# UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

TASSIANA HALMENSCHLAGER OLIVEIRA

Sistema de drenagem urbana sustentável como estratégia para resiliência aos impactos das mudanças climáticas

Versão corrigida São Carlos 2021

## TASSIANA HALMENSCHLAGER OLIVEIRA

# Sistema de drenagem urbana sustentável como estratégia para resiliência aos impactos das mudanças climáticas

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Mário Mendiondo

Versão corrigida São Carlos 2021

#### AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

Halmenschlager Oliveira, Tassiana
H194s Sistema de drenagem urbana sustentável como estratégia para resiliencia aos impactos das mudanças Climáticas / Tassiana Halmenschlager Oliveira; orientador Eduardo Mário Mendiondo. São Carlos, 2021.
Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento --Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2021.
1. Técnicas Compensatórias de Drenagem Urbana. 2. Biorretenção. 3. Segurança Hídrica. 4. Aproveitamento de águas pluviais. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

# FOLHA DE JULGAMENTO

# Candidata: Engenheira TASSIANA HALMENSCHLAGER OLIVEIRA.

Título da dissertação: "Sistema de drenagem urbana sustentável como estratégia para resiliência aos impactos das mudanças climáticas".

Data da defesa: 14/10/2021.

<u>Comissão Julgadora</u>	<u>Resultado</u>
Prof. Dr. <b>Eduardo Mario Mendiondo</b> <b>(Orientador)</b> (Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)	<u>Aprovado</u>
Prof. Dr. <b>Daniel Gustavo Allasia Piccilli</b> (Universidade Federal de Santa Maria/UFSM)	<u>Aprovado</u>
Prof. Dr. <b>Fernando Dornelles</b> (Universidade Federal do Rio Grande do Sul/UFRGS) Coordenador do Programa de Pós-Graduação em	<u>Aprovado</u>
Engenharia Hidráulica e Saneamento: Prof. Dr <b>. Luiz Antonio Daniel</b>	
Presidente da Comissão de Pós-Graduação:	

Prof. Titular Murilo Araujo Romero

#### AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Eduardo Mário Mendiondo pela oportunidade de acompanhar e integrar seu grupo de pesquisa.

A todos meus colegas de laboratório pelos momentos compartilhados. Agradeço aos integrantes do grupo de Técnicas Compensatórias Thalita Oliveira, Marina Batalini, Marcus Nóbrega, Artur Brasil e Cesar Lago. Poder contar com o apoio de vocês foi fundamental para o desenvolvimento deste trabalho. Agradeço em especial a minha amiga e colega Thalita Oliveira, que me acompanhou durante essa pesquisa e se fez presente me apoiando, mesmo nos momentos de dificuldades.

A minha mãe Susana que sempre me apoiou e incentivou a buscar novos desafios profissionais. Obrigada por todo amor e dedicação. A minha irmã Thaís, sua dedicação e foco são uma inspiração para mim.

Ao meu namorado Eduardo Rieder por todo amor, companheirismo, apoio e carinho. Obrigada, amo você.

Agradeço aos demais colegas que me acompanharam durante a jornada de mestrado, em especial àqueles que sempre se fizeram presentes Desine Parisoto, Hailton Cesar, Karen Zambrano, Lizeth Higuera, Milina Oliveira, Gustavo Brum e Marcos Benso. Vocês são muito especiais, espero poder reencontrá-los em breve.

Agradeço aos meus amigos que sempre me acompanharam Marina Fonseca, Luiza Heck, Andrieli Teles, Juliana Schneider, Fernando Pasini e Gutierri Lourenço.

Agradeço aos meus colegas de trabalho do Instituto Água e Terra - IAT que me acompanharam no final dessa jornada, em especial a Andrea Teston, Juliana Castro, Laura de Lannoy e Vitor Valer.

Agradeço ao programa de pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da EESC/USP, em especial as secretárias Sá, Priscilla e Rosi e a contadora Fernanda que sempre estiveram presentes para prestar todo apoio administrativo necessário ao desenvolvimento das atividades de pesquisa do grupo.

Agradeço aos membros da banca pelo interesse em contribuir para melhoria deste trabalho.

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES por apoiar e incentivar a ciência brasileira e por conceder a bolsa de mestrado para o desenvolvimento da minha pesquisa.

Agradeço a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP pelo incentivo financeiro prestado ao grupo de técnicas compensatórias. Os investimentos foram fundamentais para a realização desse e de demais trabalhos do grupo.

*"A ciência progride melhor quando as observações nos forçam a mudar nossas ideias preconcebidas"* 

Vera Rubin

#### RESUMO

OLIVEIRA, T. H. (2021). Sistema de drenagem urbana sustentável como estratégia para resiliência aos impactos das mudanças climáticas. Dissertação, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

As Técnicas Compensatórias (TCs) de drenagem urbana sustentável são medidas descentralizadas e integradas à paisagem urbana, que têm como objetivo principal o gerenciamento das águas pluviais. Essas práticas visam atender os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e incorporam adaptações e mitigações para as mudanças climáticas. Dentre as TCs de controle na fonte, as técnicas de biorretenção se destacam por proporcionarem a diminuição da vazão de pico e a retenção de poluentes contidos nas águas pluviais. Embora seja uma prática conhecida por sua eficiência e melhoria da qualidade das águas pluviais, há poucos estudos, no Brasil, que investigam potencial desse sistema como alternativa para o aumento da segurança hídrica. Assim, esse estudo teve como objetivo analisar o comportamento desses sistemas em escala de laboratório e de campo, além de investigar o potencial desses sistemas acoplados a reservatórios de armazenamento sob cenários de mudanças climáticas futuros como alternativa para a promoção de segurança hídrica. Para isso testes experimentais foram realizados com chuvas simuladas em uma biorretenção de escala reduzida e em escala real. Um modelo de bioflitros foi aplicado e adaptado para os cenários de mudanças climáticas e para diferentes condições de projeto. Os resultados mostraram que sistemas de biorretenção são eficientes na redução da vazão de pico e quando dimensionados com reservatório podem contribuir para o aumento da segurança hídrica a nível local, além de contribuir para retenção de escoamento na fonte e reduzir a sobrecarga dos sistemas de drenagem urbana.

**PALAVRAS-CHAVE**: Técnicas Compensatórias de Drenagem Urbana. Biorretenção. Segurança Hídrica. Aproveitamento de águas pluviais.

#### ABSTRACT

OLIVEIRA, T. H. (2021). Sustainable urban drainage system as a strategy for resilience to the impacts of climate change. Dissertation, São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos.

Compensatory Techniques (TCs) of sustainable urban drainage are decentralized measures integrated into the urban landscape, whose main objective is the management of rainwater. These practices aim to meet the Sustainable Development Goals (SDGs) and incorporate adaptations and mitigations for climate change. Among the source control CTs, bioretention techniques stand out for providing a reduction in peak flow and retention of pollutants contained in rainwater. Although it is a practice known for its efficiency and improvement in the quality of rainwater, there are few studies in Brazil that investigate the potential of this system as an alternative for increasing water security. Thus, this study aimed to analyze the behavior of bioretention systems on a laboratory and field scale, in addition to investigating the potential of bioretention systems coupled to storage reservoirs with future climate change scenarios as an alternative for promoting water security. For this, experimental tests were carried out with simulated rainfall in prototype and in the field and a biofilter model was applied and adapted to consider the reservoir dynamics and a non-potable demand. Different project configurations were simulated to test water availability. The results showed that bioretention systems are efficient in reducing peak flow and, when dimensioned with a reservoir, can contribute to increasing water security at the local level, in addition to contributing to retention of runoff in loco and reducing the overload of urban drainage systems.

**KEY-WORDS:** Compensatory Techniques for Urban Drainage. Climate changes. Bioretention. Use of rainwater. Water Security.

# LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Etapas da metodologia
Figura 2.2 Características construtivas da biorretenção real TC-3G (sem escala)26
Figura 2.3 - Biorretenção em escala real: Experimento com caminhão-pipa27
Figura 2.4 - Vista lateral da biorretenção em escala reduzida e reservatório utilizado para simulação das chuvas
Figura 2.5 - Abordagem "três-tanques" e fluxos de entrada e saída da biorretenção para sistema de registro superior e registro inferior
Figura 2.6 – Validação do modelo com evento ev_04 (a) camada alagável e (b) hidrograma de entrada, saída do sistema e de extravasamento da camada alagável
Figura 2.7 – Evento 01: Altura na zona alagável (hZA) e hidrograma de entrada (Qin), extravasamento (Qover) e de saída (Qpipe) da biorretenção
Figura 2.8 - Evento 02: Altura na zona alagável (hZA) e hidrograma de entrada (Qin), extravasamento (Qover) e de saída (Qpipe)
Figura 2.9 - Reservatório deformado devido ao peso do solo saturado
Figura 2.10 - Concretagem das paredes laterais
Figura 2.11 - Esquema da elevação do lençol freático e a desconexão da tubulação de entrada
Figura 2.12 – Local de acúmulo de sedimentos na entrada da biorretenção41
Figura 3.1 - Vista lateral da biorretenção em escala reduzida, construída em laboratório49
Figura 3.2 - Esquema com reservatório a montante e reservatório a jusante da biorretenção.54
Figura 3.3 - Altura na camada alagável e vazão de entrada (Qin) e de saída do sistema (Qpipe) observados nos eventos ev01, ev02 e ev03 simulados com TR= 5 anos58
Figura 3.4 - Validação do modelo com evento de $TR = 50$ anos e duração de 30 minutos59
Figura 3.5 - Média móvel de 20 anos para a precipitação corrigida para HadGEM2-ES para RCP 4.5 e RCP 8.5
Figura 3.6 - Comportamento das principais variáveis envolvidas no sistema RM61

Figura 3.7 - Comportamento das principais variáveis envolvidas no sistema RJ6	53
Figura 3.8 - Dias com água disponível para uso não potável (ADUNP) ao longo dos meses: Período Seco cenário RCP 4.5 e RCP 8.5	57
Figura 3.9 - Dias com água disponível para uso não potável (ADUNP) ao longo dos meses: Período Chuvoso cenário RCP 4.5 e RCP 8.5	59
Figura 3.10 – Percentual referente ao volume anual retido na fonte para as diferentes condições de projeto	71

# LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Camadas dos sistemas de biorretenção e suas respectivas alturas25
Tabela 2.2 – Lista de variáveis
Tabela 2.3 – Intervalo de valores utilizados na calibração de parâmetros no modelo quantitativo de Shen et al. (2018)
Tabela 2.4 – Descrição dos eventos utilizados na calibração (ev_01, ev_02 e ev_03) e validação (ev_04) do modelo de biofiltros
Tabela 2.5 – Características dos eventos ev_01, ev_02 e ev_03 utilizados na etapa de calibração do modelo de biofiltros
Tabela 2.6 – Descrição dos eventos de chuva ev_01 e ev_02 simulados com caminhão pipa na TC-3G
Tabela 2.7 – Caracteristicas dos eventos ev_01 e ev_02 monitorados em campo e modelados em escala reduzida
Tabela 3.1 – Lista de variáveis
Tabela 3.2 - Condições de projeto em que a mediana do volume que entra na biorretenção (Vin_biorretenção) foi maior que o volume disponível para uso não potável (V_reservado). 62
Tabela 3.3 - Condições de projeto em que a mediana do volume extravasado no reservatório (Vover_R) foi maior que o volume disponível para uso não potável (V_reservado)64
Tabela 3.4 - Resultado do teste de Dunn para as diferentes capacidades de reservação simuladas.       65
Tabela 3.5 - Número médio de dias com água disponível para aproveitamento durante os meses secos e chuvosos na cidade de São Carlos – SP no período seco
Tabela 3.6 - Número médio de dias com água disponível para aproveitamento durante os meses secos e chuvosos na cidade de São Carlos – SP no período chuvoso70

# LISTA DE VARIÁVEIS

A <sub>bio,campo</sub>	Área da biorretenção em escala de campo (m <sup>2</sup> )	
A <sub>bio_lab</sub>	Área da biorretenção em escala de laboratório (m <sup>2</sup> )	
A <sub>p</sub>	Área superficial da biorretenção (m <sup>2</sup> )	
A <sub>pipe</sub>	Área do orifício (m <sup>2</sup> )	
C <sub>d</sub>	Coeficiente de descarga do orifício	
$D_{0-i}$	Precipitação diária observada (mm)	
$D_{RCM-i}$	Precipitação diária simulada (mm)	
$D_d$	Demanda diária de água não potável (L)	
$Eff_{Q_pico}$	Eficiência na redução da vazão de pico (%)	
Eff <sub>r_volume</sub>	Eficiência na redução do volume total escoado (%)	
$f_i$	Fator de multiplicação	
g	Aceleração da gravidade (m/s <sup>2</sup> )	
h <sub>pipe</sub>	Altura do registro de saída em relação ao solo da biorretenção na	
	camada de drenagem (m);	
h <sub>ZS</sub>	Lâmina de água na camada de drenagem (m)	
i	Intensidade (mm/h)	
M <sub>i</sub>	Resultados modelados (m <sup>3</sup> /min)	
Ν	Número de comparações realizadas entre os valores observados e	
	os valores modelados	
n <sub>ZS</sub>	Porosidade na camada de drenagem	
n <sub>ZI</sub>	Porosidade da camada de filtração	
<i>O</i> <sub><i>i</i></sub>	Resultados observados (m <sup>3</sup> /min)	
0m <sub>i</sub>	Média dos valores observados (m <sup>3</sup> /min)	

<b>P</b> <sub>eq_bio_campo</sub>	Precipitação equivalente a biorreteção em escala de campo (mm)	
P <sub>eq_bio_lab</sub>	Precipitação equivalente a biorreteção em escala de laboratório	
	(mm)	
$oldsymbol{Q}_{esc\_bacia}$	Vazão escoada na bacia (L/min)	
$Q_{esc\_lab}$	Vazão escoada na biorretenção de escala reduzida (L/min)	
$Q_{et_ZS}$	Fluxo de evapotranspiração das plantas na zona saturada (m <sup>3</sup> /s)	
<b>Q</b> <sub>et_ZI</sub>	Fluxo de evapotranspiração das plantas na zona insaturada (m <sup>3</sup> /s)	
$Q_{fs}$	Fluxo de infiltração da ZI para ZS (m <sup>3</sup> /s)	
<b>Q</b> <sub>hc</sub>	Fluxo de capilaridade (m <sup>3</sup> /s)	
<b>Q</b> in_biorretenção	Fluxo de entrada na biorretenção (m <sup>3</sup> /s)	
$Q_{inf,p}$	Fluxo infiltrado para o solo lateral circundante (m <sup>3</sup> /s)	
$Q_{inf,ZS}$	Fluxo infiltrado para o solo de fundo circundante (m <sup>3</sup> /s)	
Q <sub>over_B</sub>	Fluxo extravasado na camada alagável da biorretenção (m <sup>3</sup> /s)	
$Q_{pf}$	Fluxo que infiltra para ZI (m <sup>3</sup> /s)	
<b>Q</b> <sub>pico,in</sub>	Vazão de pico na entrada da biorretenção (L/min)	
$Q_{pico,pipe}$	Vazão de pico escoada pelo dreno principal (L/min)	
$Q_{pipe}$	Fluxo pelo dreno de saída (m <sup>3</sup> /s)	
<b>Q</b> rain_biorretenção	Fluxo referente a parcela de chuva sob a biorretenção (m <sup>3</sup> /s)	
S <sub>ARM</sub>	Volume de água armazenado ao final de um dia (L)	
$S_{ARM}^{t-1}$	Volume de água armazenado ao final do dia anterior (L)	
$S_R^t$	Volume armazenado em um dia (L)	
S <sub>s</sub>	Saturação limite para as plantas atingirem a ET	
S <sub>t</sub>	Grau de saturação inteira	
S <sub>ZI</sub>	Saturação na camada de filtração	
S <sub>w</sub>	Ponto de murcha	
t	Duração do escoamento (minutos)	
ТА	Taxa de aplicação (%)	

TF	Taxa de fluxo (m/s)	
TR	Tempo de retorno (anos)	
$V_{armazenado\_bio\_campo}$	Volume armazenado na biorretenção em campo (L)	
$V_{armazenado\_bio\_lab}$	Volume armazenado na biorretenção de escala reduzida (L)	
V <sub>eq_bio_lab</sub>	Volume equivalente escoado na biorretenção de escala	
	reduzida (L)	
V <sub>esc,bacia</sub>	Volume total escoado na bacia (L)	
V <sub>et</sub>	Volume evapotranspirado pelas plantas (L)	
V <sub>in</sub>	Volume total escoado na biorretenção (L)	
V <sub>in_biorretenção</sub>	Volume referente a parcela de escoamento direcionado para	
	entrada na biorretenção (m <sup>3</sup> /s)	
V <sub>in_reservatorio_diario</sub>	Volume total escoado para o reservatório ao longo de um dia (L)	
V <sub>in_telhado</sub>	Volume escoado no telhado (L)	
V <sub>inf,p</sub>	Volume infiltrado no solo circundante	
Vout	Volume total perdido pela biorretenção (L)	
V <sub>over_B</sub>	Volume extravasado na camada alagável da biorretenção (L)	
V <sub>over_R</sub>	Volume extravasado no reservatório (L)	
V <sub>pipe</sub>	Volume escoado pelo dreno de saída (L)	
V <sub>rain_biorretenção</sub>	Volume referente a parcela de chuva sob a biorretenção (L)	
$\Delta V_{Reservatorio}$	Balanço de massa diário do reservatório (L)	

# LISTA DE ABREVIAÇÕES

ADUNP	Água disponível para uso não potável	
AR5	Quinto Relatório de Avaliação	
At	Área de telhado	
BMP	Best Management Practice	
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente	
CR	Capacidade de Reservação	
DBC	Daily Bias Correction	
TD	Tradução Diária	
EMBRAPA	Estação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária	
GEE	Gases de Efeito Estufa	
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística	
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia	
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais	
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas	
LATAR	Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas	
LID	Low Impact Development	
LOCI	Intensidade Local	
MCG	Modelo Climático Global	
NSE	Eficiência Nash-Sutcliffe	
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável	
PBIAS	Porcentagem Bias para a Calibração	
RCM	Modelo Climático Regional	
RCP	Caminhos Representativos de Concentração	
RJ	Reservatório Jusante	
RM	Reservatório Montante	
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo	
SBN	Soluções Baseadas na Natureza	
SNM	Sistema Nacional de Meteorologia	
SUDS	Sustainable Urban Drainage Systems	

TC	Técnicas Compensatórias	
TR	Tempo de retorno	
USP	Universidade de São Paulo	
VRL	Volume retido na fonte	
WSUD	Water Sensitive Urban Design	
ZA	Zona alagável	
ZI	Zona insaturada	
ZS	Zona saturada	

# SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1	ORGANIZAÇÃO DO TEXTO	18
1.2	HIPÓTESE	18
1.3	OBJETIVOS	18
1.3.1	Objetivo Geral	18
1.3.2	Objetivos Específicos	19
REFE	RÊNCIAS	19
2. ESCA	ANÁLISE DE SISTEMA DE BIORRETENÇÃO EM ESCALA REAL E I ALA REDUZIDA	EM 21
2.1	INTRODUÇÃO	22
2.2	METODOLOGIA	23
2.2.1	Área de estudo	24
2.2.2	Características sistema de biorretenção em escala reduzida e escala real	24
2.2.3	Biorretenção em escala real (TC-3G)	25
2.2.4	Biorretenção em escala reduzida	27
2.2.5	Precipitação equivalente	
2.2.6	Simulação hidráulica	29
2.2.7	Calibração	32
2.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	
2.3.1	Calibração e Validação	33
2.3.2	Biorretenção TC-3G	34
2.3.3	Biorretenção de escala real x Biorretenção de escala reduzida	35
2.3.4	Limitações da biorretenção em escala de real (TC-3G)	
2.4	CONCLUSÃO	41
2.5	REFERÊNCIAS	42
3. DA C	BIORRETENÇÃO E RESERVATÓRIO DE ARMAZENAMENTO DE Á HUVA COMO ALTERNATIVA PARA RESILIENCIA ÀS MUDANÇAS	GUA
CLIN	ATICAS EM ESCALA DE LOTE	
3.1		
3.2	METODOLOGIA	48
3.2.1	Area de estudo	49

