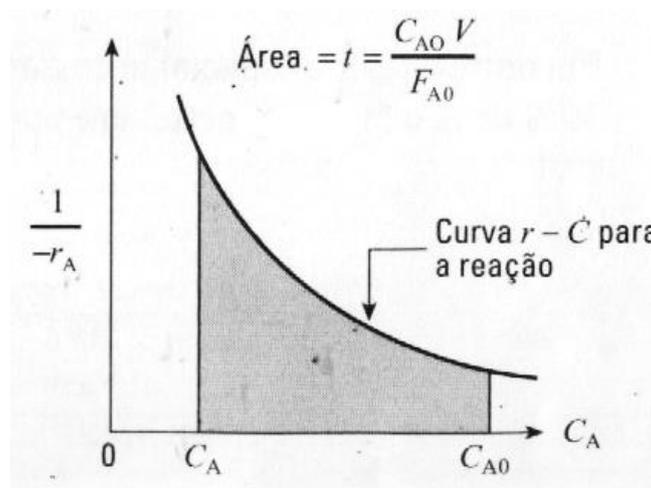


Figura 7 - Sistemas com densidade constante

Fonte: Levenspiel, 2000

## **3.7 Dimensionamento do Canal Gramado**

### **3.7.1 Permeabilidade do solo**

Este item descreve métodos de ensaios para obtenção dos parâmetros: o ensaio de permeabilidade do solo, e o ensaio de granulometria.

A análise do coeficiente de permeabilidade saturada do solo (K) foi realizada através do seguinte experimento de campo: determinação da curva de infiltração pelo método dos anéis concêntricos ou “duplo anel”.

#### **3.7.1.1 Ensaio de Duplo Anel**

Este ensaio de infiltração descrito por Cauduro e Dorfman (s/d), consiste na instalação de 2 anéis metálicos de 3 mm de espessura e 50 cm de diâmetro (anel externo) e 30 cm (anel interno). Os anéis são cravados no solo e preenchidos com água a 7,5 cm (anel externo) e 5 cm (anel interno). Também compõem o ensaio, um balde plástico graduado e uma mangueira que une o balde até os anéis, dotada de uma boia na extremidade do anel interno, além de baldes para encher o anel externo. Após os anéis estarem cravados e cheios, inicia-se a medição do rebaixamento da água nos intervalos de tempo de 1', 2', 3', 4', 5', 10', 15', 20', 30', 45', 60', 120' ou até as taxas de infiltração finais ficarem constantes. Determina-se também a umidade do solo, coletando amostras de 0 a 15 cm e 15 a 30 cm. A taxa de infiltração (I) é determinada através da lâmina infiltrada e o intervalo entre leituras em mm/h ou cm/min. A média das 4 últimas taxas, ou seja, as últimas 2 horas de ensaio, será a taxa de infiltração saturada do solo em estudo. A Figura 8 apresenta o ensaio do duplo anel.

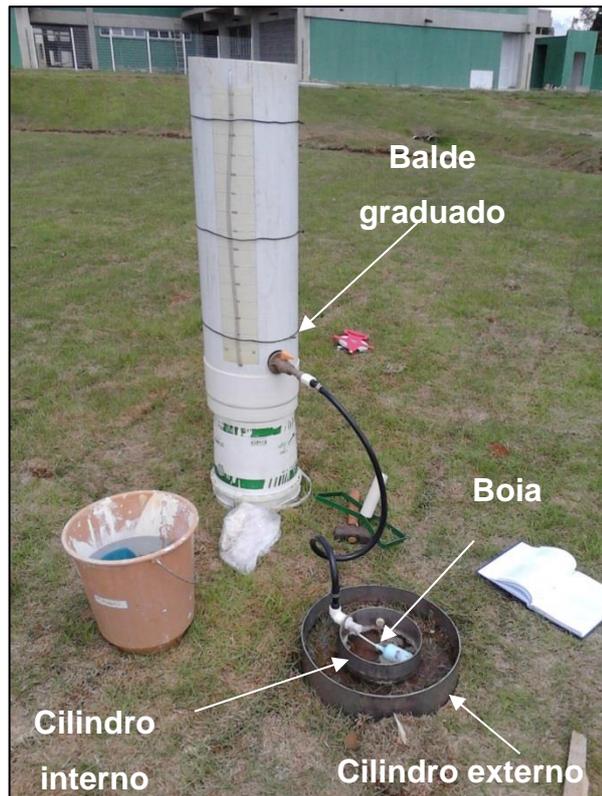


Figura 8 - Ensaio de infiltração com anéis concêntricos

Segundo Baptista, Nascimento e Barraud (2011) A superfície de infiltração é definida em função do tipo de obra e do seu funcionamento.

Gutierrez *et al.* (2009) realizaram trabalho de campo, com o método do duplo anel, para determinar a permeabilidade do solo no *campus* da UFSCar. Avaliaram-se as condições de infiltração do solo caracterizado como areia média argilosa, por meio de 20 ensaios de duplo anel.

A permeabilidade do solo, ou velocidade básica de infiltração – VIB (denominação dos autores) pelo método do duplo anel, foi determinada a partir da média aritmética dos dados correspondentes às últimas duas horas de ensaio, período, no qual se observou a velocidade constante ao longo do tempo.

### 3.7.2 Granulometria

A análise granulométrica define o diâmetro equivalente de cada partícula encontrada nas amostras de solo, bem como as porcentagens de ocorrência de

cada uma delas. Permitindo, assim, a caracterização do solo em que será implantada a estrutura de infiltração.

Para realização deste ensaio, pode se utilizar o peneiramento, a sedimentação e ainda um conjunto deles. Quando se tem grãos mais grossos, como areias e pedregulhos (diâmetro maior que 0,075 mm), o ensaio recomendado é o peneiramento. Para grãos mais finos, como as argilas e siltes (diâmetro menor que 0,075 mm), o ensaio é definido por sedimentação (ANGELINI SOBRINHA, 2012).

Para solos que contenham partículas tanto grossas quanto finas, o ensaio deve ser realizado por uma combinação de peneiramento e sedimentação. Os resultados deste ensaio são representados por gráficos que relacionam os diâmetros das partículas em escala logarítmica às porcentagens destas, em escala aritmética.

A realização da análise granulométrica pode ser feita de acordo com a ABNT (1982). Já a classificação dos grãos e os diâmetros equivalentes são definidos pela normativa brasileira ABNT (1995); pela ASTM (*American Society for Testing Materials*), AASHTO (*American Association for State Highway and Transportation Officials*) e pelo Instituto MIT (*Massachusetts Institute of Technology*). A classificação e os diâmetros do grão, de acordo com a ABNT (1995), são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Classificação e diâmetro dos grãos do solo

CLASSIFICAÇÃO	DIÂMETRO DOS GRÃOS
Argila	menor que 0,002 mm
Silte	entre 0,06 e 0,002 mm
Areia	entre 2,0 e 0,06 mm
Seixo	maior que 2,0 mm

Fonte: ABNT (1995)

### 3.7.3 Parâmetros hidrológicos para concepção e dimensionamento do canal gramado

Os parâmetros hidrológicos necessários para a concepção e dimensionamento do canal gramado são: a área de contribuição; o coeficiente de escoamento superficial; a vazão máxima de projeto.

A área de contribuição se refere à área que irá captar a água precipitada e contribuir para gerar o escoamento superficial; esta pode ser a própria área da bacia hidrográfica ou a área de um telhado.

Villela e Mattos (1975) definiram o escoamento superficial ou coeficiente de deflúvio (*run off*) como a razão entre o volume de água escoado superficialmente e o volume de água precipitada; este pode ser referente a uma chuva isolada ou relativo a intervalos de tempo de ocorrência de várias chuvas. Estes coeficientes variam de acordo com as condições das superfícies, conforme Tabela 7.

Tabela 7 - Valores de coeficientes de escoamento superficial (C) para algumas superfícies

SUPERFÍCIES	VALORES DE C
Telhados perfeitos, sem fuga	0,70 a 0,95
Superfícies asfaltadas em bom estado	0,85 a 0,90
Estradas macadamizadas	0,25 a 0,60
Estradas e passeios de pedregulho	0,15 a 0,60
Parques, jardins, gramados e campinas dependendo da declividade do solo e natureza do subsolo.	0,01 a 0,20

Fonte: Manual de Técnica de Bueiros e Drenos da ARMCO *apud* de Villela e Mattos (1975)

O Método Racional pode ser utilizado para determinar a vazão máxima de projeto. Este método é utilizado para projetos de bacias hidrográficas pequenas (menores que 2 km<sup>2</sup>), e seus princípios são: adota-se um coeficiente de perdas ou

escoamento único, que é estimado com base nas características da bacia; considera-se a duração da precipitação intensa, igual ao tempo de concentração; não se avalia o volume de cheia e a distribuição temporal das vazões (TUCCI, 1993). A fórmula de cálculo da vazão é apresentada na Equação 9:

$$Q = 0,278.C.I.A \quad (9)$$

Onde:

$Q$  = Vazão (m<sup>3</sup>/s);

$C$  = Coeficiente de escoamento superficial (adimensional);

$I$  = Intensidade pluviométrica (mm/h);

$A$  = Área de drenagem (Km<sup>2</sup>).

#### 4 METODOLOGIA

O sistema investigado foi construído em escala real no *campus* da Universidade Federal de São Carlos, na cidade de São Carlos – SP.

O canal gramado foi implantado em uma microbacia experimental (Figura 9), localizada na zona norte da universidade, com a finalidade de manejo de água pluvial do prédio do departamento de Medicina II e Gerontologia, como ilustra a Figura 10. Os recursos provieram do Projeto MCT/FINEP/Ação Transversal Saneamento Ambiental e Habitação 07/2009 - MAPLU2 – Manejo de Águas Pluviais Urbanas 2.



Figura 9 - Localização da microbacia experimental.

Fonte: G-Hidro (2013)

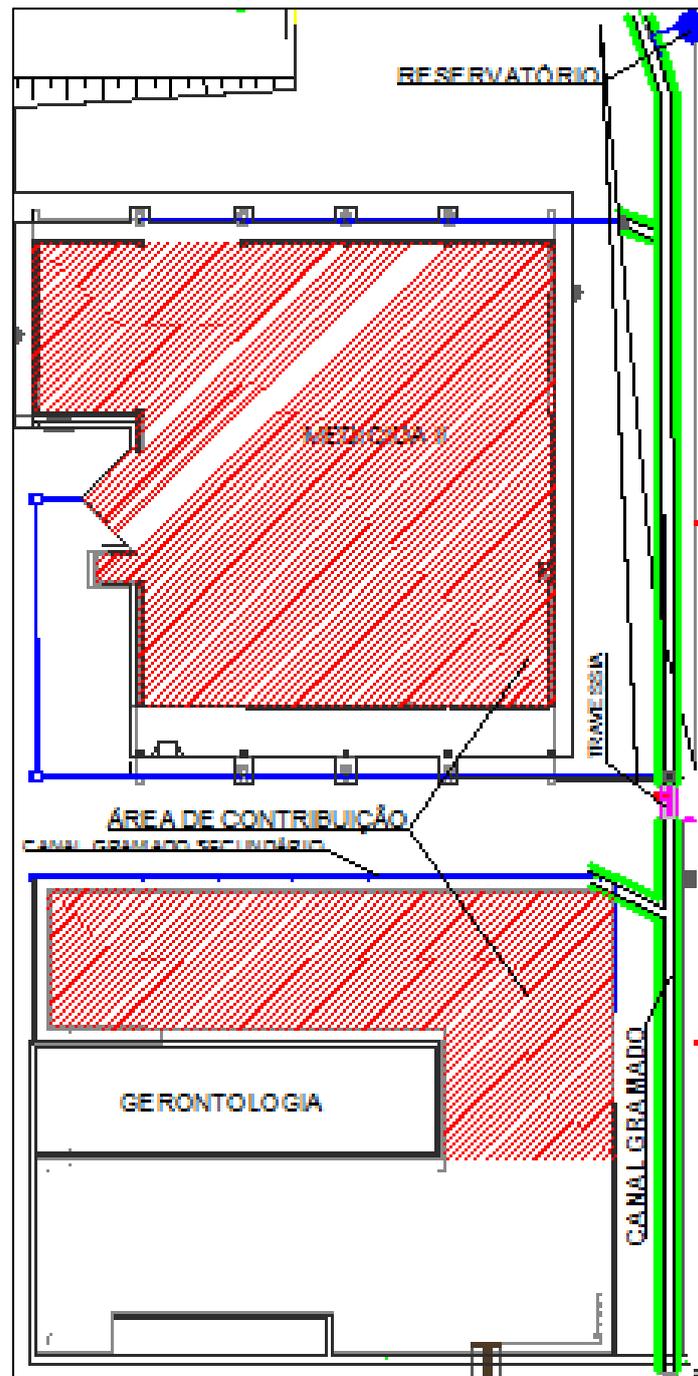


Figura 10 - Vista em planta da área drenada para o canal gramado, localizada ao lado dos prédios dos Departamentos de Medicina II e Gerontologia. As áreas hachuradas representam a área de captação de água pluvial (Sem escala). Medidas em metros.

Fonte: G-Hidro (2013)

#### 4.1 Dimensionamento da Canaleta Gramada

O dispositivo estudado tem 100m de extensão e 2% de declividade. A água pluvial proveniente do telhado do prédio do departamento de Medicina II é drenada pelas instalações pluviais e depois conduzida para o canal gramado. Já, a água precipitada, no prédio do departamento de Gerontologia, é conduzida por um canal gramado, secundário, desembocando no canal gramado principal, objeto do estudo. Os valores utilizados para o dimensionamento são apresentados na Tabela 8. O corte transversal do canal está apresentado na Figura 11 Figura 10.

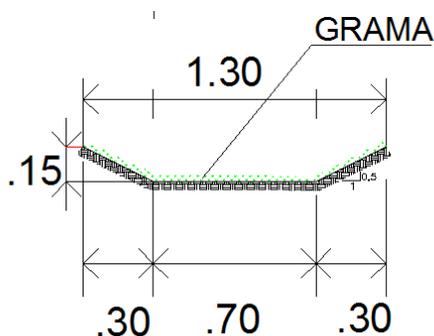


Figura 11 - O corte transversal do canal gramado de geometria trapezoidal (Sem escala). Medidas em metros.

Fonte: G-Hidro (2013)

Tabela 8 - Dimensionamento do canal em grama

Método Racional		Fórmula de Manning	
Coeficiente de escoamento superficial (C)	0,80	Coeficiente de rugosidade	0,033
Intensidade de chuva (I)	46 mm/h	Inclinação	2%
Área de contribuição (A)	1.501,48 m <sup>2</sup>		
<b>Vazão calculada= 0,68 m<sup>3</sup>/s</b>			

Fonte: G-Hidro (2013)

#### 4.1.1 Caracterização do solo

O solo, na área de estudo, foi caracterizado quanto à granulometria e permeabilidade saturada superficial.

Os ensaios de granulometria foram realizados conforme as normas NBR 7181 (ABNT, 1984b) e NBR 6502 (ABNT, 1995). O ensaio de compactação acompanhou a NBR 6457 (ABNT, 1986a) e a NBR 7182 (ABNT, 1986b). Os ensaios de índices físicos seguiram a norma NBR 6508 (ABNT, 1984a). As amostras foram coletadas em um ponto de amostragem.

Para medir a infiltração do solo, foram realizados ensaios de duplo anel, que foi executado na superfície do terreno, sem umedecimento prévio. Foram feitos 2 ensaios em 2 pontos de amostragem, após a construção da estrutura. O resultado foi obtido através da média das últimas 4 taxas de infiltração, em cada ensaio. Essa média é obtida quando o solo satura e a taxa torna-se constante. Os pontos de amostragem, onde foram feitos os ensaios, são apresentados na Figura 12.

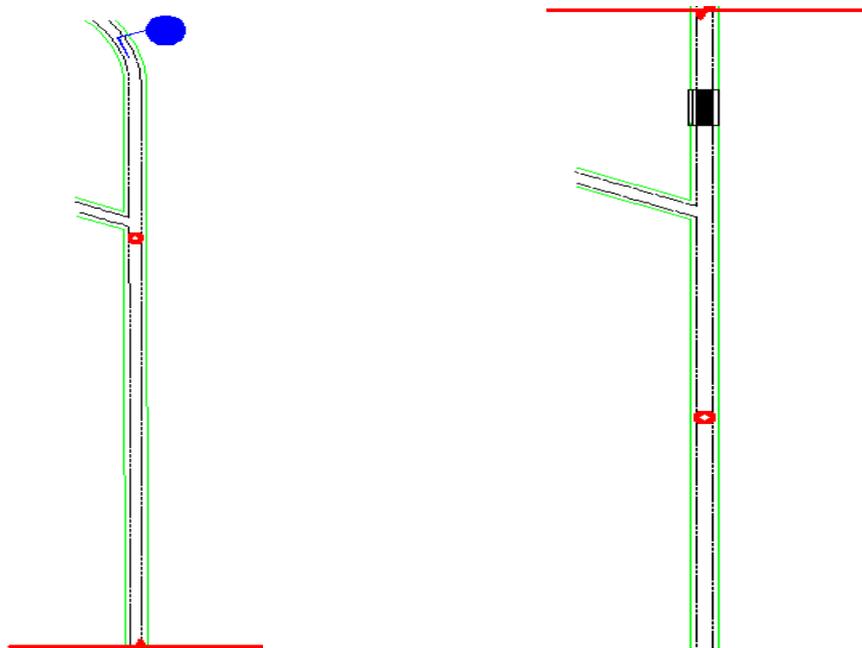


Figura 12 – Localização do ensaio de duplo anel (sem escala). As circunferências vermelhas representam a localização dos anéis.

#### 4.1.2 Umidade do solo

Para determinar a umidade do solo, foi utilizado o equipamento “The Speedy moisture tester”, o qual pode ser observado na Figura 13.

Paiva e Medina (1949) estudaram um novo método de determinar a umidade dos solos, o denominaram “The Speedy moisture tester”, o seu funcionamento parte do volume constante e pressão variável. O princípio se baseia na reação do carbureto de cálcio com a água contida na amostra de solo, produzindo o gás acetileno cuja pressão é medida num manômetro. A leitura dessa pressão permite a avaliação da quantidade de água em uma amostra, e em consequência, do seu teor de umidade.



Figura 13 – “The Speedy moisture tester”.

Foram analisados 3 pontos de amostra, para cada ensaio realizado, totalizando 10 ensaios de umidade de solo.

Coletou-se de 5 a 10g de solo para realizar o ensaio, devido ao descarregamento inicial do reservatório para cada ensaio.

A Figura 14 representa os pontos de coleta de solo.

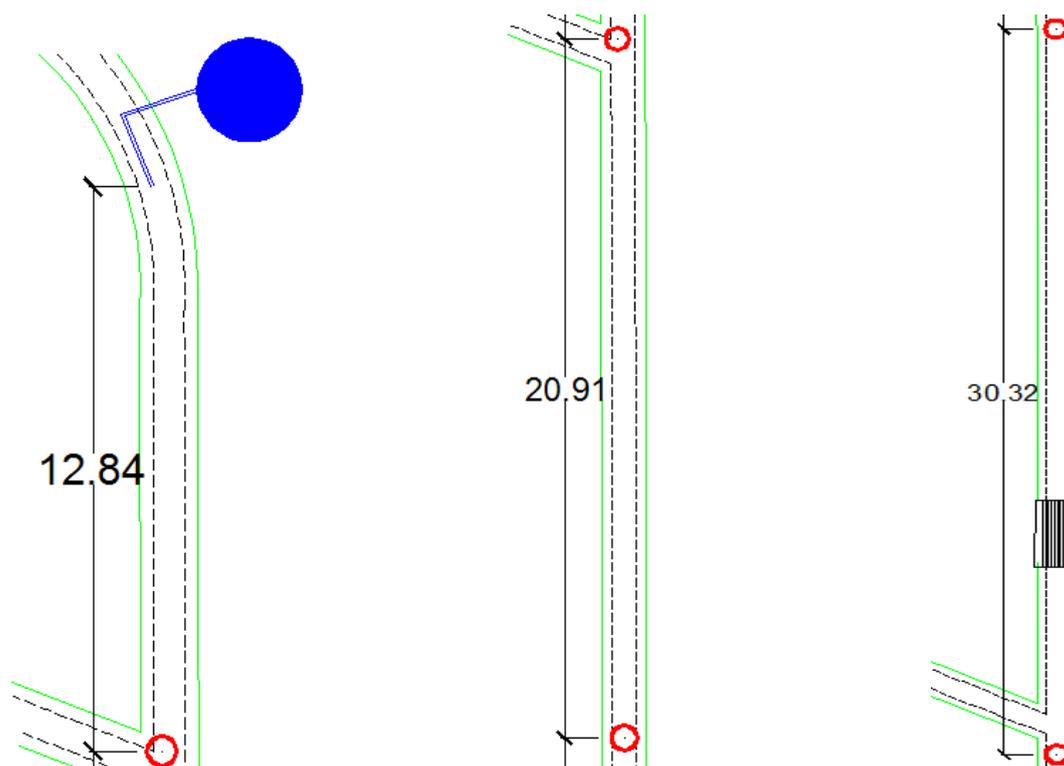


Figura 14 – Pontos de amostra de umidade do solo (sem escala). As amostras foram coletas nas circunferências vermelhas.

#### 4.2 Simulação de chuva por meio de reservatório

As simulações de chuvas foram empregadas visando manter o hidrograma de entrada e a concentração de material particulado constantes no afluente do canal gramado.

Foram simuladas 5 descargas de sólidos, com ensaios em duplicata para cada evento, alterando a concentração do material particulado inicial, e mantendo-se fixo o hidrograma de entrada. Para tal finalidade, foi utilizado um reservatório de 5 m<sup>3</sup> de volume útil. O nível inicial ( $t=0$ ), no interior do reservatório, foi mantido constante para cada condição inicial dos ensaios, correspondente à lâmina de 1,34 m, a qual se refere a um volume de 4,2 m<sup>3</sup>. Na saída do reservatório foi instalado um tubo de PCV de 75 mm, conectado a um registro esfera, a um cotovelo de 90°. O esquema de simulação de chuvas é apresentado na Figura 15. Antes de cada ensaio, contendo o material particulado, foi realizado um descarregamento com o

mesmo volume de água, porém sem os poluentes, apenas para fazer a lavagem do canal gramado.

A variação do nível do reservatório foi monitorada por tempo e por meio do medidor de nível modelo OTT Orpheus Mini. Para cada nível, foi calculada a vazão correspondente, de modo a construir o hidrograma de descarregamento típico da chuva simulada, conforme Figura 16.

As lâminas de água no canal gramado, após o descarregamento, foram medidas em diferentes posições, por meio de réguas instaladas nas seguintes porções, de montante para jusante: 0,0; 15,3; 30,7; 55,5; 70,3 e 93,2 m.



Figura 15 - Esquema da simulação de chuvas com o reservatório

Foram determinadas as vazões específicas com base na área, calculadas com a lâmina média, medida ao longo do comprimento do canal, e com base na lâmina no ponto de descarregamento do reservatório. Para tal, empregaram-se as Equações 10 e 11.

$$q_{\bar{e}} = \frac{Q_{méd}}{L_e} \quad (10)$$

$$q_m = \frac{Q_{máx}}{L_m} \quad (11)$$

Em que:

$q_{\bar{e}}$  = vazão específica referente a lâmina média do canal ( $m^3 \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$ )

$Q_{méd}$  = Valor médio das vazões medidas no hidrograma ( $m^3/s$ )

$L_e$  = Área trapezoidal do canal, determinada por meio da lâmina de água média ( $m^2$ )

$q_m$  = vazão específica referente a lâmina no ponto de descarregamento do reservatório. ( $m^3.s^{-1}.m^{-2}$ )

$Q_{máx}$  = Valor máximo da vazão medida no hidrograma ( $m^3/s$ )

$L_m$  = Área trapezoidal do canal, determinada por meio da lâmina de água máxima livre ( $m^2$ )

A eficiência (E) na remoção de sólidos suspensos totais (SST) foi determinada para diferentes seções ao longo do comprimento do canal, conforme Equação 12.

$$E = 1 - \frac{N}{N_0} \quad (12)$$

Em que:

$N$  = turbidez no coletor correspondente a sua posição (UNT);

$N_0$  = turbidez inicial medida no reservatório após introdução de material particulado (UNT).

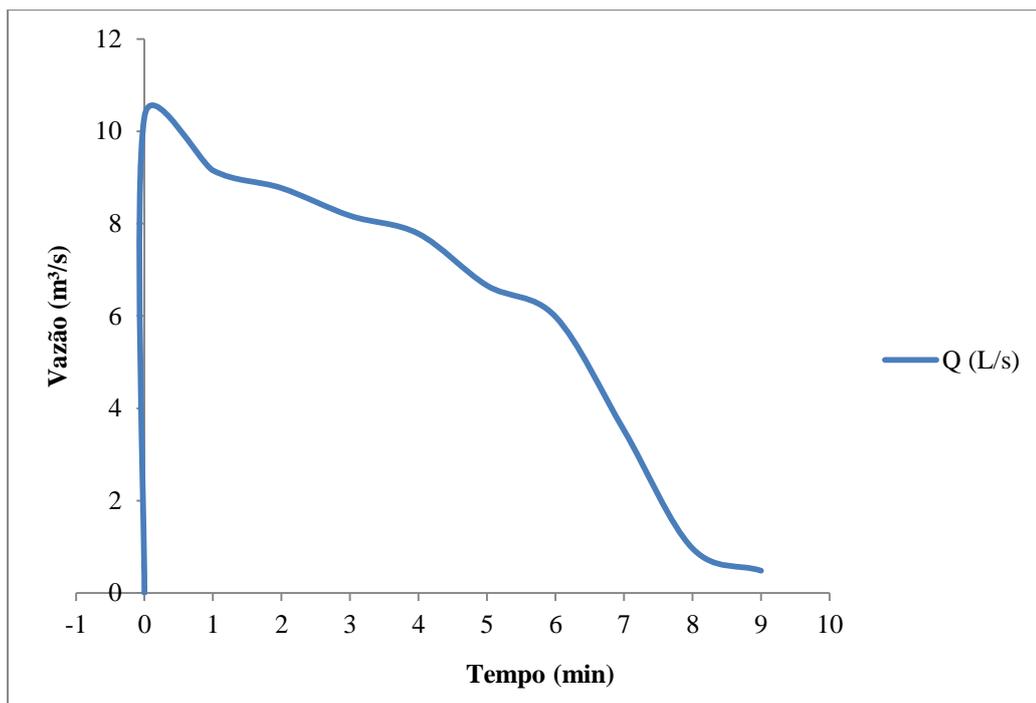


Figura 16 – Hidrograma típico de chuva simulada por meio do descarregamento de reservatório de 5 m<sup>3</sup> com tubo curto de 75mm de diâmetro nominal. Hidrograma medido durante as operações de descarregamento do reservatório.

#### 4.3 Aspectos qualitativos: determinação do material particulado da água pluvial

A remoção de material particulado foi avaliada para diferentes posições do canal gramado, a partir da introdução de diferentes concentrações de solo, peneirado, no reservatório de descarregamento. As concentrações investigadas foram: 65; 130; 196; 262 e 327 mg/L.

Segundo a literatura levantada por Gutierrez (2011), o qual refere-se aos resultados encontrados nas concentrações médias e variações dos sólidos analisados em águas de chuva, no Brasil, conforme a Tabela 9.

Tabela 9 - Concentrações médias e variações dos sólidos analisados em águas de escoamento urbano no Brasil

Local	ST (mg/L)	SVT (mg/L)	SFT (mg/L)	SST (mg/L)
Cuiabá (MT) <sub>1</sub>	65,00	30,00	35,00	11,00
Campo Mourão (PR) <sub>2</sub>	45,00	17,70	27,30	3,50
Belo Horizonte (MG) <sub>3</sub>	–	–	–	582

ST: Sólidos Totais; SVT: Sólidos Voláteis Totais; SFT: Sólidos fixos Totais; SST: Sólidos Suspensos Totais.

Fonte: <sub>1</sub> Oliveira e Silva *et al.* (2009); <sub>2</sub> Lima *et al.* (2009); <sub>3</sub> Vieira *et al.* (2009)

O solo utilizado para simulação de material particulado presente na água pluvial foi coletado de uma área próxima ao canal gramado, de modo a representar o material particulado presente na água pluvial. Posteriormente à coleta, o solo foi separado por peneira 200, com diâmetro equivalente a 0,074 mm, conforme Figura 17. Depois, o solo foi pesado e armazenado em sacos plásticos, para posterior introdução no reservatório de descarregamento.



Figura 17 – Solo passando pela peneira 200.

A concentração residual remanescente de material particulado foi avaliada em diferentes pontos ao longo da extensão do canal gramado, por meio da instalação de coletores, em diferentes posições, ao longo do comprimento do mesmo.

Os coletores, de 206 mL cada, têm formato cilíndrico e foram montados com tubulação de 50 mm de PVC, dois caps de 50 mm, com um furo central de 32mm de diâmetro. Uma esfera de isopor de 3 cm foi introduzida no interior de cada coletor para fechamento da entrada, a qual ocorria por empuxo devido à variação interna de nível de água (Figura 18). Os coletores foram “encapsulados” no solo para evitar interferência de material particulado de fonte externa. Para tal, empregaram-se tubos de PVC de 75 mm, com 10,50 cm de comprimento, os quais foram enterrados no solo e vedados com manta de borracha (Figura 19).