3.2.2	Biorretenção de escala reduzida	. 49
3.2.3	Modelo de quantidade	. 50
3.2.4	Calibração e Validação do modelo	. 51
3.2.5	Cenários de Mudanças Climáticas e correção dos dados de precipitação	. 52
3.2.6	Captação da água da chuva	. 53
3.2.7	Dinâmica do reservatório	. 54
3.2.8	Volume Retido no Lote (VRL)	. 56
3.3	RESULTADOS	. 58
3.3.1	Calibração e Validação do modelo	. 58
3.3.2	Cenários de mudanças climáticas	. 59
3.3.3	Comportamento dos sistemas RM e RJ	. 60
3.3.4	Análise Estatística	. 64
3.3.5	Água disponível para uso não potável (ADUNP)	. 65
3.3.6	Volume Retido no lote (VRL)	. 70
3.4	DISCUSSÃO	. 71
3.4.1	Configuração de projeto RM versus RJ	. 71
3.4.2	Água disponível para uso não potável (ADUNP)	. 73
3.4.3	Volume retido no lote (VRL)	. 73
3.5	CONCLUSÃO	. 74
3.6	REFERÊNCIAS	. 75
ANEX	CO I – VALORES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO POTENCIAL MÉDIA HISTÓRIC	CA
PARA	O PERÍODO DE 1981-2010 NO MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS - SP	. 79
4.	CONCLUSÕES E RECOMEDAÇÕES	, 80
4.1	CONCLUSÕES	. 80
4.2	RECOMENDAÇÕES	. 81

### 1. INTRODUÇÃO GERAL

O intenso processo de urbanização das cidades, que se iniciou na década de 60, provocou impactos sob o cotidiano da sociedade. No que se refere aos processos hidrológicos e aos seus efeitos nas bacias hidrográficas, a urbanização contribuiu para o aumento da impermeabilização do solo que, por sua vez, provocou o aumento do volume de água escoado superficialmente (Tucci, 2007). Logo, o aumento da vazão de pico e a frequência de inundações se tornaram consequências comuns advindas do processo de urbanização, expondo as comunidades a riscos crescentes que tendem a aumentar se combinados com as projeções de mudanças climáticas futuras (Konrad 2003, Marengo 2009, Pyke et al. 2011).

No que diz respeito ao gerenciamento das águas pluviais, o processo de urbanização das cidades combinado com o aumento dos episódios de eventos extremos de inundações, tornou os sistemas de drenagem urbana usuais insuficientes no controle do volume de água escoado superficialmente. No Brasil, esses sistemas foram implementados seguindo a filosofia do "rápido escoamento das águas", onde a drenagem foi constituída por dois sistemas físicos interligados; o de microdrenagem (sarjeta, bocas-de-lobo, tubulação de ligação, galerias e poços de visita) e o de macrodrenagem (rios e córregos pré-existentes a urbanização) (Oliveira e Heller, 2005). Esta prática de gerenciamento denominada como drenagem urbana clássica, foi amplamente criticada nos últimos anos, uma vez que a água da chuva ao escoar sob superficies "agrupa" substâncias e contaminantes que são transportados e descarregados nos corpos d'água (Porse 2013). Desde então, novas medidas de gerenciamento das águas urbanas, que compreendem soluções compensatórias de proteção aos corpos d'água e a valorização das águas pluviais como elemento integrante da paisagem estão sendo adotadas (Chang et al. 2018).

As chamadas Técnicas Compensatórias (TCs) de drenagem urbana sustentável surgiram com o propósito de corrigir e prevenir os problemas causados pelas inundações mediante o controle das águas pluviais na fonte (Canholi 2015). Ao contrário da abordagem clássica, estas buscam, por meio da aplicação de Soluções Baseadas na Natureza (SBN), restaurar as condições do ciclo da água o mais próximo possível do natural (Baek et al. 2015, Chang et al. 2018). Ao longo dos anos as TCs foram se desenvolvendo conforme necessidades e desafios existentes, e sob o ponto de vista de novas hipóteses e objetivos, Macedo et al. (2021) classificou-as, historicamente, em três gerações. As TCs de 1ª geração (TCs-1G), são aquelas que compreendem a mitigação de impactos advindos do intenso processo de urbanização das cidades, como a alteração do uso e ocupação do solo, unicamente por meio do aumento do potencial de infiltração de água. Posteriormente, as de 2ª geração (TCs-2G), além de incluir os

objetivos das TCs-1G, integraram as alterações provocadas no regime de precipitação devido às mudanças climáticas e ao comportamento não-estacionário do ciclo hidrológico. Por último, as TCs de 3<sup>a</sup> geração (TCs-3G) unificam as práticas das gerações anteriores e incorporam as águas pluviais como um recurso passível de aproveitamento *in loco*, colaborando para a segurança hídrica e o desenvolvimento de comunidades e sistemas mais resilientes.

As TCs possuem muitas denominações, sendo as mais utilizadas: Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS), Water Sensitive Urban Design (WSUD), Low Impact Development (LID) e Best Management Practice (BMP) (Fletcher et al. 2015, Rosa 2016). Dentre as TCs de controle na fonte, destacam-se os sistemas de biorretenção. Também conhecidos como jardins de chuva, estes sistemas são depressões superficiais de pequena escala utilizadas para reter o escoamento superficial e os poluentes presentes nas águas. Seu layout consiste em uma camada com vegetação, camada de filtração média, camada de transição, camada de drenagem e uma tubulação de fundo perfurada. Esses sistemas requerem plantas com potencial de absorção de poluentes e solos biologicamente ativos com alta permeabilidade, permitindo que a água da chuva (com poluição) ao escoar e infiltrar na biorretenção sofra processos químicos, físicos e biológicos que podem conferir às águas a melhoria de sua qualidade (Trowsdale & Simcock 2011, Jiang et al. 2019).

As biorretenções são eficientes na promoção de infiltração, evapotranspiração, recarga de águas subterrâneas, redução da carga de poluentes, redução do volume de escoamentos e das vazões de pico (Sun & Davis 2007, Ahiablame et al. 2012). Esses sistemas amortecem a vazão de pico em até 70 % e reduzem o volume dos escoamentos em até 42 % para chuvas de 180 mm em um período de 24 horas (Yang et al. 2009, Macedo et al. 2019). Quanto à qualidade da água, as células de biorretenção têm se mostrado eficazes na remoção de poluentes responsáveis pela degradação das águas pluviais por meio de mecanismos físico-químicos e biológicos de retenção e absorção de poluentes. Poluentes como o zinco (Zn), cobre (Cu), Chumbo (Pb) e Cádmio (Cd) tiveram redução de 90% em sua concentração após passarem pela biorretenção (Sun & Davis 2007). Nutrientes como o nitrogênio (N) e fósforo (P) tiveram remoção de até 70 % e 85 %, respectivamente (Stanford & Yu 2007, Bratieres et al. 2008). Os sistemas de biorretenção são facilmente incorporados às paisagens urbanas e podem proporcionar benefícios como o aprimoramento da biodiversidade local e da saúde e do bem-estar da população (Church 2015). Desafios atuais como a crescente urbanização e a maior ocorrência de eventos extremos estão tornando comunidades mais vulneráveis e induzindo à necessidade de estudos de sistemas urbanos mais sustentáveis e resilientes aos extremos climáticos (Altieri & Nicholls 2013, Marengo et al. 2013). Em vista disso, as TCs-3G podem contribuir para a promoção da segurança hídrica, por meio do aproveitamento das águas pluviais para fins não potáveis.

### 1.1 ORGANIZAÇÃO DO TEXTO

A dissertação está organizada em quatro capítulos, sendo o primeiro capítulo uma introdução geral, o segundo e terceiro capítulos com resultados e discussão para cada finalidade específica e o quarto capítulo uma conclusão geral com recomendações para trabalhos futuros.

O **segundo capítulo** consiste na apresentação de resultados de uma biorretenção em escala reduzida e uma biorretenção em escala real. Neste capitulo é realizada uma comparação dos comportamentos por meio de um modelo que representa os fluxos do escoamento em uma biorretenção.

O terceiro capítulo consiste na aplicação de um modelo hidráulico que simula os fluxos do escoamento em uma biorretenção. A esse modelo foi acrescentado uma dinâmica para representar o comportamento de reservatório para o armazenamento de água para fins não potáveis. O modelo também foi ajustado para considerar uma demanda não potável e para entrada de série de precipitação com intervalo de tempo de cinco minutos. Duas configurações de projeto são simuladas: (i) Reservatório a montante (RM) e (ii) Reservatório jusante da biorretenção. Para cada configuração três áreas de captação com cinco diferentes capacidades de reservação são estudadas com cenários futuros de mudanças climáticas na cidade de São Carlos – SP. Dois cenários são analisados, sendo um período seco e um período chuvoso.

Por fim, o **quarto capítulo** faz uma conclusão geral e propõe recomendações para trabalhos futuros.

### 1.2 HIPÓTESE

Sistemas de biorretenção e reservatórios de aproveitamento de água de chuva podem ser uma alternativa sustentável na busca por segurança hídrica a nível local.

#### 1.3 OBJETIVOS

#### 1.3.1 Objetivo Geral

Analisar o comportamento de sistemas de biorretenção em escala de laboratório e de campo e avaliar a utilização de reservatórios de armazenamento conectados a biorretenção como alternativa para promoção de segurança hídrica, sob os efeitos dos cenários de mudanças climáticas, em escala de lote.

### 1.3.2 Objetivos Específicos

- Aplicar um modelo de quantidade para representar processos hidráulicos e acrescentar uma dinâmica para simular diferentes áreas de captação e capacidades de reservação para cenários com mudanças climáticas;
- II) Avaliar o comportamento de sistemas de biorretenção com reservatório a montante e a jusante da biorretenção.

# REFERÊNCIAS

Ahiablame, L. M., Engel, B. A., & Chaubey, I. (2012). Effectiveness of low impact development practices: Literature review and suggestions for future research. Water, Air, and Soil Pollution, v. 223, n. 7, p. 4253–4273.

Altieri, M., & Nicholls, C. (2013). Agroecología y resiliencia al cambio climatico. Agroecología, v. 8, n. 1, p. 7–20.

Baek, S., Choi, D., Jung, W., Lee, H., Lee, H., Yoon, K., & Cho, K. (2015). Optimizing low impact development (LID) for stormwater runoff treatment in urban area, Korea: Experimental and modeling approach. Water Research, v. 86, p. 122–131.

Bratieres, K., Fletcher, T. D., Deletic, A. & Zinger, Y. (2008). Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. Water Research, v. 42, n. 14, p. 3930–3940.

Chang, N., Lu, J., Chui, T. F. M, & Hartshorn, N. (2018). Global policy analysis of low impact development for stormwater management in urban regions. Land Use Policy, v. 70, n. November 2017, p. 368–383.

Church, S. P (2015). Exploring Green Streets and rain gardens as instances of small scale nature and environmental learning tools. Landscape and Urban Planning, v. 134, p. 229–240.

Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni- Davies, A., Bertrand-Krajewsk, J., Mikkelsen, P. S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., & Viklander, M. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. Urban Water Journal, v. 12, n. 7, p. 525–542.