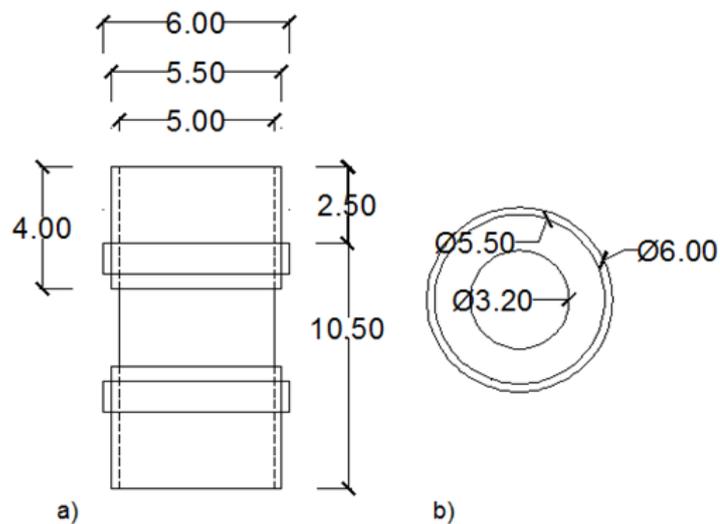


Figura 18 – a) Vista lateral do coletor de amostra montado com tubo de PVC e b) Vista superior do coletor com abertura superior de 32 mm. Sem escala. Medidas em cm.



Figura 19 – Coletores “encapsulados” antes de serem inseridos no solo.

Para compatibilizar o tempo de resposta de cada ensaio ao tempo de análise requerido, foi construída uma curva de calibração, a qual relaciona às medidas de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Turbidez. Assim, para o material particulado introduzido no reservatório, foram avaliadas várias concentrações de SST e sua correspondência com medidas de turbidez, construídas pela média de amostragens em triplicata.

Dessa forma, a carga poluidora, presente na forma de sólidos suspensos totais (SST), pôde ser rapidamente avaliada por meio das medidas de turbidez.

As medidas de turbidez foram realizadas com auxílio de um turbidímetro de bancada, modelo B250, Micronal, e os valores expressos em Unidade Nefelométrica de Turbidez (UNT), conforme APHA (2005).

#### **4.3.1 Instalação dos coletores de amostras**

Os 26 coletores foram distribuídos e instalados ao longo do eixo do canal gramado da seguinte maneira: 10 coletores espaçados de 1 m; seguidos de 5 coletores espaçados em 2m; 6 coletores espaçados de 5m, e 5 coletores espaçados de 10m, contados de montante para jusante.

Antes da realização de cada ensaio, o canal gramado foi lavado com água proveniente do poço profundo, descarregada pelo mesmo reservatório empregado nos ensaios. Tal procedimento visou minimizar o efeito do transporte de material particulado depositado em tempo pretérito.

Os valores de turbidez residual remanescente, bem como eficiências de remoção correspondentes, foram avaliados individualmente e, por meio das médias das amostras distribuídas nos pontos de coleta. Adicionalmente, foram construídas curvas de ajuste de decaimento, e explicitados seus parâmetros correspondentes. Por fim, as eficiências obtidas nos pontos de coleta foram interpoladas em função do comprimento e das concentrações iniciais ( $C_0$ ), por meio da técnica de krigagem aplicada aos dados da vizinhança, obtendo assim curvas de isoefficiência.

Na Figura 20, pode ser observado a vista, em planta, do canal gramado com indicação da disposição espacial dos coletores.

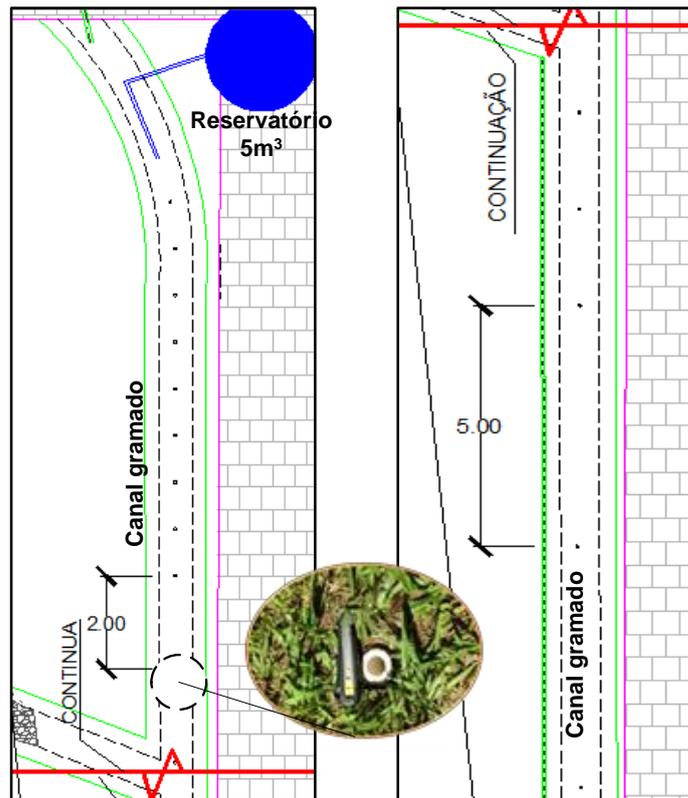


Figura 20 – Vista seccionada em planta do canal gramado com indicação do reservatório para descarregamento e dos coletores espaçados ao longo do comprimento do canal. A vista foi seccionada na posição indicada, para facilitar visualização. Em detalhe, fotografia do coletor, ao lado de um objeto de 12 cm. Sem Escala

#### 4.4 Modelagem na remoção dos poluentes por meio de um reator pistonado de primeira ordem

A formulação matemática do problema de remoção de poluente parte da análise do balanço de massa no volume de controle, correspondente a uma parcela infinitesimal do escoamento, conforme esquema apresentado na Figura 21. Tal formulação é aplicada na Engenharia Química, a fim de descrever a hidrodinâmica de reatores denominados “plug-flow”, ou de fluxo pistonados, conforme pode ser consultado em Levenspiel (2000). Para tal, considera-se o escoamento em regime permanente com dispersão transversal infinita e dispersão longitudinal igual a zero. Assim, na seção de área transversal  $\Delta y \cdot \Delta z$ , a massa na corrente de entrada pelo tempo é dada pelo produto  $v \cdot \Delta y \cdot \Delta z \cdot c$ . Já, na corrente de saída, existe um elemento

incremental, representado por  $\Delta c$ . O tempo de detenção hidráulica ( $\theta$ ) é obtido pelo quociente de  $L$  e  $v$ .

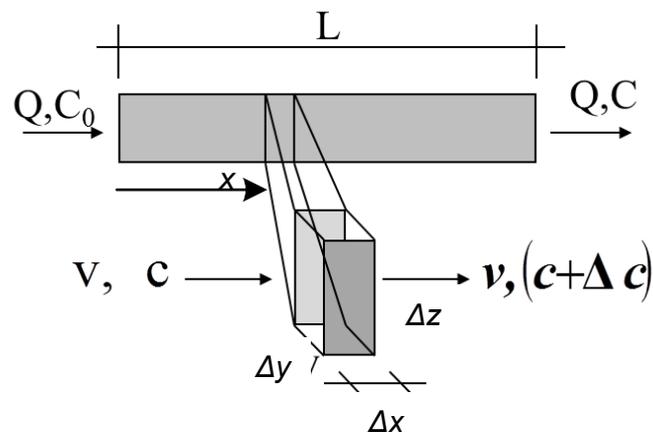


Figura 21 – Representação esquemática do volume de controle utilizado para balanço de massa do material particulado. Adaptado de Levenspiel (2000).

Em que:

$Q$  = vazão

$C_0$  = concentração do composto alvo na corrente de entrada;

$C$  = concentração do composto alvo na corrente de saída;

$v$  = velocidade de escoamento longitudinal;

$c$  = concentração no tempo  $t$ ;

$\Delta c$  = incremento (ou decaimento) da concentração no tempo  $t+1$ ;

$\Delta x, \Delta y, \Delta z$  = elementos nas direções  $x, y$  e  $z$ ;

$L$  = comprimento do trecho analisado;

A cinética de decaimento do material particulado foi assumida de primeira ordem em relação à concentração, conforme Equação 13. O sinal negativo exprime o decaimento de primeira ordem do material particulado, representado por  $C$ .

$$\frac{dC}{dt} = -K_d \cdot C \quad (13)$$

Em que:

$dC / dt$  = variação temporal da concentração  $C$ ;

$K_d$  = constante cinética

Assumindo que a concentração final tende a um valor mínimo ( $C^*$ ) no tempo infinito ( $t \rightarrow \infty$ ) e reescrevendo o termo diferencial por  $-r_d$ , pode-se escrever a expressão dada pela Equação 14.

$$-r_d = K_d(C - C^*) \quad (14)$$

Dessa forma, o balanço de massa para o elemento infinitesimal de controle pode ser escrito tal como apresentado na Equação 15.

$$\frac{\partial(c \cdot \Delta V)}{\partial t} = v \cdot \Delta y \cdot \Delta z \cdot c - (v \cdot \Delta y \cdot \Delta z (c + \Delta c)) - (-r_d) \cdot \Delta V \quad (15)$$

Para:  $\Delta V = \Delta x \cdot \Delta y \cdot \Delta z$

Em que:  $\Delta V$  = elemento de volume

Para a hipótese inicial de regime permanente e fazendo volume ( $V$ ) igual à área da seção transversal ( $\Delta y \cdot \Delta z$ ) multiplicado por  $\Delta x$  e, ainda, empregando o conceito de derivada para  $\Delta x \rightarrow 0$ , obtém-se a Equação 16.

$$\frac{dc}{dt} = -v \cdot \frac{dc}{dx} - (-r_d) \quad (16)$$

Considerando ainda que não há variação de concentração com o tempo, pode-se escrever a Equação 17.

$$v \cdot \frac{dC}{dx} = -K_d(C - C^*) \quad (17)$$

Para  $0 \leq x \leq L$  e  $0 \leq x/v \leq \theta$

Integrando a Equação 17 no limite da concentração inicial ( $C_0$ ) à concentração final ( $C$ ) para o comprimento de 0 a  $x$ , com valor de  $x$  máximo tendendo a  $L$ , pode-se obter a solução analítica dada pela Equação 18.

$$C(x) = (C_0 - C^*) \cdot e^{-\left(\frac{1}{v}\right) \cdot K_d \cdot x} + C^* \quad (18)$$

Para  $x$  máximo  $\rightarrow L$ .

A Equação 18 foi empregada para obtenção dos parâmetros  $k$  e  $C^*$  por meio de regressão não linear. Como condição de contorno, adotou-se o valor de  $C_0$  como sendo o maior valor obtido em cada um dos ensaios realizados. O valor de  $v$  foi determinado no ponto de descarregamento, correspondente à posição  $x=0$ . O erro relativo, entre dados simulados e medidos em cada ponto amostrado, foi avaliado em módulo, conforme Equação 19. O conjunto de dados também foi analisado por meio da regressão dos parâmetros  $k$  e  $C^*$ , com o objetivo de zerar o erro global, dado pela média dos erros em todos os ensaios.

$$erro(\%) = \left[ \frac{C_m - C_s}{C_m} \right] \cdot 100 \quad (19)$$

Em que:

$C_s$  = concentração simulada obtida por meio do ajuste da Equação 18 ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$C_m$  = concentração medida no ponto correspondente ao longo do comprimento do canal ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Caracterização do solo

O solo, na área de estudo, foi caracterizado como Areia Média á Fina Argilosa, segundo a Classificação Unificada mencionada por Souza Pinto (2000), como apresentado na Tabela 10. A curva granulométrica é apresentada na Figura 22.

Tabela 10 - Classificação do solo local para projeto

Profundidade	% Argila	% Silte	% Areia Fina	% Areia Média	% Areia Grossa	% Pedregulho	Classificação do Solo
Superficial	27	5	18	44	6	0	Areia Média a Fina argilosa
30 cm	28	4	18	48	2	0	Areia Média a Fina argilosa

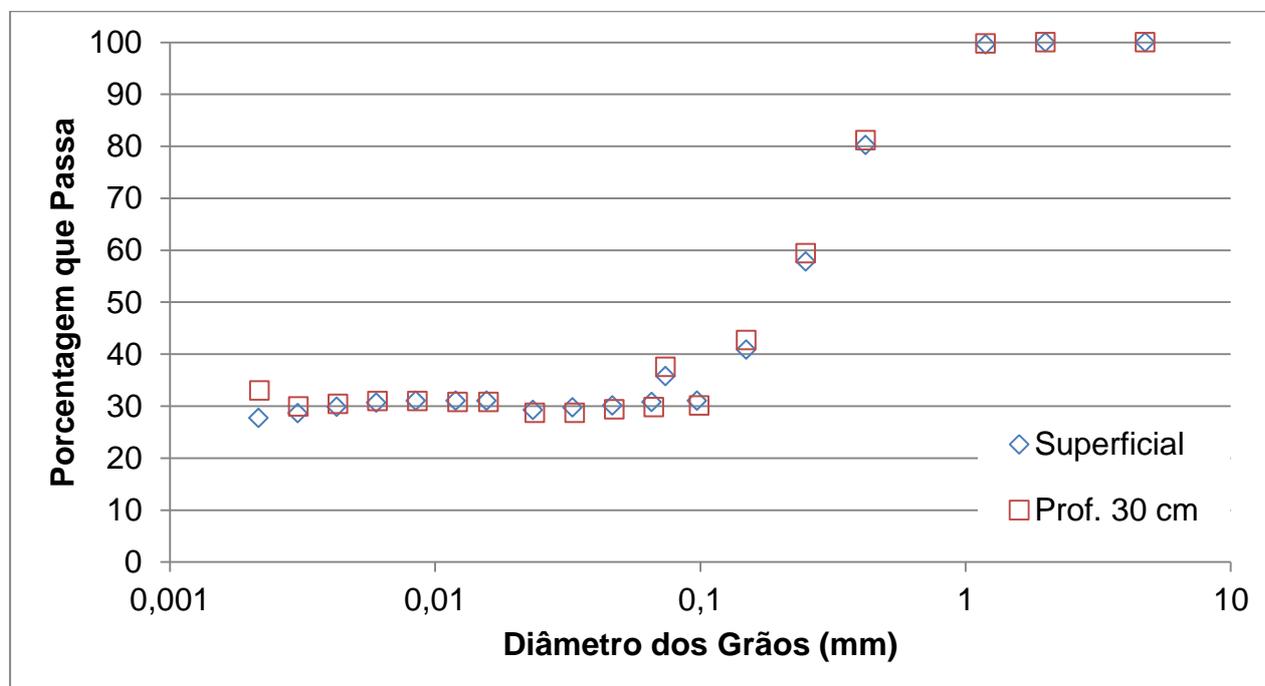


Figura 22 - Curva Granulométrica do solo da área de estudo

Lucas (2011), Gutierrez *et al.*, (2009) e Angelini Sobrinha (2012) realizaram ensaios de granulometria também no campus da UFSCar, em áreas próxima ao canal gramado, e encontraram um solo classificado como Areia Média Argilosa - SC.

## 5.2 Construção do canal gramado

A primeira etapa da construção do canal gramado foi a locação da obra. As cotas e áreas projetadas foram locadas com equipamento de nível.

Após, foi realizado o corte do terreno nas dimensões de projeto, conforme a Figura 23.



Figura 23 – Corte do terreno nas dimensões de projeto.

Após essas etapas, foi realizado o plantio da grama, conforme a Figura 24.



Figura 24 – plantio da grama no canal.

### 5.3 Ensaio de infiltração com o método do Duplo Anel

Por meio do ensaio de duplo anel, obteve-se a taxa de infiltração no canal gramado, o qual é apresentado na Tabela 11.

Tabela 11 - Ensaio de permeabilidade com duplo anel

Ensaio de Duplo Anel	K saturado (m/s)
Primeiro ponto do canal gramado	$1,2 \times 10^{-5}$
Segundo ponto do canal gramado	$1,3 \times 10^{-5}$

Ensaio realizado pelo método do duplo anel por Angelini Sobrinha (2012), em uma área próxima ao objeto de estudo, encontrou-se K de  $4,76 \times 10^{-5}$  m/s. Já Oliveira (2009) fez o mesmo ensaio em uma área gramada, sem acesso de veículos, no campus da UFSCar, onde foi encontrado um valor médio de K de  $7,13 \times 10^{-5}$  m/s. Vieira, Silva & Nascimento (2009) analisaram a permeabilidade de solo saturado, o

mesmo classificado como latossolo vermelho-amarelo para implantação de uma trincheira e uma vala de infiltração, e encontraram um valor de  $5,21 \times 10^{-5}$  m/s.

#### **5.4 Teor de umidade**

Antes de cada ensaio, foi realizada a análise do teor de umidade do solo no canal gramado, em três pontos distintos, com critério apenas de observação para noções de infiltração, por meio do qual obteve-se uma média em cada ponto, ponto 1 (14m de distância do reservatório) = 23,08%, ponto 2 (30m de distância do reservatório) = 19,96%, ponto 3 (67m de distância do reservatório) = 25,58%. Durante os ensaios de descarregamento com material particulado, pode-se observar que houve infiltração no solo, essa afirmação foi constatada pelo fato da água do escoamento superficial, de alguns ensaios, não chegarem aos últimos coletores.

#### **5.5 Eficiência na remoção do material particulado no canal gramado**

A relação entre sólidos suspensos totais (SST) e turbidez, construída para o material particulado empregado nesse estudo, pode ser verificada na Figura 25. O coeficiente de determinação da reta de ajuste ( $R^2$ ) de 0,97 indica boa representação dos valores de SST por meio da turbidez. Assim, pode-se avaliar a concentração de material particulado através da medida indireta da turbidez, compatibilizando o tempo de resposta requerido ao tempo de análise das amostras, nos diferentes ensaios.

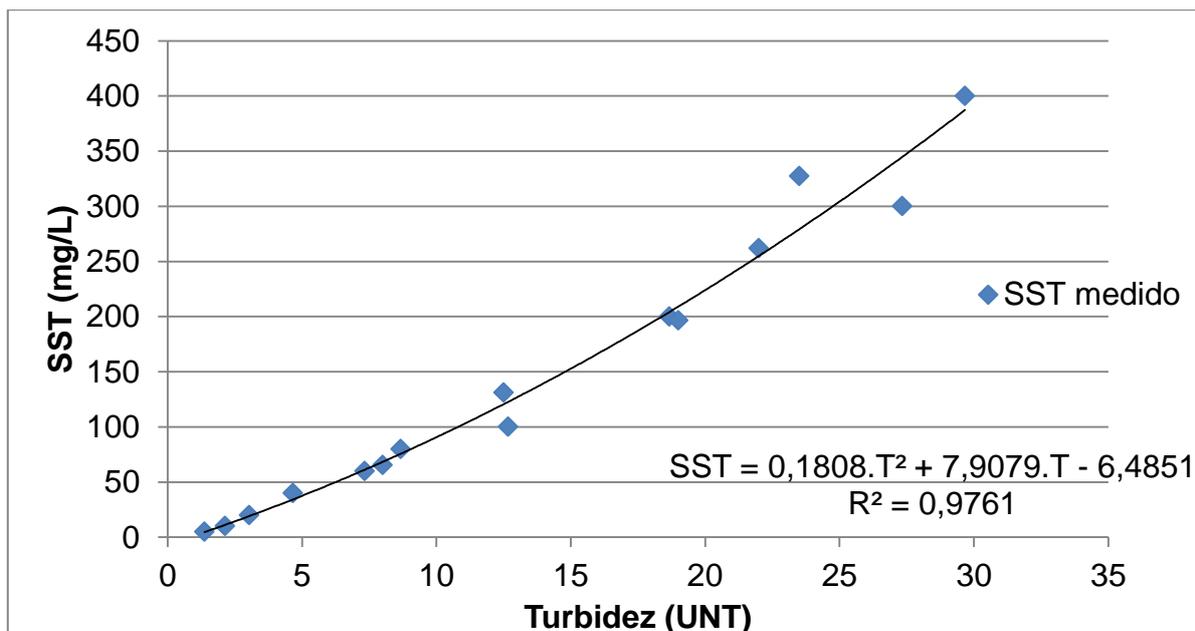


Figura 25 – Relação entre SST e Turbidez construída para o material particulado introduzido no reservatório de descarregamento no canal gramado.

Na

Tabela 12, pode-se verificar o efeito da passagem da onda de cheia pelo canal, incorrendo em variação espacial e temporal das lâminas medidas. Para efeito de parâmetro de projeto, foram determinadas as lâminas em situações específicas, expressas pela média e pela máxima lâmina detectada no canal gramado. De posse desses valores, foram estimadas as vazões específicas para a condição média ( $q_e$ ) e para a condição referente à maior lâmina ( $q_m$ ), conforme descrito nas Equações 10 e 11, as quais resultam nos dados apresentados na Tabela 13. Nessas condições, verificam-se valores de  $q_e$  de 0,26 e de  $q_m$  de 0,20 ( $m^3 \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$ ).

Por meio da análise da Figura 26, pode-se observar o que segue.

Em termos médios (temporais e espaciais), observa-se que a lâmina decai do ponto de máximo a uma taxa de 2,81cm/m do canal, para todos os ensaios realizados. Isso indica o efeito da passagem da onda de cheia, bem como o efeito da infiltração da água no canal gramado.

Considerando somente a média temporal, a partir das diferentes posições do canal, verifica-se a existência de um pico de nível na posição  $20 \pm 5$  m. O mesmo decorre da passagem da onda de cheia pelo canal gramado.

As considerações, acima descritas, são de fundamental importância para a compreensão do fenômeno de remoção de material particulado em técnicas compensatórias dessa natureza, uma vez que a remoção é dependente da ação da força gravitacional sobre a partícula, a qual depende de sua massa e das condições de escoamento presentes. Maiores valores de lâmina de água podem indicar maiores trajetórias de percurso vertical. Todavia, na análise dinâmica do escoamento, maiores lâminas também indicam menores velocidades locais. Assim, a remoção do material particulado, a qual decorre da sua deposição na superfície, depende, em diferentes proporções e ordens, da lâmina de água e das velocidades de escoamento locais.

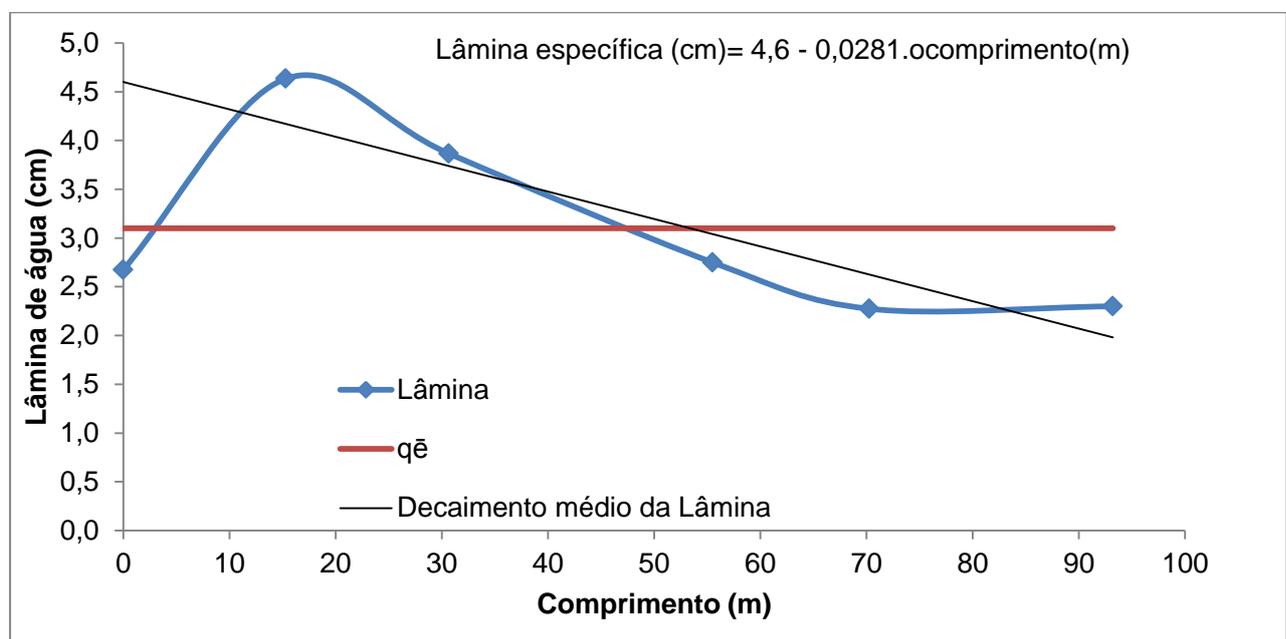


Figura 26 – Lâmina de água média, espacial e temporal, de 5 a 30 minutos medido no canal gramado.

Na Tabela 14, são apresentados os resultados médios de remoção em relação aos pontos de amostragem, posicionados ao longo do comprimento do canal gramado. Verifica-se que, em termos médios, a remoção, nos diferentes pontos, tende a piorar com o aumento da concentração inicial.

Todavia, quando analisados os resultados, ponto a ponto, verifica-se que a eficiência tende a 70% para a posição de 80 m (Tabela 15). Verifica-se, também, uma tendência de comportamento mais homogêneo dos pontos experimentais ao longo do comprimento, quando a concentração inicial é aumentada. Ou seja, para menores valores de concentração de SST inicial ( $C_0$ ), há um maior espalhamento

dos pontos experimentais nas curvas que relacionam eficiência de remoção (E%) ao comprimento.

Esses apontamentos podem ser observados por meio da Tabela 15 e das Figura 27 a Figura 31, em que são apresentados os resultados das eficiências de remoção ao longo do comprimento do canal gramado. Em relação às Figura 27 a Figura 31, apresentam-se, também, no eixo principal, as medições de turbidez remanescente, correspondentes aos valores das eficiências, conforme Equação 12, descrita no método.

Merece destaque o fato de que, dada à situação dinâmica e à escala de investigação, os múltiplos fatores que interferem no escoamento não permanente e na remoção do material particulado refletem nos resultados experimentais. Acredita-se, por exemplo, que as eficiências de remoção de material particulado podem sofrer interferência do próprio transporte de material depositado em situação pretérita, ou mesmo do material depositado no canal gramado. Tal situação, entretanto, reflete com bastante propriedade a condição real, na qual o desempenho do sistema está sujeito.

Tabela 12 – Valores temporais e espaciais de lâmina de água medidos no canal durante os ensaios com as chuvas simuladas.

Tempo (min)	Comprimento (m)					
	0,0*	15,3	30,7	55,5	70,3	93,2
	Lâmina de água no canal (cm)					
5	6,0	6,3	-	-	-	-
10	3,2	5,4	5,1	4,5	-	-
15	1,0	2,2	5,5	4,2	3,2	-
20	0,5	-	1,0	1,3	2,2	1,5
25	-	-	-	1,0	2,0	4,1
30	-	-	-	-	1,7	1,3

\* a posição 0,0 indica o ponto de descarregamento do reservatório, seguindo assim o sentido de montante para jusante. - indica que não houve lâmina medida.

Tabela 13 – Vazões específicas ( $q_e$  e  $q_m$ ) a partir da área transversal do canal para referentes a lâmina de água média ( $L_e$ ) e máxima ( $L_m$ ) e das vazões de descarregamento do reservatório ( $Q_{med}$  e  $Q_{máx.}$ ).

$L.10^{-3}$ (m <sup>2</sup> )	$Q_{med}.10^{-4}$ (m <sup>3</sup> /s)	$Q_{máx.}10^{-4}$ (m <sup>3</sup> /s)	$q_e.10^{-2}$ (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup> )	$q_m.10^{-2}$ (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup> )
Médio				
24				
Máximo	62	103	26	20
52				

Tabela 14 – Eficiência média dos pontos de amostragem, posicionados ao longo do comprimento do canal gramado, em função das suas respectivas concentrações iniciais em mg/L

Concentração inicial - $C_o$ (mg/L)	Eficiência média dos pontos de amostragem, posicionados ao longo do comprimento do canal gramado (%)
65	44
130	46
196	35
262	28
327	37

Ainda por meio da análise das Figura 27 a Figura 31, pode-se verificar uma tendência de decaimento exponencial das concentrações residuais remanescentes, em relação ao comprimento do canal gramado. Ajustando os pontos experimentais a funções exponenciais e empregando o comprimento em metros como base, variável independente, e a turbidez como variável dependente, pode-se chegar aos parâmetros apresentados na Tabela 16.