Jiang, C., Li, J., Li, H., & Li, Y. (2019). Nitrogen retention and purification efficiency from rainfall runoff via retrofitted bioretention cells. Separation and Purification Technology, v. 220, n. February, p. 25–32.

Konrad, C. P. (2003). Effects of Urban Development on Floods. U.S. Geological Survey, v. d, n. November, p. 1–4.

Macedo, M. B., Gomes, M. N. J., Oliveira, T.R.P., Giacomoni, M. H., Imani, M, Zhang, K., Lago, C. A. F, & Mendiondo, E. M. (2021). Low Impact Development practices in the context of United Nations Sustainable Development Goals: A new concept, lessons learned and challenges. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 0, n. 0, p. 1–44.

Macedo, M. B., Lago, C. A. F., & Mendiondo, E. M. (2019). Stormwater volume reduction and water quality improvement by bioretention: Potentials and challenges for water security in a subtropical catchment. Science of the Total Environment, v. 647, p. 923–931.

Marengo, J. A. (2009). Mudanças climáticas e eventos extreMos no brasil PreFácio Fbds. mudanças climáticas e eventos extremos no Brasil, p. 4-76p.

Marengo, J. A. Valverde, M. C., & Obregon, G. O. (2013). Observed and projected changes in rainfall extremes in the Metropolitan Area of São Paulo. Climate Research, v. 57, n. 1, p. 61–72.

Oliveira, N. N., & Heller, L. Ciência, Tecnologia E Inovação, Ciência, tecnologia e inovação na interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento. Eng. sanit. ambient., v. 10, n. 1, p. 36–48, 2005.

PORSE, E. C. (2013). Stormwater governance and future cities. Water (Switzerland), v. 5, n. 1, p. 29–52.

Pyke, C., Warren, M. P, Johnson, T., LaGro, J. J., Scharfenberg, J., Groth, P., Freed, R., Schroeer, W., & Main, E. (2011). Assessment of low impact development for managing stormwater with changing precipitation due to climate change. Landscape and Urban Planning, v. 103, n. 2, p. 166–173.

Rosa, A. (2016). Bioretention for diffuse pollution control in SUDS using experimentaladaptive approaches of ecohydrology. Tese de Doutorado (Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, p. 109.

Stanford, R. L., & Yu, S. L. (2007). Field evaluation of a stormwater bioretention filtration system. Restoring Our Natural Habitat - Proceedings of the 2007 World Environmental and Water Resources Congress.

Sun, X., & Davis, A. P. (2007). Heavy metal fates in laboratory bioretention systems. Chemosphere, v. 66, n. 9, p. 1601–1609.

Trowsdale, S. A.; Simcock, R. (2011). Urban stormwater treatment using bioretention. Journal of Hydrology, v. 397, n. 3–4, p. 167–174.

Yang, H., Florence, D.C., McCoy, E. L., Dick, W. A., & Grewal. P.S. (2009). Design and hydraulic characteristics of a field-scale bi-phasic bioretention rain garden system for storm water management. Water Science and Technology, v. 59, n. 9, p. 1863–1872.

# 2. ANÁLISE DE SISTEMA DE BIORRETENÇÃO EM ESCALA REAL E EM ESCALA REDUZIDA

Resumo: A biorretenção proporciona a retenção e a amortização do escoamento superficial, por meio da camada de alagamento e de camadas porosas. Contudo, muitos estudos utilizam escalas de biorretenção em laboratório para pesquisas. Esse trabalho teve como objetivo monitorar, apresentar e comparar o comportamento de dois sistemas de biorretenção equivalentes em escala de lote, sendo um sistema construído em laboratório e outro em campo, a fim de identificar se os sistemas apresentam mesma resposta para eventos equivalentes. Além disso, também são apresentados os desafios enfrentados durante o período de funcionamento do novo sistema em escala de campo. Foram realizados experimentos em uma biorretenção de escala reduzida com TR de 5 anos, os quais foram utilizados para calibrar um modelo de biofiltros. Também foram realizados experimentos na biorretenção construída em escala de campo - TC-3G, com auxílio de um caminhão pipa. A precipitação equivalente aos experimentos em escala real para a escala reduzida foi calculada e simulada para comparar as respostas dos sistemas. Os resultados mostraram que os sistemas apresentaram respostas em tempos iguais, porém na biorretenção de escala reduzida a lâmina de água da camada alagável foi maior do que a observada na TC-3G. Além disso, para os eventos monitorados em campo, a vazão de saída pelo dreno principal atingiu ou superou a vazão de entrada pelo menos uma vez, indicando ineficiência na redução da vazão de pico. De modo geral, os dois sistemas apresentaram eficiência na redução do volume total escoado e no aumento do tempo necessário para todo escoamento sair pelo dreno principal. Imprevistos relacionados a construção de um reservatório enterrado impediram o monitoramento de eventos reais na biorretenção em escala real. Para implantação de sistemas de biorretenção acoplados a reservatório enterrado sugerese, como medida preliminar, o monitoramento do lençol freático durante o período de chuvas.

**Palavras-chave:** Escoamento superficial. Desenvolvimento de baixo impacto. Monitoramento hidráulico.

**Abstract:** Bioretention provides retention and amortization of surface runoff, through the flooding layer and porous layers. However, many studies use laboratory bioretention scales for research. This work aimed to monitor, present and compare the behavior of two equivalent bioretention systems at batch scale, one system built in the laboratory and the other in the field, in order to identify whether the systems present the same response to equivalent events. Furthermore, the challenges faced during the period of operation of the new system on a field

scale are also presented. Prototype scale experiments with 5-year RT were performed, which were used to calibrate a biofilters model. Experiments were also carried out in bioretention built in field scale - TC-3G, with the aid of a water truck. Precipitation equivalent to field scale experiments for the prototype was calculated and simulated to compare system responses. The results showed that the systems showed responses in equal times, but in the prototype scale bioretention the water depth of the flooded layer was greater than that observed in the TC-3G. In addition, for field monitored events, the outflow through the main drain has reached or exceeded the inflow at least once, indicating inefficiency in reducing peak flow. In general, the two systems showed efficiency in reducing the total drained volume and in increasing the time needed for all the flow to leave the main drain. Unforeseens related to the construction of a buried reservoir prevented the monitoring of real events. For the implementation of bioretention systems coupled to a buried reservoir, it is suggested, as a preliminary measure, to monitor the water table during the rainy season.

Key-words: Surface runoff. Low impact development. Hydraulic monitoring.

#### 2.1 INTRODUÇÃO

O crescimento e o processo de desenvolvimento humano contribuíram para alteração das paisagens nas últimas décadas, modificando o processo de drenagem natural dos solos (Goulden et al. 2018). Assim, superfícies que eram permeáveis, tornaram-se total ou parcialmente impermeáveis (La Rosa & Pappalardo 2020). Nas cidades, onde há maior concentração de área impermeável, é onde se pode melhor visualizar os impactos da impermeabilização dos solos no que se refere ao escoamento das águas pluviais, já que ao atingir o solo a maior parte da água da chuva não infiltra, acumulando-se em superfícies planas e escoando em áreas com declividade (Becciu & Raimondi 2015, Islam et al. 2021).

Embora existam diferentes maneiras eficazes de gerenciar o escoamento pluvial, no Brasil, o método mais utilizado continua sendo o transporte da água pluvial até o curso hídrico mais próximo (SNIS, 2019). Dessa forma, toda água escoada na bacia é coletada e direcionada por canalizações ou canais abertos até um ponto a jusante da área urbanizada nos municípios (Nguyen & Han 2018). Em muitas cidades brasileiras, principalmente em metrópoles, parte das canalizações foram dimensionadas há muitos anos, quando as cidades possuíam outras características no que se refere à malha demográfica e ao tamanho populacional. Além disso, não eram considerados nos projetos as alterações na distribuição e na intensidade da precipitação local, provocadas pelas mudanças no clima, que ficaram mais evidentes desde o início do século XXI (Haghighatafshar et al. 2020). Isso fez com que, além de ultrapassado, esse método de transferência do escoamento fosse considerado inadequado, uma vez que aumenta o risco relativo à ocorrência de inundações urbanas, por não possuir capacidade suficiente para conter todo volume escoado e não considerar questões atuais no gerenciamento das águas pluviais (Saraswat et al. 2016).

Novas técnicas baseadas em gerenciamento mais sustentável das águas pluviais têm sido empregadas por países como Estados Unidos, Inglaterra, Reino Unido, Austrália e outros com o objetivo de conferir uma resposta hidrológica mais natural em áreas impermeabilizadas (Fletcher et al. 2015, Eckart et al. 2017, Chan et al. 2018). Dentre as opções de técnicas existentes, os jardins de chuva, também conhecidos como biorretenção, podem proporcionar benefícios adicionais no que se refere às paisagens urbanas, tornando-as ambientalmente mais harmônicas pela presença de vegetação (Dagenais et al. 2018, Vijayaraghavan et al. 2021). Essas técnicas possibilitam a absorção e retenção do escoamento, por meio da infiltração no solo, o que também permite a recarga do lençol freático (Everett et al. 2016).

Há muitos estudos que exploram o potencial de sistemas de biorretenção na melhoria da qualidade das águas pluviais, na retenção de volume e na amortização da vazão de pico. Porém, grande parte dos estudos desenvolvidos ocorrem em escala de laboratório, por meio de experimentos em coluna ou em protótipos (Le Coustumer et al. 2012, Zinger et al. 2013, You et al. 2019, Zhang et al. 2021). Compreender se sistemas em escala reduzida apresentam respostas proporcionais a sistemas em escala real de biorretenção é fundamental para a replicabilidade desses sistemas. Sendo assim, este capítulo tem como objetivo apresentar o comportamento de dois sistemas de biorretenção construídos em escala real e em escala reduzida e, comparar a eficiência no que se refere a diminuição da vazão de pico e na redução do volume total escoado. Também é objetivo desse capítulo apresentar os desafios enfrentados durante a construção e operação de uma biorretenção em escala real.

### 2.2 METODOLOGIA

A metodologia consistiu em 5 etapas (Figura 2.1). Na primeira etapa realizou-se experimentos em uma biorretenção em escala reduzida, construída em laboratório e em uma biorretenção em escala real. Na segunda etapa, utilizou-se os dados obtidos nos experimentos em escala reduzida para calibrar um modelo hidráulico de biofiltros. Depois de calibrado o modelo hidráulico, realizou-se o cálculo da precipitação equivalente do evento monitorado em escala real, para a escala reduzida. Na quarta etapa, realizou-se a simulação hidráulica com os

dados de precipitação equivalente para obter o comportamento dos eventos observados em campo, para a escala reduzida. Por fim, realizou-se uma comparação de escalas.