Tabela 15 – Eficiências medidas nos pontos de amostragem, posicionados ao longo do comprimento do canal gramado, em função das suas respectivas concentrações iniciais em mg/L

Posição dos coletores (m)	Co (mg/L)				
	65	130	196	262	327
0	0%	0%	0%	0%	0%
1	35%	20%	14%	15%	24%
2	23%	0%	8%	17%	25%
3	42%	14%	10%	12%	25%
4	28%	9%	16%	10%	21%
5	41%	36%	33%	5%	21%
6	50%	14%	25%	10%	19%
7	49%	11%	29%	0%	0%
8	59%	32%	35%	15%	5%
9	36%	20%	8%	3%	14%
10	54%	32%	16%	8%	17%
12	63%	36%	14%	13%	19%
14	24%	30%	0%	10%	14%
16	8%	9%	2%	12%	24%
18	25%	36%	35%	12%	21%
20	45%	36%	35%	32%	35%
25	61%	65%	43%	53%	51%
30	54%	60%	43%	45%	46%
35	48%	50%	37%	22%	37%
40	54%	56%	41%	13%	44%
45	60%	48%	45%	48%	51%
50	45%	50%	53%	43%	56%
60	40%	27%	57%	53%	63%
70	71%	61%	66%	57%	74%
80	71%	64%	76%	58%	74%
90	72%	59%	75%	60%	80%

Tabela 16 – Parâmetros do ajuste exponencial para diferentes valores de concentração inicial ( $C_0$ ) no canal gramado

Concentração inicial - $C_0$ (mg/L)	Termo multiplicativo da base (UNT)	Expoente ( $m^{-1}$ )	$R^2$
65	19,70	-0,13	0,27
130	23,92	-0,60	0,59
196	31,77	-0,25	0,59
262	36,24	-0,19	0,57
327	40,16	-0,27	0,58

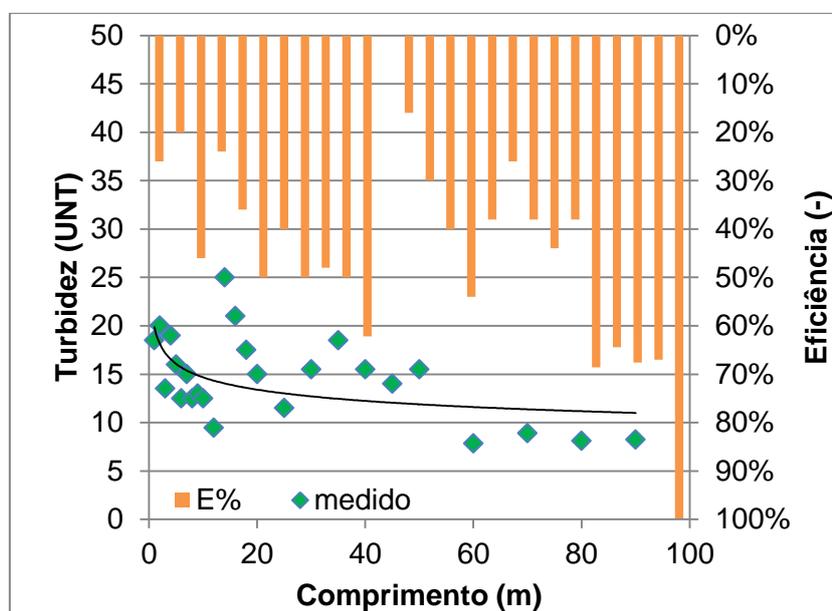


Figura 27 – Eficiência na remoção de material particulado para a concentração inicial de 65 ( $C_0$ ) mg SST/L

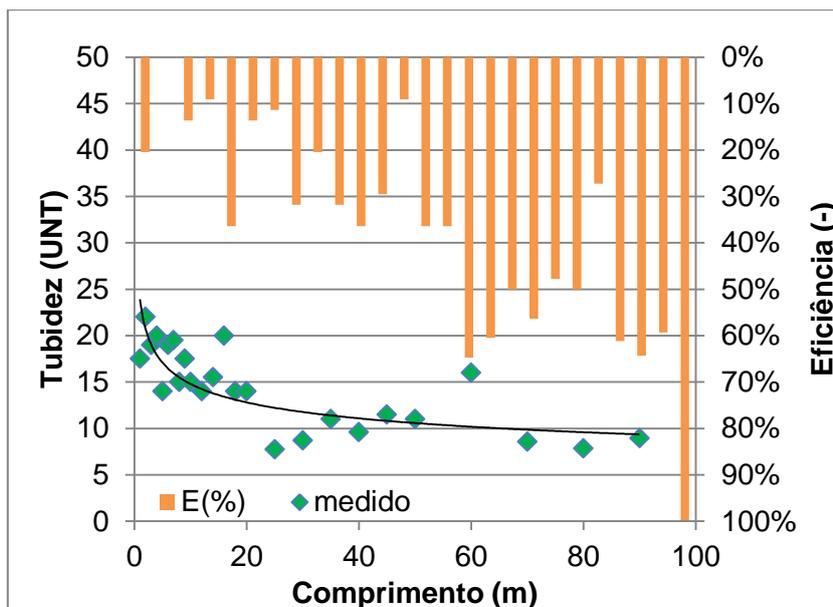


Figura 28 – Eficiência na remoção de material particulado para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 130 mg SST/L

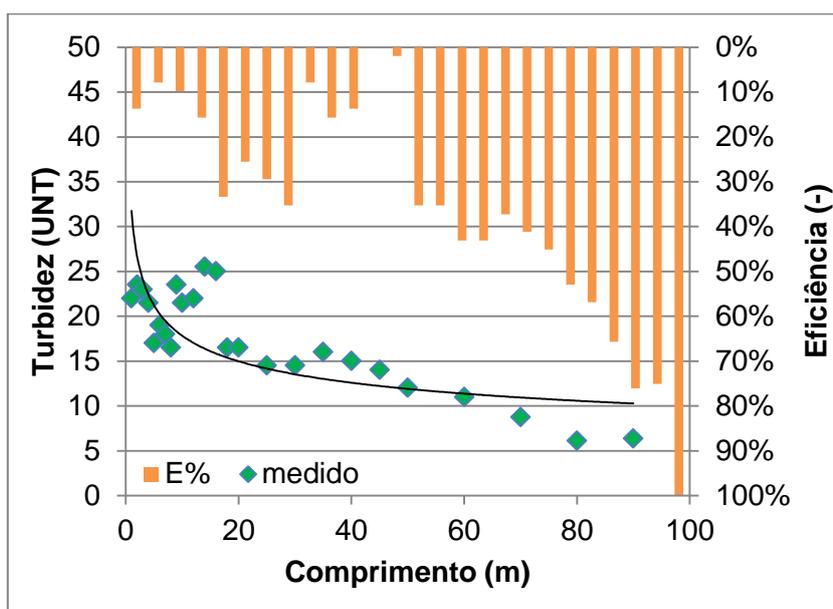


Figura 29 – Eficiência na remoção de material particulado para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 196 mg SST/L.

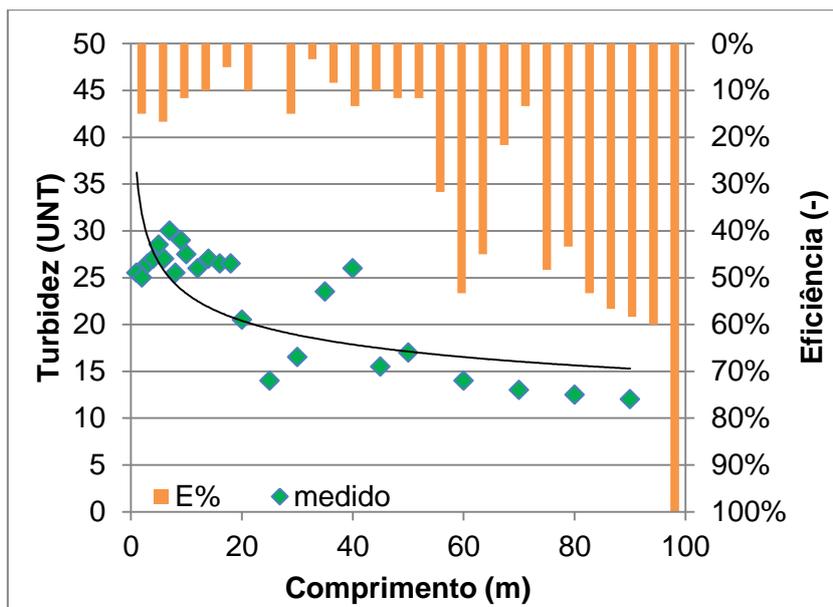


Figura 30 – Eficiência na remoção de material particulado para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 262 mg SST/L.

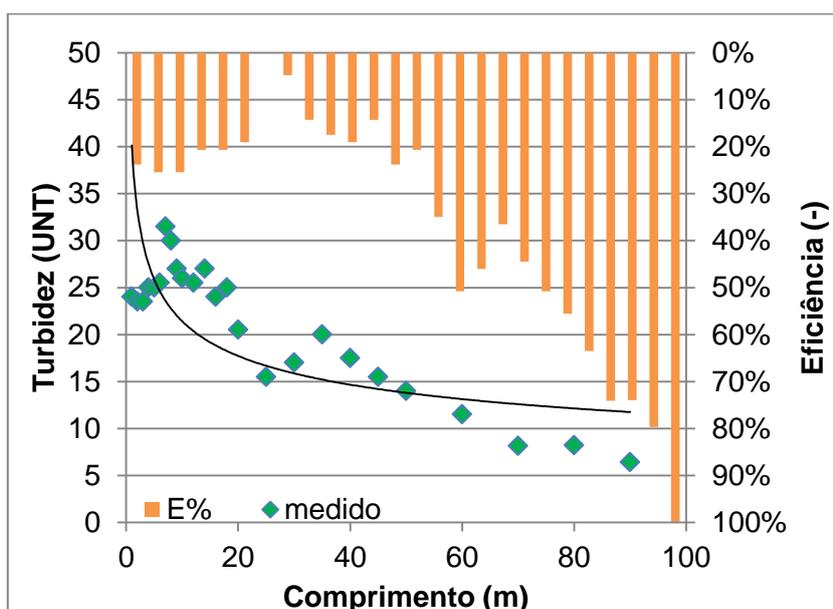


Figura 31 – Eficiência na remoção de material particulado para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 327 mg SST/L.

Os resultados de todos os ensaios realizados foram compilados em um gráfico de contorno, com linhas interpoladas de isoeffiência, tal como apresentado na Figura 32. Por meio da análise desses dados, podem-se verificar regiões de eficiência, ao longo do comprimento do canal gramado, as quais são modificadas

dependendo da concentração inicial ( $C_0$ ). Embora existam pequenas regiões com descontinuidade, pode-se verificar que o efeito de remoção de material particulado, ao longo do comprimento, segue a mesma tendência para as diferentes concentrações iniciais investigadas ( $C_0$ ).

Observa-se ainda que, a região da vizinhança de  $20 \pm 5$  m de comprimento apresenta a maior concentração de pontos com descontinuidade na eficiência. Tal fato pode ser bem visualizado por meio da análise da Figura 33, na qual foi construída a malha que compõe a superfície da fração removida, interpolada em função do comprimento e da concentração inicial ( $C_0$ ). Verifica-se a existência de picos e vales, os quais podem resultar de imperfeições nas superfícies do canal gramado, de regiões de depósito em tempo pretérito e da característica dinâmica do escoamento. Entretanto, considerando que o canal gramado foi lavado antes de cada ensaio, por meio do descarregamento de água de poço proveniente do reservatório, e que a superfície do mesmo não apresenta imperfeições que possam ser detectadas por meio de uma inspeção de campo, pode-se inferir que a passagem da onda de cheia foi a principal responsável pela descontinuidade verificada em todos os ensaios realizados.

O gráfico da Figura 34 foi construído por meio da combinação da malha interpolada, apresentada na Figura 33, com a variação do nível durante a passagem da onda de cheia, apresentada na Figura 26. Pode-se notar que existe uma coincidência entre o ponto de máxima lâmina detectada no canal gramado e as posições onde foram observadas descontinuidades, as quais são visualizadas pela presença de picos e vales na superfície do gráfico. Acredita-se que essas descontinuidades podem ser atribuídas aos campos de velocidade local, os quais variam, também, com a passagem da onda de cheia, pelo canal gramado, na posição em torno de  $20 \pm 5\%$  do comprimento.

Evidentemente, o canal gramado deve ser visto como parte integrante de um conjunto mais amplo de sistemas de baixo impacto, em que o efeito do conjunto pode propiciar melhorias significativas no desempenho da drenagem urbana, no que tange à qualidade e à quantidade de águas pluviais escoadas em superfície. Nesse sentido, esse trabalho lança uma pequena luz sobre o desempenho desse dispositivo, e trabalhos futuros são necessários visando ao aprofundamento das questões levantadas.

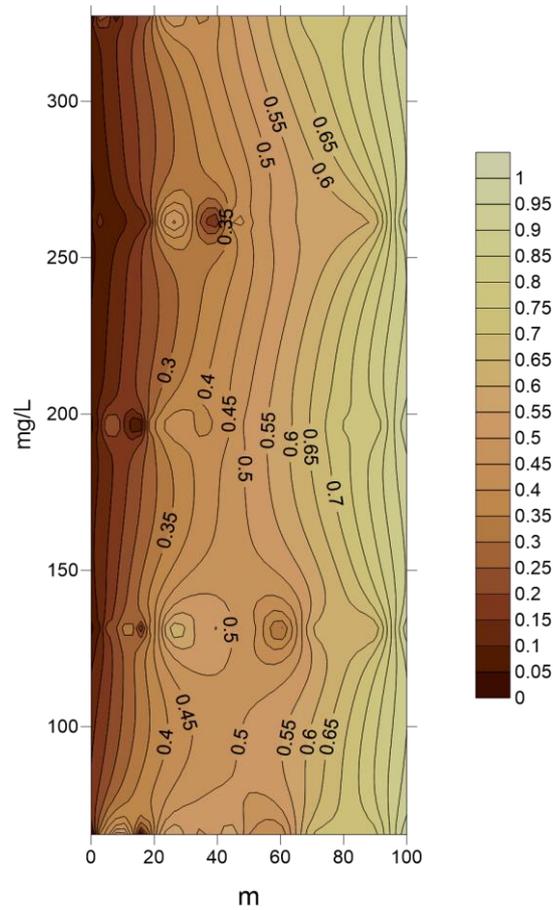


Figura 32 – Fração removida de sólidos suspensos totais (SST) ao longo do comprimento do canal gramado para diferentes valores de concentração inicial.

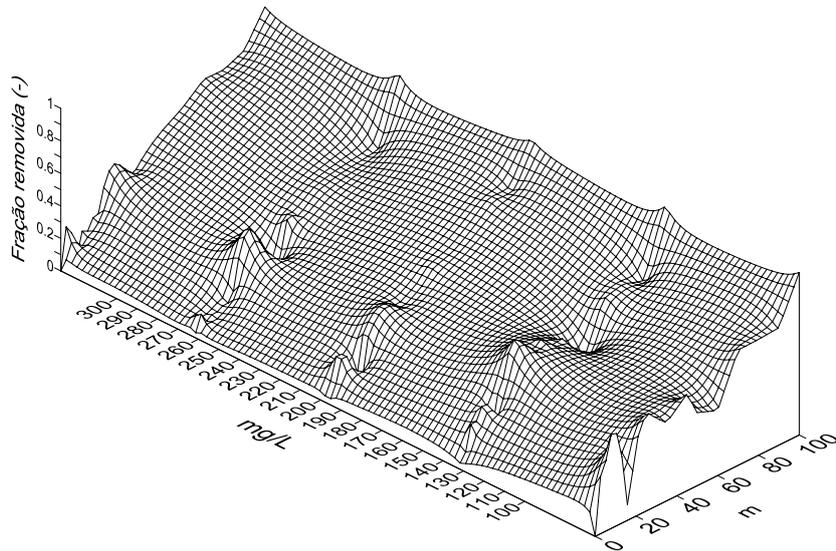


Figura 33 – Fração removida de SST no canal gramado em função da concentração inicial ( $C_0$ ) e do comprimento.