#### 2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no município de São Carlos na Escola de engenharia de São Carlos (EESC) da Universidade de São Paulo (USP) nos *campi* I e II, onde a biorretenção em escala reduzida e a biorretenção em escala real estão construídos, respectivamente. O município de São Carlos localiza-se no interior do estado de São Paulo, na região Centro – Leste entre as altitudes médias de 800 e 1.000 metros. A precipitação anual acumulada do município, considerando as médias mensais entre os anos de 1981 a 2010 foi de 1.558,3 mm. São Carlos se caracteriza por possuir estações de seca e de chuva bem definidas ao longo do ano. A estação de chuvosa ocorre no período de 22 de outubro a 28 de março, enquanto que o período de estiagem acontece de 29 de março a 21 de outubro.

#### 2.2.2 Características sistema de biorretenção em escala reduzida e escala real

As técnicas construídas possuem camadas de filtração, de transição e de drenagem. Quanto ao material das camadas, a camada de filtração é constituída de areia grossa (80 %) com solo natural (20 %). A camada de transição, é constituída de brita especial com granulometria intermediária entre a brita n.3 e areia grossa misturada. A camada de drenagem, situada na base é constituída por brita n.3. As biorretenções possuem ainda, acima da camada de filtração, uma zona alagável para que haja a formação de uma lâmina da água. Na camada de drenagem, um tubo de PVC situado no centro da técnica e, perfurado por toda extensão, encontra-se instalado para direcionar a saída do efluente do sistema. A Tabela 2.1 apresenta as alturas relativas de cada uma das camadas.

	Biorretenção Escala reduzida	Biorretenção Escala real
Camadas	Altura (m)	Altura (m)
Filtração	0.3	0.6
Transição	0.05	0.1
Drenagem	0.15	0.30
Alagamento	0.3	0.6

Tabela 2.1 - Camadas dos sistemas de biorretenção e suas respectivas alturas.

#### 2.2.3 Biorretenção em escala real (TC-3G)

A biorretenção em escala real, denominada TC-3G, está construída no campus da Universidade de São Paulo e recebe o escoamento correspondente a 94 m<sup>2</sup> do telhado do prédio de Engenharia Ambiental por meio de uma tubulação enterrada. A TC-3G foi dimensionada com o método TC-HYDRO (GOMES JÚNIOR, 2019) e possui escala 2:1 em relação a biorretenção de escala reduzida situado no *campus* I.

O método TC-HYDRO foi proposto por Gomes (2019) e é baseado no método de infiltração unidirecional de Green-Ampt. Gomes (2019) calibrou os parâmetros de infiltração de green-ampt utilizando dados experimentais de uma biorretenção em escala reduzida. A geometria e dimensão da TC foi projetada para evitar que uma chuva com duração de duas horas e com TR de 10 anos atingisse o nível do vertedouro.

O sistema todo constitui-se por uma biorretenção, caixa de passagem e reservatório de armazenamento. A biorretenção possui paredes laterais e fundo impermeabilizados e tem seis metros quadrados de área. Um dreno com diâmetro de 100 mm situado na camada de drenagem transporta o escoamento até o reservatório. A altura do dreno de saída nesse sistema é zero, assim como a condição (a) da biorretenção em escala reduzida. A capacidade útil do reservatório enterrado a jusante da biorretenção é de 6,000 L, sendo sua altura útil 1.5 metros e o diâmetro de 2.2 metros. As características construtivas da TC-3G podem ser visualizadas na Figura 2.2.



Figura 2.2 Características construtivas da biorretenção real TC-3G (sem escala).

Foram simulados dois eventos na TC-3G. Para a realização dos experimentos foi utilizado um caminhão pipa para simular o escoamento de entrada na biorretenção (Figura 2.3). Durante o experimento foram monitoradas a lâmina de água na camada alagável e a lâmina de água no reservatório em intervalos de cinco minutos. O tempo de retorno do escoamento de entrada foi calculado por meio da IDF proposta por Barbassa (1991) para a cidade de São Carlos – SP (Eq. (2.1).

$$i = \frac{1,681.8 * TR^{0.199}}{(16+t)^{0.936}}$$
 Eq. (2.1)


Figura 2.3 - Biorretenção em escala real: Experimento com caminhão-pipa.

# 2.2.4 Biorretenção em escala reduzida

A biorretenção de escala reduzida (Figura 2.4) possui 1.45 m<sup>2</sup> de área e 0.8 m de altura e foi dimensionado por meio do método TC-HYDRO (GOMES JÚNIOR, 2019). O dreno situado na camada de drenagem possui diâmetro de 32 mm e furos da ordem de 8 mm. Os experimentos realizados ocorreram considerando uma chuva de 30 minutos com tempo de retorno (TR) de 5 anos e foram utilizados para a calibração do modelo de quantidade. As variáveis quantitativas monitoradas foram o volume de saída, tempo e nível de água na camada alagável.



Figura 2.4 - Vista lateral da biorretenção em escala reduzida e reservatório utilizado para simulação das chuvas.

### 2.2.5 Precipitação equivalente

Para a comparação dos eventos realizados em escala real com a biorretenção em escala reduzida foi necessário calcular a equivalência dos eventos. Para esse cálculo considerou-se o método de escala proposto por Macedo et al. (2017), em que considera-se a área de captação da chuva, duração do eventos, taxa de fluxo (Eq. (2.6) e taxa de aplicação (Eq. (2.7). Para garantir similaridade entre volume escoado na biorretenção em escala de campo e em escala de laboratório Macedo et al. (2017) propôs equivalência da precipitação em campo e em laboratório (Eq. (2.3). Sendo assim, para obter o volume equivalente a biorretenção em escala de laboratório, multiplica-se a precipitação equivalente pela área da biorretenção de escala reduzida (Eq. (2.4). A vazão equivalente é obtida dividindo o volume pela duração do escoamento (Eq. (2.5).

$$L_{eq\_bio\_campo} = \frac{V_{esc,bacia}}{A_{bio,campo}}$$
 Eq. (2.2)

 $L_{eq\_bio\_campo} = L_{eq\_bio\_lab}$ Eq. (2.3)

 $V_{eq\_bio\_lab} = L_{eq\_bio\_lab} A_{bio\_lab}$ Eq. (2.4)

$$Q_{esc\_lab} = \frac{V_{eq\_bio\_lab}}{t}$$
Eq. (2.5)

$$TF = \frac{\overline{Q_{esc\_bacla}}}{A_{bio\_campo}} = \frac{Q_{esc\_lab}}{A_{bio\_lab}}$$
Eq. (2.6)

$$TA = \left(\frac{V_{esc\_bacia}}{V_{armazenado\_bio\_campo}}\right) 100 = \left(\frac{V_{equivalent,bio,lab}}{V_{armazenado\_bio\_lab}}\right) 100$$
Eq. (2.7)

Para medir a eficiência na redução do volume retido e do amortecimento da vazão de pico foram utilizadas a Eq. (2.8) e Eq. (2.9).

$$Eff_{r\_volume} = \frac{V_{in} - V_{out}}{V_{in}}$$
Eq. (2.8)

$$Eff_{Q_pico} = \frac{Q_{pico,in} - Q_{pico,pipe}}{Q_{pico,in}}$$
Eq. (2.9)

# 2.2.6 Simulação hidráulica

- -

Para comparar os resultados obtidos para as diferentes escalas, utilizou-se um modelo de biofiltros, constituído em três módulos. O modelo quantitativo desenvolvido, utiliza uma abordagem de "três tanques" adaptada do modelo de Randelovic et al. (2016). Esta abordagem "três-tanques" permite simular de maneira integrada os diferentes fenômenos físicos envolvidos em cada camada de uma biorretenção (Figura 2.5 ). Cada "tanque" representa uma das camadas da biorretenção, onde compreende-se por tanque (1) Zona Alagável (ZA); (2) a Zona Insaturada (ZI); e (3) Zona Saturada (ZS). Para representar os processos de cada zona é aplicado o balanço de massa de cada uma das camadas ZA (Eq.(2.10), ZI (Eq. (2.11) e ZS (Eq. (2.12). A lista das variáveis envolvidas nos cálculos deste estudo está apresentada na Tabela 2.2.

$$\frac{\partial S_{ZA}}{\partial t} = Q_{in\_biorretenção}{}^t + Q_{rain\_biorretenção}{}^t - Q_{over_B}{}^t - Q_{inf,p}{}^t - Q_{pf}{}^t \qquad \text{Eq.(2.10)}$$

Em que, considera-se a vazão  $Q_{over_B}{}^t$  quando o evento hidrológico causar altura de lâmina de água  $(h_{ZA}{}^t)$  na ZA, maior que a altura mínima do vertedor  $(P_v)$ .

$$\frac{\partial S_{ZI}}{\partial t} = Q_{pf}^t + Q_{hc}^t - Q_{et,ZI}^t - Q_{fs}^t$$
 Eq. (2.11)

$$\frac{\partial S_{ZS}}{\partial t} = Q_{fs}^{t} - Q_{hc}^{t} - Q_{et,ZS}^{t} - Q_{pipe}^{t} - Q_{inf,ZS}^{t}$$
 Eq. (2.12)

Para determinar a vazão de saída no sistema  $(Q_{pipe}^{t})$  estabeleceu-se que quando  $h_{ZS}^{t} \ge h_{pipe}$  calcula-se Eq. (2.13). Caso contrário  $Q_{pipe}^{t} = 0$ .

$$Q_{pipe}{}^{t} = min\left(\frac{(h_{ZS}{}^{t} - h_{pipe})A_{p}n_{ZI}{}^{t}}{dt} - Q_{inf,ZS}{}^{t}, \quad C_{d}A_{pipe}\sqrt{(h_{ZS}{}^{t} - h_{pipe})2g}\right)$$
 Eq. (2.13)

Figura 2.5 - Abordagem "três-tanques" e fluxos de entrada e saída da biorretenção para sistema de registro superior e registro inferior.