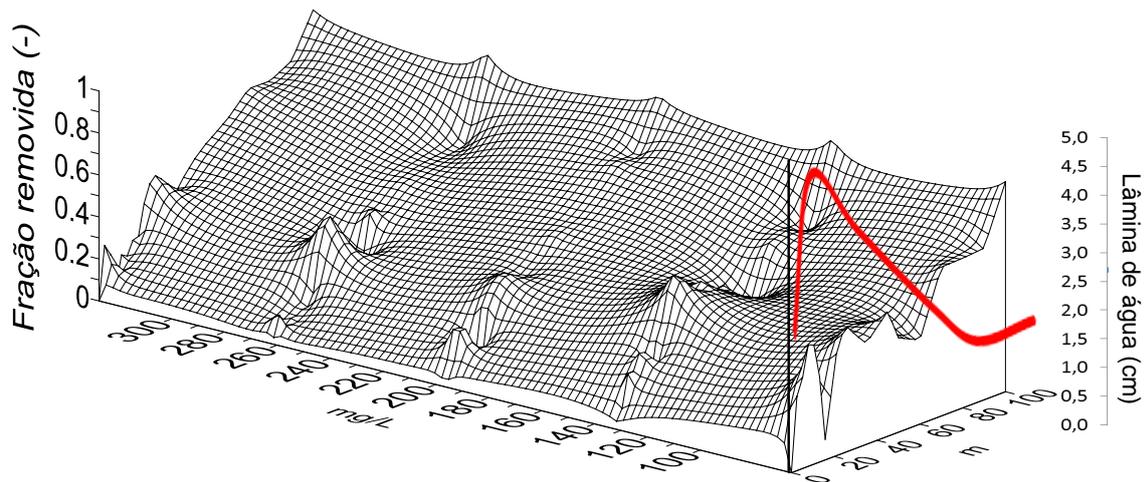


Figura 34 – Fração removida de SST no canal gramado em função da concentração inicial ( $C_0$ ), do comprimento e da lâmina de água média medida durante a passagem da onda de cheia.

## 5.6 Modelagem matemática da remoção de material particulado

Para efeito de modelagem, foi considerada a vazão específica no ponto de lançamento, no canal, correspondente à posição  $x=0$ , conforme descrito nas Equações 10 e 11. Essa consideração foi necessária devido à simplificação matemática empregada para formulação do problema. Os erros decorrentes dessa aproximação serão incorporados pelos parâmetros, quando do ajuste numérico. Assim, obteve-se  $v$  de  $0,20 \text{ (m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}\text{)}$ .

A avaliação do desempenho para cada ponto de amostragem pode ser verificada nas Figura 35 a Figura 39. Nestas, também podem ser visualizadas as concentrações residuais remanescentes de turbidez, e os respectivos valores de SST, nos diferentes pontos de amostragem, ao longo do canal gramado, bem como a curva resultante da simulação, a qual foi construída empregando os parâmetros ajustados  $k$  e  $C^*$ , apresentados na Equação 14, para cada concentração investigada. Os resultados reforçam a dependência do desempenho pelo comprimento do canal, e permitem, também, visualizar uma tendência de mínimo residual remanescente ( $C^*$ ) para cada concentração inicial investigada ( $C_0$ ). Ainda,

nota-se maior espalhamento dos dados experimentais para o valor de  $C_0$  de  $65 \text{ mg.L}^{-1}$ , quando comparado aos demais ensaios.

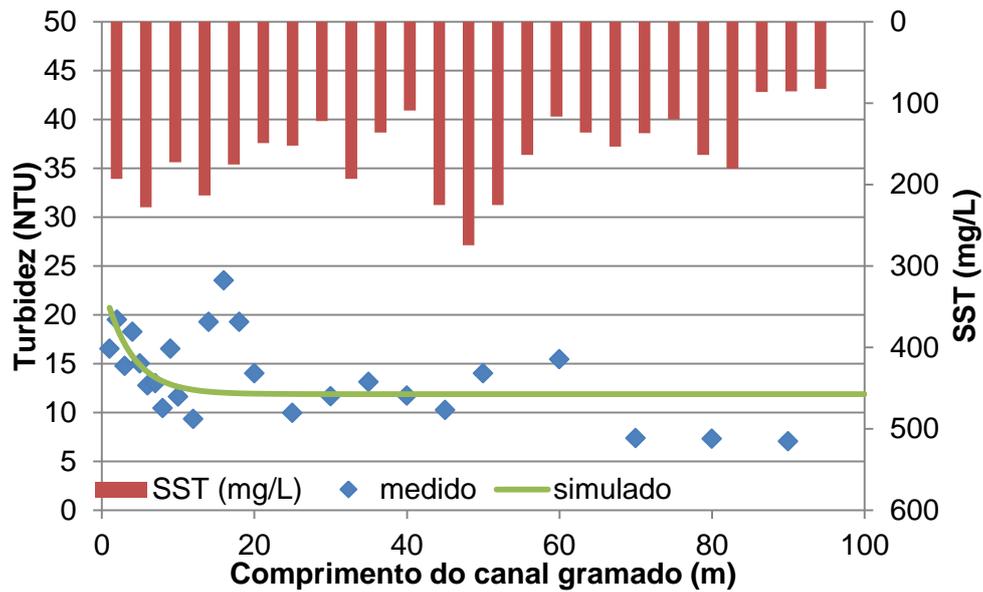


Figura 35 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado, eficiências correspondentes e simulação para a concentração inicial ( $C_0$ ) de  $65 \text{ mg.L}^{-1}$

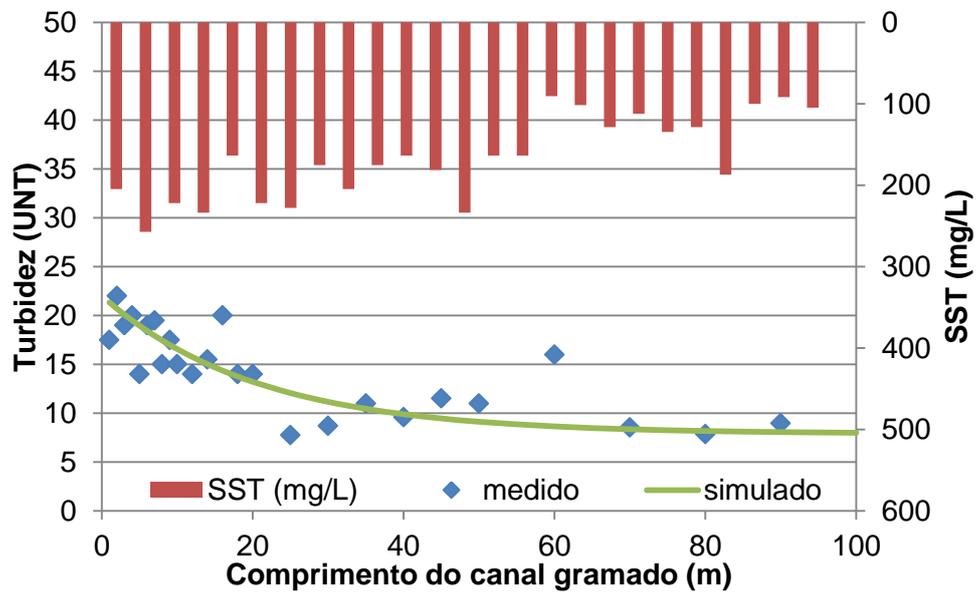


Figura 36 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado, eficiências correspondentes e simulação para a concentração inicial ( $C_0$ ) de  $131 \text{ mg.L}^{-1}$ .

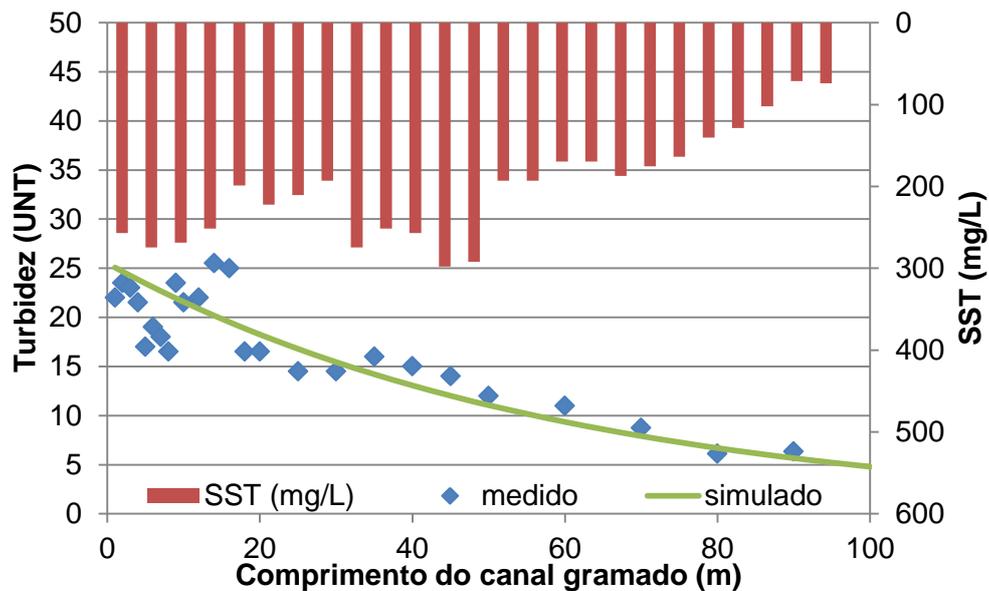


Figura 37 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado, eficiências correspondentes e simulação para a concentração inicial ( $C_0$ ) de  $196 \text{ mg.L}^{-1}$ .

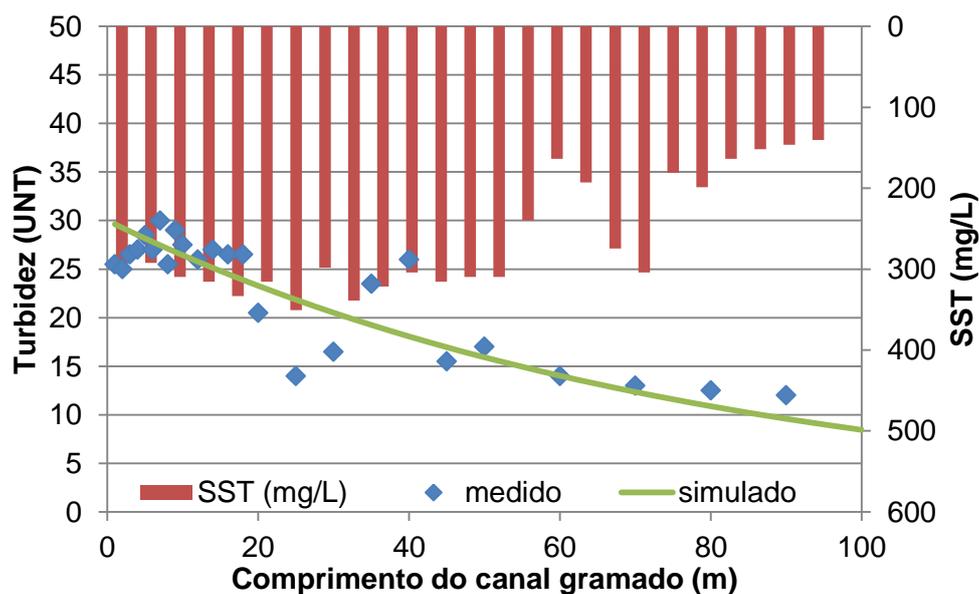


Figura 38 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado, eficiências correspondentes e simulação para a concentração inicial ( $C_0$ ) de  $262 \text{ mg.L}^{-1}$ .

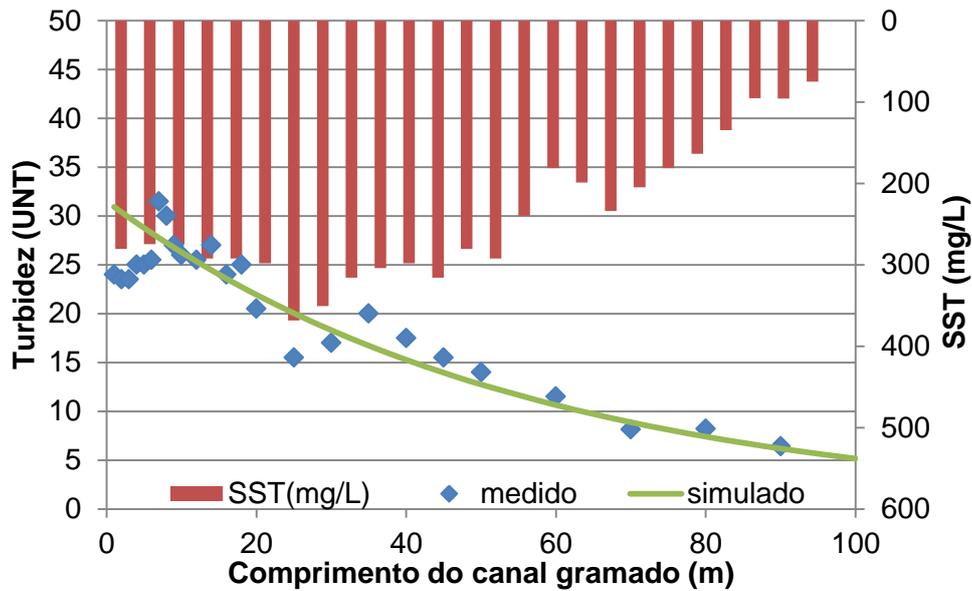


Figura 39 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado, eficiências correspondentes e simulação para a concentração inicial ( $C_0$ ) de  $327 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Os valores dos parâmetros ajustados, por meio da regressão não linear da Equação 18, aos dados experimentais, podem ser observados na Tabela 17. Na mesma tabela, também podem ser verificados os valores do erro médio relativo em módulo, calculado conforme Equação 19. Em termos médios, o módulo do erro relativo variou entre 0,83% e 5,11%, sendo o maior valor médio obtido para a menor concentração de material particulado investigado ( $65 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Na Figura 40, apresentam-se os valores de erro relativo determinado por ponto de amostragem, ao longo do comprimento do canal gramado. Os valores máximos foram truncados para facilitar a visualização gráfica, uma vez que se tratava de extremos, com baixa frequência de ocorrência. Verifica-se que, na maioria dos pontos amostrados, o erro oscila em torno de  $\pm 5\%$ .

Especificamente, em relação aos valores obtidos para as constantes de decaimento ( $k_d$ ), as quais representam a frequência de remoção de material particulado, para as diferentes concentrações analisadas, verifica-se que a mesma tende a um valor mínimo para as maiores concentrações iniciais de material particulado ( $C_0$ ), conforme Figura 42. Tal fato indica que, quanto maior a concentração inicial de material particulado ( $C_0$ ), maior a extensão de percurso requerida para sua remoção, com limite máximo observado em torno de 80 m, para concentrações acima de  $196 \text{ mg.L}^{-1}$ . Essa análise é corroborada pelas Figura 35 a

Figura 39 pode ser observado pelo comportamento das curvas simuladas, em que, para a menor concentração investigada (Figura 35,  $C_o$  de  $65 \text{ mg.L}^{-1}$ ), nota-se, claramente, decaimento mais agressivo quando comparado às demais, com tendência a alcançar o valor assintótico ( $C^*$ ) em menor extensão de percurso no canal gramado.

O ajuste dos parâmetros  $k_d$  e  $C^*$  foi também avaliado por meio da reta construída, pela regressão por mínimos quadrados com intercepto na origem, entre dados simulados e medidos e aquela esperada quando do ajuste perfeito (1:1), ou seja  $y=x$ . A título de exemplo, apresenta-se a Figura 40, construída a partir dos resultados dos ensaios com concentração inicial ( $C_o$ ) de  $327 \text{ mg.L}^{-1}$ . Na Tabela 18, apresentam-se os valores do coeficiente de explicação  $R^2$ , bem como o coeficiente angular da reta de ajuste. Os resultados explicitam que houve maior dispersão dos dados experimentais para  $C_o$  de  $65 \text{ mg.L}^{-1}$ , quando comparado às demais situações investigadas, conforme já apontado. Acredita-se que a menor concentração é mais suscetível a erros experimentais, sendo mais influenciada por transporte de material depositado em tempo pretérito. No entanto, para todas as situações investigadas o coeficiente angular da reta foi próximo de 1, variando de 0,951 a 1,015, indicando proximidade à reta de ajuste perfeito (1:1).

Tabela 17 – Parâmetros obtidos por meio do ajuste não linear da Equação 18 aos dados experimentais para diferentes valores de concentração inicial ( $C_o$ ) no canal gramado e erro médio relativo em módulo ( $E(\%)$ ).

$C_o$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	$k_d$ ( $\text{s}^{-1}$ )	$C^*$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Erro (%)
65	0,0710	11,1020	5,11
131	0,0098	7,8838	1,32
196	0,0030	0,0000	3,10
262	0,0025	0,0000	0,83
327	0,0036	0,0000	2,86

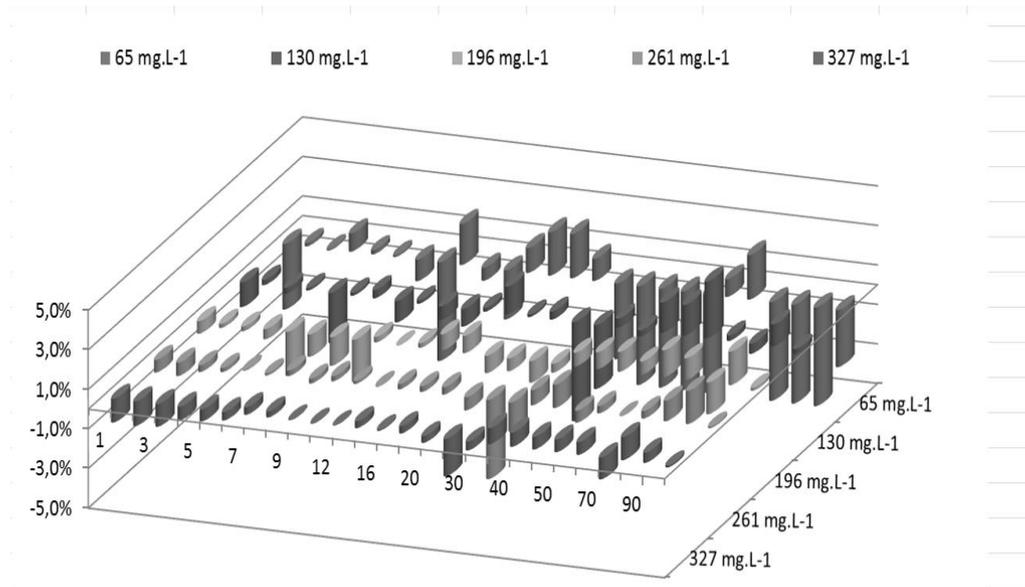


Figura 40 – Erros relativos entre dados medidos e simulados por ponto de amostragem ao longo do comprimento do canal gramado para as diferentes concentrações iniciais ( $C_0$ ) investigadas.

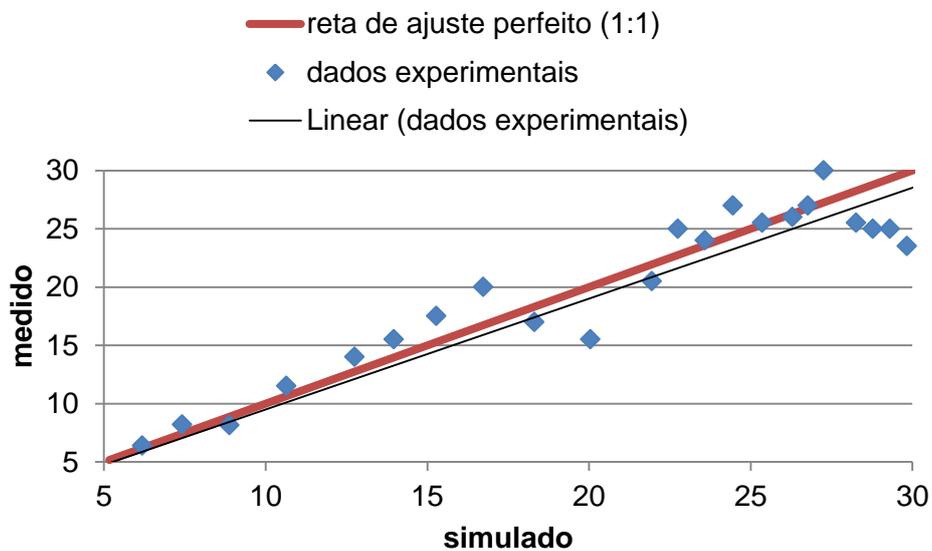


Figura 41 – Relação entre dados medidos e simulados para a concentração inicial ( $C_0$ ) de 327 mg.L<sup>-1</sup>. A reta contínua em 45° de maior espessura representa a reta de ajuste perfeito (1:1). A reta contínua de menor espessura representa o ajuste aos pontos experimentais, por meio de mínimos quadrados.

Tabela 18 – Valores dos coeficientes de explicação  $R^2$  e dos coeficientes angulares das retas de ajuste, por mínimos quadrados com intercepto na origem, entre dados simulados e medidos para diferentes valores de concentração inicial ( $C_o$ ) no canal gramado.

$C_o$ (mg.L <sup>-1</sup> )	$R^2$	Coef. Angular
65	0,09	1,015
131	0,61	0,986
196	0,73	0,951
262	0,72	0,989
327	0,81	0,951

Na tentativa verificar a possibilidade de generalização dos parâmetros da Equação 14, considerando todo o universo de resultados obtidos, foi também realizada a regressão dos parâmetros  $k$  e  $C^*$ . Para esse procedimento, buscou-se zerar o erro global, dado pela média dos erros em todo o conjunto de ensaios, nas diferentes concentrações iniciais ( $C_o$ ). Tais resultados podem ser visualizados na Figura 43, em que a curva de ajuste passa entre o conjunto de dados experimentais, e na Tabela 19, em que foram explicitados os valores dos erros decorrentes dessa generalização. Embora o erro médio tenha zerado, conforme estabelecido no procedimento numérico, observam-se erros locais médios e máximos bem mais elevados, quando comparados aos dados da Tabela 17, em que o ajuste foi realizado para cada ensaio individualmente. Isso porque os parâmetros ajustáveis do modelo ( $k$  e  $C^*$ ) refletem o desempenho do canal gramado para cada concentração inicial ( $C_o$ ), não sendo assim passível de generalização. Dessa forma, recomenda-se a avaliação para cada concentração individualizada.

Em linhas gerais, pode-se dizer que o modelo permitiu uma boa representatividade frente aos dados experimentais. Embora exista uma série de simplificações, decorrentes das hipóteses lançadas para a formulação matemática do problema, as quais incorrem na adaptação requerida do modelo fenomenológico para a condição de escoamento, em estado estacionário; acredita-se que tanto o escoamento predominantemente unidirecional, presente no canal com característica francamente linear, quanto o trânsito da onda de cheia, favorecem o pressuposto da

dispersão longitudinal nula, presente na formulação apresentada. Ademais, acredita-se que a simplificação matemática possa favorecer a aplicação do modelo ora apresentado.

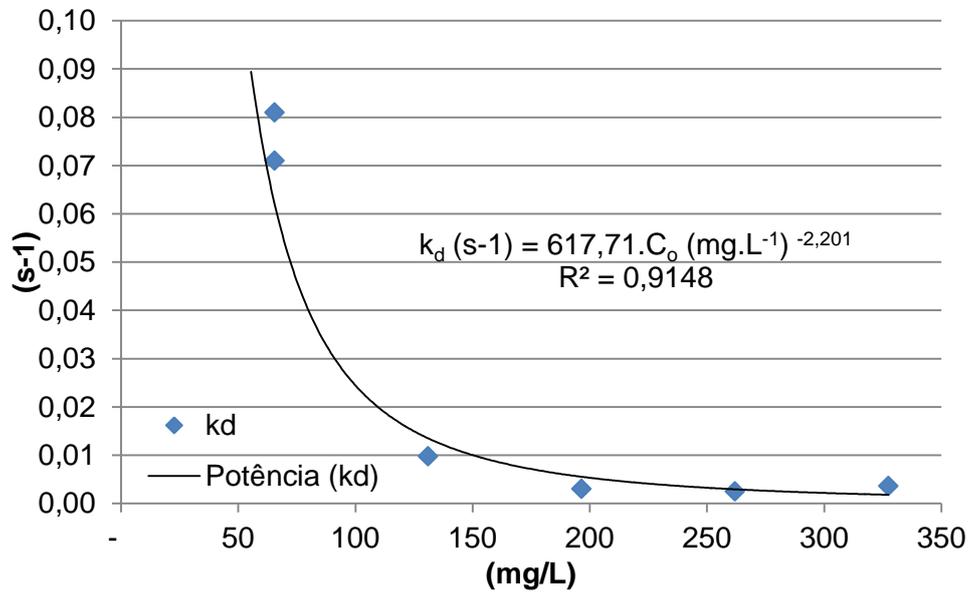


Figura 42 – Decaimento da constante cinética em função da concentração inicial ( $C_0$ ).

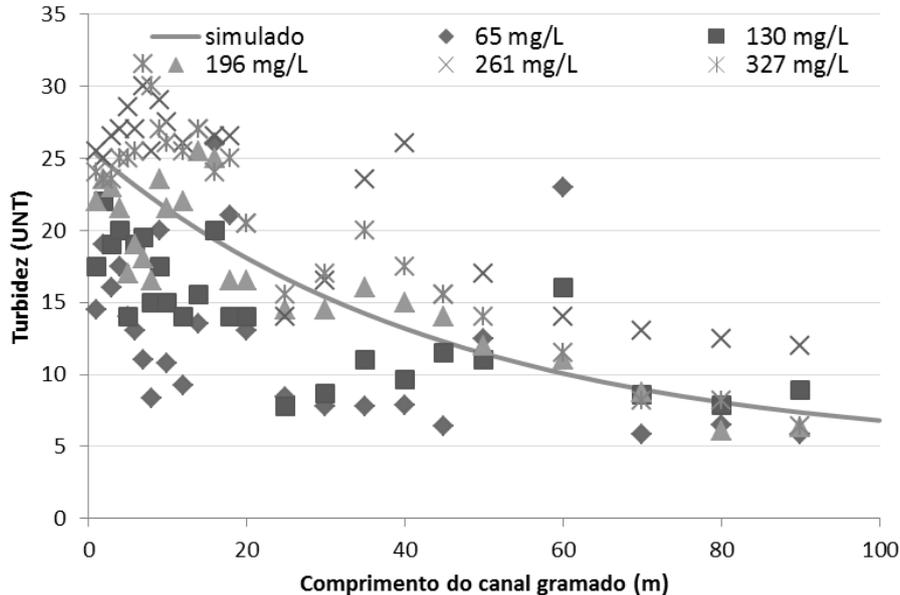


Figura 43 – Dados experimentais e simulados referente a concentrações residuais remanescentes de material particulado para todo o conjunto de dados investigados.

Tabela 19 – Parâmetros obtidos por meio do ajuste não linear da Equação 14 ao conjunto dos dados experimentais, com o objetivo de zerar o erro médio global, dado pela média dos erros em todos os ensaios realizados no canal gramado, e erro médio relativo em módulo ( $E(\%)$ ).

$k_d$ ( $s^{-1}$ )	$C^*$ ( $mg.L^{-1}$ )	Erro (%)
0,0045	4,5684	
Médio global*		0,00
Máximo médio local		30,00
Máximo <i>maximorum</i> local		128,40

\* utilizado como objetivo no procedimento numérico

## 6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos nos ensaios com o canal gramado construído em escala real, pode-se concluir:

A remoção de material particulado é dependente da concentração inicial ( $C_0$ ), presente no afluente, e da extensão no canal. A remoção de cerca de 50% do material particulado ocorreu para distâncias de até 50 m para todas as concentrações iniciais investigadas. Para a posição de 80 m, verificaram-se remoções da ordem de 70%;

Para a menor concentração inicial investigada (65 mg/L), verificou-se maior dispersão dos dados experimentais e vice-versa;

A passagem da onda de cheia, com pico detectado na posição em torno dos  $20 \pm 5\%$  m do comprimento total do canal, pode ser responsável pela variação de eficiência detectada em todos os ensaios realizados.

O modelo matemático aplicado, o qual relaciona a concentração residual remanescente ao comprimento do canal gramado por meio de parâmetros ajustáveis, apresentou um bom conjunto de resultados.

Quando avaliado individualmente, ou seja, para cada concentração inicial ( $C_0$ ) investigada, verificou-se o que segue:

Em termos médios, o módulo do erro relativo variou entre 0,83% e 5,11%, sendo o maior valor médio obtido para a menor concentração de material particulado investigado (65 mg.L<sup>-1</sup>).