Para o cálculo da evapotranspiração potencial do sistema  $(Q_{et}^{t})$  Shen et al. (2018) utilizou a Eq. (2.15) introduzida por Allen e Pereira (1998). Onde assumiu-se que  $Q_{et}^{t}$ proporciona impactos na zona insaturada (ZI) e saturada (ZS), independente do aumento do fluxo capilar  $Q_{hc}^{t}$ , sendo portanto  $Q_{et}^{t}$  calculado considerando o grau de saturação inteira  $(S_{t}^{t})$ , Eq. (2.14).

$$S_{t}^{t} = \frac{S^{t} n_{ZI}^{t} h_{ZS}^{t} + n_{ZS}^{t} h_{ZS}^{t}}{n_{ZI}^{t} h_{ZI}^{t} + n_{ZS}^{t} h_{ZS}^{t}}$$
Eq. (2.14)

A Eq. (2.15) proposta pela FAO, considerada a evapotranspiração de referência diária  $(ET_0)$  e um coeficiente de evapotranspiração para plantas. Os valores de  $(ET_0)$  utilizados neste trabalho para etapa de calibração e validação do modelo foram consultados em relatórios diários de condições meteorológicas da Estação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Pecuária Sudeste. Para a simulação de cenários futuros, utilizou-se um valor médio histórico de  $ET_0$  para cada mês. Estes valores utilizados correspondem a

evapotranspiração potencial média mensal do período de 1981 a 2010, disponibilizada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a cidade de São Carlos – SP (ANEXO I).

$$Q_{et}^{t} = \begin{cases} 0, & se S_{t}^{t} \leq S_{w} \\ A_{b}K_{c}ET_{0}\frac{S_{t}^{t}-S_{w}}{S_{s}-S_{w}}, & se S_{w} < S_{t}^{t} \leq S_{s} \\ A_{b}K_{c}ET_{0}, & se S_{s} < S_{t}^{t} \leq 1 \end{cases}$$
Eq. (2.15)

Onde  $Q_{et}^{t}$  foi subdividido proporcionalmente de acordo com a quantidade de água distribuída em  $Q_{et,ZI}^{t}$  (Eq. (2.16) e  $Q_{et,ZS}^{t}$ .

$$Q_{et,ZI}^{\ t} = Q_{et}^{\ t} \frac{S_{ZI}^{\ t} n_{ZI}^{\ t} h_{ZI}^{\ t}}{n_{ZI}^{\ t} h_{ZI}^{\ t} + n_{ZS}^{\ t} h_{ZS}^{\ t}}$$
Eq. (2.16)

Nome	Descrição	Unidade de medida (S.I)
Precipitação equivalent	te – Eq. (2.1) a Eq. (2.7)	· ·
$A_{bio,campo}$	Área da biorretenção em escala real	$m^2$
A <sub>bio_lab</sub>	Área da biorretenção em escala reduzida	$m^2$
$L_{eq\_bio\_campo}$	Lâmina equivalente a precipitação na biorreteção em escala real	mm
$L_{eq\_bio\_lab}$	Lâmina equivalente a precipitação na biorreteção em escala de reduzida	mm
$Q_{esc\_bacia}$	Vazão escoada no	L/min
$Q_{esc\_lab}$	Vazão escoada na biorretenção em escala reduzida	L/min
V <sub>armazenado bio</sub> campo	Volume armazenado na biorretenção em campo	L
V <sub>eq_bio_lab</sub>	Volume equivalente escoado na biorretenção em escala reduzida	L
$V_{equivalent,bio,lab}$	Volume armazenado na biorretenção em escala reduzida	L
V <sub>esc,bacia</sub>	Volume total escoado na bacia	L
i	Intensidade	mm/h
t	Duração do escoamento	min
TR	Tempo de retorno	TR
Eficiência – Eq. (2.8) a E	Eq. (2.9)	
$Eff_{Q\_pico}$	Eficiência na redução da vazão de pico	%
Effr volume	Eficiência na redução do volume total escoado	%
$Q_{pico,in}$	Vazão de pico na entrada da biorretenção	L/min
$Q_{pico,pipe}$	Vazão de pico escoada pelo dreno principal	L/min

TT 1 1 0 0	<b>T</b> • .	1	• , •
Tabela 77	— I 1912	de	Variaveis
	Lista	ue	variaveis

V <sub>in</sub>	Volume total escoado na biorretenção	L
V <sub>out</sub>	Volume total extravasado pela biorretenção	L
Balanço de massa mode	lo quantitativo biofiltros – Eq. (2.10) a Eq. (2.12)	
$Q_{et,ZS}$	Fluxo de evapotranspiração das plantas na zona saturada	$m^3/s$
Q <sub>et,ZI</sub>	Fluxo de evapotranspiração das plantas na zona insaturada	m <sup>3</sup> /s
$Q_{fs}$	Fluxo de infiltração da ZI para ZS	$m^3/s$
$Q_{hc}$	Fluxo de capilaridade	$m^3/s$
Qin hiorretenção	Fluxo de entrada na biorretenção	$m^3/s$
$Q_{inf,p}$	Fluxo infiltrado para o solo lateral circundante	$m^3/s$
$Q_{inf,ZS}$	Fluxo infiltrado para o solo de fundo	$m^3/s$
	circundante	
Q <sub>over_B</sub>	Fluxo de extravasado na camada alagável da biorretenção	m <sup>3</sup> /s
$Q_{pf}$	Fluxo que infiltra para ZI	$m^3/s$
$Q_{pipe}$	Fluxo pelo dreno de saída	$m^3/s$
Qrain_biorretenção	Fluxo referente a parcela de chuva sob a	$m^3/s$
	biorretenção	
$S_{ZA}$	Parcela de água na zona alagável	L
$S_{ZI}$	Parcela armazenada na zona insaturada	L
S <sub>ZS</sub>	Parcela armazenada na zona saturada	L

## 2.2.7 Calibração

A calibração dos parâmetros foi realizada para a biorretenção de escala reduzida e três eventos de precipitação com TR de 5 anos e duração de 30 minutos foram utilizados. Os eventos empregados nessa etapa são denominados ev\_01, ev\_02 e ev\_03. A validação dos eventos foi realizada com um evento de TR de 50 anos e duração de 30 minutos (ev\_04).

Para a calibração utilizou-se um calibrador automático, que utiliza algoritmos genéticos, desenvolvido por Macedo (2020), por meio da biblioteca *Distributed Evolutionary Algorithms* no Python - DEAP 1.3.1.O NSE. O calibrador tem como função objetivo o Eficiência Nash-Sutcliffe (NSE) médio, obtido por meio do NSE da altura de água observada na zona alagável e o NSE correspondente a vazão de saída pelo dreno da biorretenção. Os parâmetros calibrados foram coeficiente de evapotranspiração das plantas (Kc), coeficiente de condutividade hidráulica do solo (Ks) (m/s), ponto higroscópico (sh), ponto de murcha (sw), capacidade de campo (sfc), saturação limite para as plantas atingirem a ET (ss) e coeficiente de descarga do tubo (Cd).

Parâmetro	Valor mínimo	Valor máximo
Kc	0	0.5
Ks	1.0x10-3	1.0x10-1
sh	0.02	0.08
SW	0.03	0.15
sfc	0.1	0.7
SS	0.1	0.6
Cd	0.05	0.7

Tabela 2.3 – Intervalo de valores utilizados na calibração de parâmetros no modelo quantitativo de Shen et al. (2018).

Para avaliar o desempenho do modelo utilizaram-se dois índices: o índice de Eficiência Nash-Sutcliffe (NSE) e a Porcentagem Bias para a Calibração (PBIAS). O NSE varia entre  $-\infty$ e um e seu valor ideal é um, enquanto o índice PBIAS varia entre zero e 100, sendo o valor ideal zero.

# 2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

# 2.3.1 Calibração e Validação

A descrição das condições dos eventos utilizados na etapa de calibração e validação do modelo estão apresentados na Tabela 2.4, enquanto os resultados obtidos e utilizados estão apresentados na

Tabela 2.5. O valor final do NSE médio para calibração da biorretenção de escala reduzida foi de 0.74.

Tabela 2.4 – Descrição dos eventos utilizados na calibração (ev\_01, ev\_02 e ev\_03) e validação (ev\_04) do modelo de biofiltros.

Evento	Dias secos antecedentes	TF (m/h)	TA (%)	L_eq (mm)	t (min)	i (mm/h)	TR (anos)
ev 01	59	1	559.7	32	30	64	5
ev_02	12	1	289.6	32	30	64	5
ev_03	340	1	578.3	32	30	64	5
ev_04	32	1.6	560.3	53	30	102	50

Evento	Volume in (L)	Volume out (L)	Max Qout (L/min)	Eficiência redução da vazão de Pico (%)	Eficiência redução do Volume (%)
ev_01	721.44	592.55	14	42	17.87
ev_02	697.31	456.5	12.4	47	34.53
ev_03	692.31	572.6	17.6	24	17.29
ev_04	1,187.6	975.6	19	50	18

Tabela 2.5 – Características dos eventos ev\_01, ev\_02 e ev\_03 utilizados na etapa de calibração do modelo de biofiltros.

Para a validação o valor de NSE médio foi de 0.87 demonstrando um bom desempenho do modelo. O índice PBIAS médio foi de 5.45 indicando maior tendência de subestimação do modelo. A Figura 2.6 apresenta a altura de água observada e modelada na camada alagável (a), o hidrograma de entrada e saída do sistema e o hidrograma de extravasamento da camada alagável (b). O modelo não apresentou bom desempenho para a variável Q<sub>over</sub>.





# 2.3.2 Biorretenção TC-3G

O experimento denominado (Ev01-TC3G) teve duração de uma hora, sendo os primeiros 45 minutos com vazão de entrada constante de 0.95 L/s e os últimos 15 minutos com vazão de 1.85 L/s. O segundo experimento (Ev02-TC3G) teve duração de 45 minutos, com vazão constante de entrada de 2.56 L/s. Na Tabela 2.6 estão apresentadas as características dos eventos ev 01 e ev 02 monitorados em campos na TC-3G.

Evento	Escala	TF (m/h)	TA (%)	P_eq (mm)	d (min)	i (mm/h)	TR (anos)
evI_TC3G	Real	1	835.97	45	60	47.4	~10
evII_TC3G	Real	1	1493.33	57.2	35	98.05	~65

Tabela 2.6 – Descrição dos eventos de chuva ev\_01 e ev\_02 simulados com caminhão pipa na TC-3G.

## 2.3.3 Biorretenção de escala real x Biorretenção de escala reduzida

Para avaliar e comparar o comportamento do sistema de biorretenção foram utilizados os eventos monitorados em escala real (TC-3G). A precipitação equivalente aos eventos monitorados em campo foi calculada e utilizada para representar eventos na biorretenção de escala reduzida, por meio de modelagem. A altura de água na camada alagável e o hidrograma de entrada (Qin), de extravasamento (Qover) e de saída (Qpipe) dos eventos ev\_01 e ev\_02 estão apresentados na Figura 2.7 e Figura 2.8, respectivamente.

Ao observar a altura da zona alagável (h\_pz) para o Ev01 na biorretenção em escala real e na escala reduzida (Figura 2.7), pode-se verificar que o nível máximo foi atingido aos 60 minutos em ambos os experimentos, sendo de 12 cm na TC-3G e de aproximadamente 17 cm na biorretenção de escala reduzida. No que se refere a vazão, o hidrograma apresentado sugere uma diferença no comportamento de Qpipe entre as escalas comparadas. Na TC-3G durante os primeiros 45 minutos de experimento, a vazão de saída se igualou e superou a vazão de entrada em dois momentos (25 e 40 minutos). Pode-se verificar que a vazão de pico é atingida nos mesmos instantes para escala real e escala reduzida, porém para a escala reduzida a vazão de saída (Qpipe) do sistema foi inferior a vazão de entrada (Qin) durante todo o evento. Para ambas escalas o escoamento levou dez minutos para até atingir e sair pelo dreno principal.



Figura 2.7 – Evento 01: Altura na zona alagável (hZA) e hidrograma de entrada (Qin), extravasamento (Qover) e de saída (Qpipe) da biorretenção.

Para Ev02-TC3 (Figura 2.8), a altura de água na camada alagável apresentou ascensão até os 35 minutos de experimento, quando atingiu altura máxima de 0.30 metros na TC-3G. Na biorretenção de escala reduzida o comportamento da camada alagável foi diferente, atingindo lâmina máxima superior a 0.30 metros aos 25 minutos e causando extravasamento. O extravasamento teve duração de aproximadamente 10 minutos, sendo interrompido aos 35 minutos, quando a vazão de entrada foi encerrada. Como o houve extravasamento na camada alagável era esperado que o hidrograma de saída apresentasse diferença para o experimento em escala reduzida e escala real. Pode-se verificar, ao observar o hidrograma de saída, que mesmo apresentando extravasamento, o experimento em escala de reduzida apresentou maior tempo de amortecimento do escoamento. Assim como em Ev01-TC3 (Figura 2.7), o experimento Ev02-TC3 (Figura 2.8), também superou a vazão de entrada do sistema ao atingir o pico. Na biorretenção de escala reduzida esse comportamento não foi observado devido a ocorrência de extravasamento.



Figura 2.8 - Evento 02: Altura na zona alagável (hZA) e hidrograma de entrada (Qin), extravasamento (Qover) e de saída (Qpipe).

De modo geral, pode-se verificar ao analisar as escalas que o sistema apresentou um tempo de resposta semelhante para ambas escalas, no que se refere a formação da lâmina de água na camada alagável e ao tempo nececessário para o escoamento atravessar todas as camadas do sistema e atingir o dreno principal. Na biorretenção de escala reduzida a altura da camada alagável mostrou ser insuficiente para impedir extravasamentos para eventos com TR de 65 anos. Ao considerar o evento utilizado para a validação do modelo (Figura 2.6), pode-se verificar que a altura na ZA já é insuficiente para TR de 50 anos. As caracteristícas quantitativas dos experimentos podem ser visualizadas na Tabela 2.7.

Tabela 2.7 – Caracteristicas dos eventos ev\_01 e ev\_02 monitorados em campo e modelados em escala reduzida.

Eventos	Qin_med (L/s)	Volume in (L)	Volume out (L)	Max Qout (L/s)	Eficiência redução da vazão de Pico (%)	Eficiência redução do Volume (%)
ev_01_TC-3G	0.95 e 1.85	4230	3724	1.01 e 1.58	- 6.32 e 17	11.96
ev_02_TC-3G	2.56	5376	5016	2.79	-7.81	6.70
ev_01_Lab	0.23 e 0.45	1002	844.8	0.22 e 0.27	4.3 % e 40	15.69
ev_02_Lab	0.62	1300	1,129.2	0.34	45.16	13

Ao observar as eficiências na redução da vazão de pico (Tabela 2.7), verifica-se que não há similaridade no comportamento das escalas para nenhum dos eventos. No que se refere a eficiência na redução do volume escoado, pode-se verificar valores de eficiência mais próximos para ev\_01\_TC-3G e ev\_01\_Lab. Os resultados mostram que o sistema atuou amortecendo o escoamento de entrada. Macedo et al. (2019) observou diferentes comportamentos na atenuação na vazão de pico para experimentos monitorados em campo, onde alguns experimentos tiveram eficiência positivas e outros tiveram pouca ou nenhuma redução. No caso deste estudo, onde o pico da vazão de saída superou a vazão de entrada em pelo menos um ponto, os fatores que podem explicar esse comportamento para Ev01-TC3G e Ev02-TC3G está a saturação do sistema, a formação de caminhos preferenciais na biorretenção ou erros nas aferições realizadas em campo, já que as medições foram realizadas manual e visualmente com auxílio de réguas e cronometro. Além disso, a vazão de cinco minutos) no reservatório, que apresentava deformação (Figura 2.9).

#### 2.3.4 Limitações da biorretenção em escala de real (TC-3G)

Como mencionado anteriormente nesse trabalho, a biorretenção em escala de campo encontra-se construída enterrada e possui um reservatório para armazenamento do efluente da biorretenção. Abaixo estão descritos os principais problemas que impediram o monitoramento de eventos reais durante os meses de chuva entre os anos de 2019 e 2020. A finalidade de apresentar os desafios enfrentados pelo grupo é auxiliar em pesquisas e instalações futuras de sistemas de biorretenção em escala real.

As limitações observadas pelo grupo estão relacionadas ao reservatório de aproveitamento de água de chuva. Em um primeiro momento o reservatório de armazenamento foi instalado enterrado sem proteção e impermeabilização das paredes laterais. Na época de chuvas, o solo saturado aumentou a pressão sob as paredes do reservatório, resultando na sua deformação (Figura 2.9). Como medida de precaução e solução desse problema, houve a necessidade de remover o solo excedente e concretar as paredes laterais da caixa onde o reservatório é alocado (Figura 2.10). Porém, a etapa de concretagem e impermeabilização das paredes laterais da caixa do reservatório não previa a impermeabilização da laje de fundo, a qual tem como finalidade funcionar como um colchão de areia para a água excedente que extravasa no reservatório.



Figura 2.9 - Reservatório deformado devido ao peso do solo saturado.

Figura 2.10 - Concretagem das paredes laterais.



Durante a época de chuvas intensas, houve o aumento do nível do lençol freático que provocou a elevação do reservatório dentro da caixa concretada desconectando a tubulação que conectava a biorretenção ao reservatório de aproveitamento (Figura 2.11). O mesmo ocorreu na caixa de passagem, que também só teve as paredes laterais impermeabilizadas (Figura 2.11).

Como solução alternativa para esse problema, instalou-se uma bomba submersa automática, a qual era acionada e retirava a água quando havia lâmina na caixa. Porém, quando o nível do lençol freático se elevava rapidamente, durante eventos de chuvas extremas, a bomba, que não era fixada na caixa, virava e parava de recalcar a água, provocando novamente a desconexão do reservatório.





O problema de desconexão do reservatório com a técnica foi solucionado adicionando-se peso ao fundo do reservatório para combater o empuxo provocado pelo nível do lençol freático. Essa correção provocou a perda de capacidade de armazenamento do reservatório.

Outro problema relacionado com a obra da biorretenção foi o acúmulo de sedimentos na entrada da biorretenção próximo ao vertedor. Esse acúmulo pode estar incidindo pelo transporte de solo da parte de fora da biorretenção, que se encontra desprotegida, como mostra a Figura 2.12. Recomenda-se para sistemas de biorretenção em escala real que utilizam vertedores para a medição da vazão, a instalação de proteções laterais para impedir o transporte de sedimentos, pois o acúmulo pode afetar a medições em campo, além de demandar maior manutenção.



Figura 2.12-Local de acúmulo de sedimentos na entrada da biorretenção.

# 2.4 CONCLUSÃO

Dois sistemas de biorretenção com diferentes escalas foram comparados utilizando-se eventos de mesma magnitude. Os resultados mostraram que os sistemas geram respostas em tempos semelhantes para altura na camada alagável e no tempo necessário para o escoamento começar a sair pelo dreno principal. Para os dois eventos monitorados verificou-se que a biorretenção de escala reduzida apresenta maior altura de água ao atingir a lâmina máxima na camada alagável e a altura das paredes mostrou ser insuficiente para evitar perdas por extravasamentos durante a ocorrência de eventos com TR de 50 anos ou mais. A biorretenção de escala reduzida apresentou maior eficiência na redução da vazão de pico e na redução do volume total escoado.

Para a comparação dos sistemas neste estudo, foi necessário recorrer a modelagem hidráulica. Portanto, outros eventos devem ser simulados em campo e reproduzidos com precipitação equivalente para a biorretenção de escala reduzida, a fim de confirmar se os sistemas estão respondendo de maneira semelhante. Para evitar incertezas e melhorar a qualidade dos resultados em campo, sugere-se a utilização de um instrumento para medição automática da altura de água na camada alagável, vazão de entrada e de saída do sistema.

No que se refere aos imprevistos enfrentados durante a implantação e tentativa de operação da TC-3G, sugere-se que ao optar pela instalação de um sistema com reservatório enterrado, ocorra o monitoramento do lençol freático durante a época de chuvas. Também é importante, principalmente em sistemas em escala real, os quais são mais difíceis de controlar, que exista uma proteção na entrada do escoamento na técnica, principalmente se essa for rodeada por solo descoberto, evitando o transporte e arraste de sedimentos para a biorretenção.

# 2.5 REFERÊNCIAS

Barbassa, A. P. (1991). Simulação do efeito da urbanização sobre a drenagem pluvial da cidade de São Carlos – SP. Tese. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.

Becciu, G., & Raimondi, A. (2015). Probabilistic modeling of the efficiency of a stormwater detention facility. International Journal of Sustainable Development and Planning. 795–805. doi: 10.2495/SDP-V10-N6-795-805.

Chan, F. K. S., Griffiths, J. A., Higgitt, D., Xu, S., Zhu, F., Tang, Y., Xu, Y., & Thorne, C. R. (2018). "Sponge City" in China—A breakthrough of planning and flood risk management in the urban context. Land Use Policy. 772–778. doi: 10.1016/j.landusepol.2018.03.005.

Coustumer, S. L., Fletcher, T. D., Deletic, A., Barraund, S., & Poelsma, P. (2012). The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. Water Research. 46, 20 (2012), 6743–6752. doi: 10.1016/j.watres.2012.01.026.