Em relação aos valores obtidos para as constantes de decaimento ( $k_d$ ), as quais representam a frequência de remoção de material particulado, verifica-se que a mesma tende a um valor mínimo para as maiores concentrações iniciais de material particulado ( $C_0$ ). Tal fato indica que, quanto maior a concentração inicial de material particulado ( $C_0$ ), maior a extensão de percurso requerida para sua remoção, com limite máximo observado em torno de 80 m, para concentrações acima de 196 mg.L<sup>-1</sup>.

A obtenção de parâmetros representativos para todo o conjunto de resultados investigados, os quais tiveram diferentes concentrações iniciais de material particulado, demonstrou não ser viável, uma vez que os erros decorrentes dessa aproximação superaram aqueles quando da análise dedicada a cada concentração inicial.

Com os resultados modelados matematicamente e até mesmo os encontrados em campo, pode-se notar que a remoção do material particulado, conseqüentemente um bom funcionamento do canal. No qual, pode-se afirmar que a estrutura de drenagem urbana compensatória utilizada para essa pesquisa foi satisfatória e funciona.

Sugere-se para pesquisa futuras, variar as concentrações de material particulado no canal gramado, e também alterar o hidrograma de entrada.

## 7 REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7181: Análise granulométrica de solos. 1982.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6508: Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - Determinação da massa específica. Rio de Janeiro: ABNT, 1984a.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7181: Solo – Análise granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 1984b.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6457: Preparação de amostras de solo para ensaios de compactação e ensaios de caracterização (método de ensaio). Rio de Janeiro: ABNT, 1986a.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7182: Solo – Ensaio de compactação. Rio de Janeiro: ABNT, 1986b.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6502: Rochas e solos – Terminologia. Rio de Janeiro: ABNT, 1995.

ANGELINI SOBRINHA, L. Monitoramento e Modelagem de um Poço de Infiltração de Águas Pluviais em Escala Real e com Filtro na Tampa. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, São Carlos, SP. p. 147, 2012.

APHA. American Public Health Association. Standard Methods: For the examination water & wastewater. 21<sup>o</sup> edição, Centennial Edition. 2005.

BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S., Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana: Porto Alegre: ABRH, 2<sup>a</sup> edição, p.318, 2011.

BARBASSA, A. P. Simulação do Efeito da Urbanização sobre a Drenagem Pluvial da Cidade de São Carlos, SP. 1991, (Tese de Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, USP, EESC, São Carlos, p. 327, 1991.

BRASIL. Política Nacional do Meio Ambiente, Lei n° 6.938, de 31 de agosto de 1981.

CAMPBELL, N; D'ARCY, B.; FROST, A.; NOVOTNY, V.; SANSOM, A. Diffuse pollution: An introduction to the problems and solutions. London: IWA Publishing, p. 310, 2004.

CANHOLI, A. P. Drenagem Urbana e Controle de Enchentes. São Paulo: Oficina de textos, 302 p. 2005.

CAUDURO, F. A.; DORFMAN, R. Manual de ensaios de laboratório e de campo para irrigação e drenagem. Porto Alegre: PRONI/IPH-UFRGS, p. 216, s/d.

CLAR, M.L.; BARFIELD, B.J.; O'CONNOR, T.P. Stormwater Best Management Practice Design Guide: Volume 1 – General Considerations. Office of Research e Development. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2004.

CRABTREE, B.; MOY, F.; JOHNSON, I.; BROWN, C. Development of a model based approach to predict concentrations of pollutants in highway runoff and the risk of adverse environmental impact, In: 6th INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE TECHNIQUES AND STRATEGIES IN URBAN WATER MANAGEMENT, Graie and INSA, Lyon, France: NOVATECH, 2007.

CRABTREE, B.; MOY, F.; WHITEHEAD, M. Pollutants in highway runoff, In: 10th INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE, Institute of Environment & Resources Technical University of Denmark e Section of Environmental Engineering Aalborg University, Copenhagen/Denmark, 21-26 August 2005.

CUDWORTH, Jr. A. G. Flood Hydrology Manual: A water resources technical publication. Surface Water Branch: Earth Sciences Division, 1 ed. United States Department of the Interior, 1989.

DAEE/CETESB- Drenagem Urbana: Manual de Projeto. São Paulo: 468 p., 1980.

DELETIC, A. Sediment transport in urban runoff over grassed areas, Journal of Hydrology, vol 301, pp. 108-122, 2005.

DE MELLO, W; SOUZA, P.; MALDONADO, J. Composição química da chuva e aporte atmosférico na Ilha Grande, RJ: Química Nova: Rio de Janeiro: vol. 29, n. 3, 2006.

ELLIS, J. Third generation urban surface water drainage: from rooftop to the receiving water subcatchment. In: Proc. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, UK, 2008.

EPA, Environmental Protection Agency, Washington, 2006.

EPA, Environmental Protection Agency, Washington, 1999.

FIZIOLA, F.; GOMES, M.; SOUZA, M. Manual de Procedimentos de Coleta de Amostras em Áreas Agrícolas para Análise da Qualidade Ambiental: Solo, Água e Sedimentos: Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP, p. 169, 2006.

FORNARO, A. Águas de chuva: conceitos e breve histórico. Há chuva ácida no Brasil. Rev. USP [online]. ISSN 0103-9989, n.70, pp. 78-87, 2006.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA – FTCH, Projeto Difusão Tecnológica em Recursos Hídricos. ROMERA e SILVA, P.; AZEVEDO, F; ALVAREZ, E; VALENTE, A. Avaliação da qualidade e aspectos de saneamento e saúde. 2002.

G-Hidro. Grupo de Estudos em Sistemas Hídricos Urbanos, UFSCar, *campus* São Carlos-SP, 2013.

GHARABAGHI, B.; RUDRA, R.; WHITELEY, H.; DICKINSON W. Sediment-removal efficiency of vegetative filter strips: School of Engineering, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada, 2000.

GIRONÁS, J.; ROESNER, L.; ROSSMAN, L.; DAVIS, J. A new applications manual for the Storm Water Management Model (SWMM). Environmental Modelling & Software, vol 25, pp. 813-814, 2010.

GROMAIRE-MERTZ, M.C.; GARNAUD, S.; GONZALEZ, A.; CHEBBO, G. Characterisation of urban runoff pollution in Paris. Water Science and Technology, vol 39, pp 1-8, 1999.

GUTIERREZ, L. A. R. Avaliação da qualidade da água da chuva de um sistema Filtro-Vala-Trincheira de infiltração no tratamento do escoamento superficial direto predial em escala real em São Carlos – SP. 198 p.(Dissertação de Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Federal de São Carlos –UFSCar, São Carlos, SP. 2011.

GUTIERREZ, L. A. R. LUCAS, H. A.; OLIVEIRA, J. C. X.; BARBASSA, A. P. Efeito da variação do coeficiente de permeabilidade no volume de uma trincheira de infiltração. In: Simpósio de Pós-Graduação em Engenharia Urbana – SIMPGEU. Maringá – PR, 2009.

HERNANDEZ, V. Propagação de Enchentes em Reservatórios - Método Direto. In: RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos. vol. 12, n.2. pp. 115-122, 2007.

HOLLAND, J.; MARTIN, J.; GRANATA, T.; BOUCHARD, V.; QUIGLEY, M.; BROWNA, L. Analysis and modeling of suspended solids from high-frequency monitoring in a stormwater treatment wetland, Ecological Engineering, vol. 24, pp. 159–176, 2005.

HUMBEL, X.; LAZZAROTTO, P.; VIAU, J.Y. Méthodologie de choix et de dimensionnement de techniques innovantes de traitement des rejets par temps de pluie au fil de l'eau. In: 5th INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE TECHNIQUES AND STRATEGIES IN URBAN WATER MANAGEMENT, Graie and INSA, Lyon, France: NOVATECH, 2004.

KADLEC, H.; KNIGHT, L. Treatment Wetlands, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 1996.

LEVENSPIEL, O. Engenharia das Reações Químicas. 3ª edição. Edgard Blücher, São Paulo, 2000.

KIBLER, D. Urban stormwater hydrology. Water Resources Management Monograph vol 7. Washington, D.C.: American Geophysical Union, 1982.

LEVENSPIEL, O. Engenharia das Reações Químicas; Tradução CALADO, V., Blucher, São Paulo, p. 561, 2000.

LI, J.; PYATT, L. Performance evaluation of a stormwater quality pond during construction stages, In: 5th INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE TECHNIQUES AND STRATEGIES IN URBAN WATER MANAGEMENT, Graie and INSA, Lyon, France: NOVATECH, 2004.

LIMA, A.; FERREIRA, R.; PORFÍRIO, M.; SOUZA, D.; KREUTZ, C.; ARANTES, E.; PASSIG, F.; CARVALHO, K. Caracterização físico-química da água de chuva para usos não potáveis no campus Campo Mourão da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, ABRH, 2009.

LUCAS, H. A. Monitoramento e modelagem de um sistema Filtro-Vala-Trincheira de infiltração em escala real. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Federal de São Carlos. São Carlos – SP, p. 159, 2011.

MENEZES, F.L., Avaliação da qualidade de águas de drenagem urbana correlacionada aos poluentes originados pelo tráfego de veículos automotores: Estudo de caso do túnel Rebouças na bacia contribuinte da Lagoa Rodrigo de Freitas. 2004, Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 127, 2004.

MUTHUKRISHNAN, S.; FIELD, R.; MADGE, B.; SELVAKUMAR, A.; SULLIVAN, D. The Use of Best Management Practices (BMPs) in Urban Watersheds. National Risk Management Research Laboratory Office Of Research And Development U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio. 2004.

NASCIMENTO, N.; ELLIS, J. B.; BAPTISTA, M.; DEUTSCH, J. Using detention basins:operational experience and lessons. Urban Water, vol. 1, pp. 113-124, 2000.

OLIVEIRA e SILVA, G.; NASPOLINI, B.; MELO, J.; DANTAS, L.; LIMA, Z.; SILVEIRA, A. Avaliação preliminar da qualidade microbiológica da precipitação em Cuiabá – Mato Grosso. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, ABRH, 2009.

PAIVA, E.; MEDINA, P. O “higroscópietro” e a determinação rápida da umidade higroscópica do solo. Anais Reunião brasileira de ciência do solo, 2ª edição, pp. 43 a 47, Campinas, 1949.

PAN, C.; MA, L.; SHANGGUAN, Z.; DING, A. Determining the sediment trapping capacity of grass filter strips, Journal of Hydrology, vol 405, pp. 209-216, 2011.

PERSON, J.; SOMES, N.; WONG, T. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds, Wat. Sci. Tech. vol 40, n.3, pp. 291-300, 1999.

PORTO, M. F. A. Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In TUCCI, C. E. M., PORTO, R. L. e BARROS, M. T. (Ed.). Drenagem Urbana. Porto Alegre: ABRH - Editora da Universidade UFRGS, pp. 387-428,1995.

PORTO, R. Hidráulica Básica. São Carlos: EESC/USP, 4ª edição, p. 519, 2006.

PRINCE GEORGE'S COUNTRY. Low-Impact development design strategies: an integrated design approach. Prince George's: Department of Environmental Resource. Programs and Planning Division, 150 p. 1999.

RICETO, A. As Áreas de Preservação Permanente (APP) Urbanas: sua importância para a qualidade ambiental nas cidades e suas regulamentações, Universidade Federal de Uberlândia, Revista da Católica, vol 2, 2010.

RIGHETTO, A. Manejo de Águas Pluviais Urbanas: Rio de Janeiro: ABES, p. 396, 2009.

SÁ, S. S. de. Caracterização geoquímica das precipitações atmosféricas do Município de Rio Grande, RS. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, FURG: Rio Grande, RS, p.91, 2005.

SILVA, M.; SILVEIRA, A. Modelo para Pré-Dimensionamento de Bacias de Detenção para Controle da Poluição Difusa das águas Pluviais no Município de Porto Alegre, RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos, vol 17, pp. 121-130, 2012.

SILVA, A.; VIEIRA, L.; NASCIMENTO, N. O. Caracterização do Escoamento Urbano de Origem Viária e Remoção de Seus Poluentes Por Meio de Técnicas Compensatórias. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande. Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Porto Alegre: ABRH, 2009.

SILVEIRA, A. Drenagem Urbana: Aspecto de Gestão: Instituto de Pesquisas Hidráulicas Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002.

SCHOLES, L.; REVITT, D.; ELLIS, J. A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials, Journal of Environmental Management, vol 88, pp. 467-478, 2008.

SCHUELER, T. Controlling urban runoff: A practical manual for planning and designing urban BMPs. Department of Environmental Programs. Washington: Metropolitan Water Resources Planning Board, 1987.

SUDERSHA, Medidas não-estruturais. Plano Diretor de Drenagem Urbana da Região Metropolitana de Curitiba. CH2MHILL Engenharia do Brasil Lt.da, 2002.

TOMAZ, P. Cálculos hidrológicos e hidráulicos para obras municipais. Navegar: São Paulo, 2002.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. Estudos Avançados, Scielo vol.22, n.63, pp. 97-112, 2008.

TUCCI, C. Gestão de Águas Pluviais Urbanas: Ministério das Cidades: Global Water Partnership: World Bank: Unesco, 2005.

TUCCI, C.; COLLISCHONN, W. Drenagem urbana e Controle de Erosão. VI Simpósio nacional de controle da erosão, Presidente Prudente, São Paulo, 1998.

TUCCI, C.; GENZ, F. Controle do impacto da urbanização, In: Tucci, C., Porto, R., BARROS, M. (orgs). Drenagem Urbana. cap. 7. Ed. Da Universidade. ABRH. Porto Alegre, 1995.

TUCCI, C. E. M. (org.). Hidrologia: ciência e aplicação. 1º edição. Porto Alegre: Editora da Universidade / ABRH, v.4, p. 943, 1993.

URBONAS, B.; STAHERE, P. Stormwater Best Management Practices and Detention, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 1993.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Results of the Nationwide urban runoff program. Volume 1 – Final Report. Water Planning Division, U.S. USEPA, Washington, DC. 1983.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Handbook - Urban Runoff Pollution Prevention and Control Planning. EPA-625-R-93-004. Washington, DC. 1993.

VIEIRA, P.; SEIDL, M.; NASCIMENTO, N.; SPERLING, M. Avaliação de Fluxo de Poluentes em Tempo Seco e Durante Eventos de Chuva em uma Microbacia Urbanizada no Município de Belo Horizonte. In: Antônio Marozzi Righetto. (Org.). Edital 5 Prosab Manejo de Águas Pluviais Urbanas. 1ª edição. Rio de Janeiro: ABES, pp. 347-367, 2009.

VILELLA, S. M; MATTOS, A. Hidrologia Aplicada. McGraw-Hill do Brasil, 245 p. São Paulo, 1975.

WONG, T.; FLETCHER, T.; DUNCAN, H.; JENKINS, G. Modelling urban stormwater treatment- a unified approach, Ecological Engineering, vol 27, pp. 58-70, 2006.