Dagenais, D., Brisson, J., & Fletcher, T. D. (2018). The role of plants in bioretention systems; does the science underpin current guidance? Ecological Engineering. 532–545. doi: 10.1016/j.ecoleng.2018.07.007.

Eckart, K., McPhee, Z., & Bolisetti, T. (2017). Performance and implementation of low impact development – A review. Science of the Total Environment. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.254.

Everett, G., Lemond, J., Morzillo, A. T., Chan, F. K. S., & Matsler, A. M. (2016). Sustainable drainage systems: Helping people live with water. Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management. 94–104. doi: 10.1680/wama.14.00076.

Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni- Davies, A., Bertrand-Krajewsk, J., Mikkelsen, P. S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., & Viklander, M. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. Urban Water Journal, v. 12, n. 7, p. 525–542.

GOMES JÚNIOR, Marcus Nóbrega. Aspectos hidrológicos-hidráulicos e avaliação da eficiência de biorretenções: modelos, princípios e critérios de projeto de técnicas compensatórias de 3a geração. 2019. 156 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019

Goulden, S., Portman, M. E., Carmon, N., & Alon-Mozes, T. (2018). From conventional drainage to sustainable stormwater management: Beyond the technical challenges. Journal of Environmental Management. 37–45. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.04.066.

Haghighatafshar, S., Becker, P., Moddemeyer, S., Persson, A., Sörensen, J., Aspegren, H., & Jönsson, K. (2020). Paradigm shift in engineering of pluvial floods: From historical recurrence intervals to risk-based design for an uncertain future. Sustainable Cities and Society. doi: 10.1016/j.scs.2020.102317.

Islam, A., Hassini, S., & El-Dakhakhni, W. (2021). A systematic bibliometric review of optimization and resilience within low impact development stormwater management practices. Journal of Hydrology. doi: 10.1016/j.jhydrol.2021.126457.

La Rosa, D., & Pappalardo, V. (2020). Planning for spatial equity - A performance based approach for sustainable urban drainage systems. Sustainable Cities and Society. doi: 10.1016/j.scs.2019.101885.

Macedo, M. B., Lago, C. A. F., Mendiondo, E. M., & Souza, V. C. B. (2017). Performance of bioretention experimental devices: Contrasting laboratory and field scales through controlled experiments. Revista Brasileira de Recursos Hidricos. doi: 10.1590/2318-0331.0318170038.

Macedo, M. B., Lago, C. A. F., & Mendiondo, E. M. (2019). Stormwater volume reduction and water quality improvement by bioretention: Potentials and challenges for water security in a subtropical catchment. Science of the Total Environment, v. 647, p. 923–931.

Nguyen, D. C., & Han, M. H. (2018). Rainfall-storage-utilization-discharge model for flood mitigation and water conservation. Water Science and Technology: Water Supply. 1252–1260. doi: 10.2166/ws.2017.184.

Saraswat, C., Kumar, P., & Mishra, B. K. (2016). Assessment of stormwater runoff management practices and governance under climate change and urbanization: An analysis of Bangkok, Hanoi and Tokyo. Environmental Science and Policy. 101–117. doi: 10.1016/j.envsci.2016.06.018.

Shen, P., Deletic, A., Urich, C., Chandrasena, G. I., & McCarthy, D. T. (2018). Stormwater biofilter treatment model for faecal microorganisms. Science of the Total Environment. 992–1002. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.193.

SNIS (2019) Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento. Informações para Drenagem e o Manejo das Águas Pluviais Urbanas Drenagem e o Manejo das Águas Pluviais Urbanas. (2019).

Vijayaraghavan, K., Biswal, B. K., Adam, M. G., Soh, S. H., Tsen-Tieng, D. L., Davis, A. P., Chew, S. H., Babovic, V., & Balasubramanian, R. (2021). Bioretention systems for stormwater management: Recent advances and future prospects. Journal of Environmental Management. 112766. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112766.

You, Z., Zhang, L., Pan, S., Chiang, P., Pei, S., & Zhang, S. (2019). Performance evaluation of modified bioretention systems with alkaline solid wastes for enhanced nutrient removal from stormwater runoff. Water Research. 61–73. doi: 10.1016/j.watres.2019.05.105.

Zhang, W., Sang, M., Sun, H., Che, W., & Li, J. (2021). Influence of rainfall on the performance of bioretention systems modified with activated carbon and biochar. Journal of Hydro-Environment Research. doi: 10.1016/j.jher.2021.06.001.

Zinger, Y., Blecken, G., Fletcher, T. D., Viklander, M., & Deletic, A. (2013). Optimising nitrogen removal in existing stormwater biofilters: Benefits and tradeoffs of a retrofitted saturated zone. Ecological Engineering. 75–82. doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.12.007.

# 3. BIORRETENÇÃO E RESERVATÓRIO DE ARMAZENAMENTO DE ÁGUA DA CHUVA COMO ALTERNATIVA PARA RESILIENCIA ÀS MUDANÇAS CLIMATICAS EM ESCALA DE LOTE

Resumo: Sistemas de biorretenção proporcionam redução em vazões de pico e aumento no tempo de concentração, diminuindo os riscos de inundações e alagamentos. Embora seja um sistema reconhecido pela eficiência na retenção do escoamento na fonte e por proporcionar retenção de poluentes, poucos estudos abordam a utilização de reservatórios acoplado a sistemas de biorretenção como uma alternativa para aumentar a segurança hídrica a nível local. Este estudo tem como objetivo analisar o comportamento de sistemas com reservatório montante (RM) e jusante (RJ) de biorretenção e identificar o número de dias com água disponível para uso não potável (ADUNP) sob cenários de mudanças climáticas. Foram simulados três valores de área de telhado (At =100 m<sup>2</sup>, At = 200 m<sup>2</sup> e At = 250 m<sup>2</sup>) e cinco diferentes capacidades de reservação ( $CR = 1 \text{ m}^3$ ,  $CR = 2 \text{ m}^3$ ,  $CR = 3 \text{ m}^3$ ,  $CR = 5\text{m}^3$  e CR = 10 $m^3$ ). Para simular o fluxo de água na biorretenção, utilizou-se um modelo quantitativo em biofiltros para águas urbanas. O modelo foi ajustado para considerar a dinâmica de reservatório e uma demanda diária para fins não potáveis. Para a simulação dos eventos de chuva, utilizouse a série de precipitação obtida pelo modelo climático regional RCM Eta-HadGEM2-ES para os cenários do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) RCP 4.5 e RCP 8.5 para cidade de São Carlos/SP. O volume de água disponível para uso anual em RM e RJ foram iguais. Os sistemas apresentaram grandes perdas por extravasamento. Para sistemas com RM as perdas tiveram maior predominância por extravasamentos no reservatório de aproveitamento, enquanto que sistemas com RJ as maiores perdas ocorreram por extravasamentos na camada alagável da biorretenção e no reservatório de aproveitamento. A área de captação mostrou ser um fator determinante para garantir disponibilidade de água. Para o período seco e At de 100 m<sup>2</sup>, o número de dias com água disponível, considerando CR máxima foi de aproximadamente dez dias para RCP 4.5 e RCP 8.5. Para At de 200 m<sup>2</sup> e 250 m<sup>2</sup> e CR de 10 m<sup>3</sup> no mês mais seco durante o período seco o sistema proporcionou volume para suprir a demanda de 20 dias (RCP 4.5) e 15 dias (RCP 8.5). A biorretenção com reservatório de armazenamento mostrou garantir maior segurança hídrica a nível local sob os cenários de mudanças climáticas, além de ser uma boa alternativa para diminuir a sobrecarga da rede de drenagem urbana.

Palavras-chave: Mudanças climáticas. Escoamento superficial. Biorretenção. Segurança Hídrica.

Abstract: Bioretention systems provide a reduction in peak flows and an increase in concentration time, reducing the risk of flooding. Although it is a system recognized for its efficiency in retaining runoff at the source and for providing retention of pollutants, few studies address the use of reservoirs coupled to bioretention systems as an alternative to increase water security at a local level. This study aims to analyze the behavior of systems with upstream (RM) and downstream (RJ) bioretention reservoirs and identify the number of days with water available for non-potable use (ADUNP) under climate change scenarios. Three roof area values were simulated (At =100 m<sup>2</sup>, At = 200 m<sup>2</sup> and At = 250 m<sup>2</sup>) and five different storage capacities  $(CR = 1 m^3, CR = 2 m^3, CR = 3 m^3, CR = 5 m^3 and CR = 10 m^3)$ . To simulate the water flow in bioretention, a quantitative model in biofilters for urban water was used. The model was adjusted to consider reservoir dynamics and daily demand for non-potable purposes. For the simulation of rainfall events, we used the precipitation series obtained by the regional climate model RCM Eta-HadGEM2-ES for the scenarios of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) RCP 4.5 and RCP 8.5 for the city of São Carlos/SP. The volume of water available for annual use in RM and RJ is equal. The systems showed large leakage losses. For systems with RM, the losses were more predominant due to overflows in the reuse reservoir, while for systems with RJ the greatest losses occurred due to overflows in the pond layer of the bioretention and in the reuse reservoir. The catchment area proved to be a determining factor in ensuring water availability. For the dry period and At 100 m<sup>2</sup>, the number of days with available water, considering maximum CR, was approximately 10 days for RCP 4.5 and RCP 8.5. For At 200 m<sup>2</sup> and 250 m<sup>2</sup> and CR of 10 m<sup>3</sup> in the driest month during the dry period, the system provided volume to supply the demand of 20 days (RCP 4.5) and 15 days (RCP 8.5). Bioretention with storage reservoir has been shown to guarantee greater water security at a local level under climate change scenarios, in addition to being a good alternative to reduce the overload of the urban drainage network.

Keywords: Climate change. Surface runoff. Bioretention. Water Security.

# 3.1 INTRODUÇÃO

O crescimento demográfico atrelado as atividades industriais têm causado grandes impactos sob os sistemas naturais. Como exemplo de impactos decorrentes de atividades desse crescimento, pode-se citar a emissão de Gases de Efeito Estufa - GEE. A emissão descontrolada de GEE na atmosfera é considerada a principal causa das mudanças no clima nos últimos anos (Marengo et al. 2013, IPCC 2014). Estudos apontam que eventos climáticos extremos como as secas e precipitações extremas se tornarão cada vez mais frequentes e intensos, caso as emissões de gases de efeito estufa não diminuam e a temperatura média do planeta continue aumentando nos próximos anos (IPCC 2014, Ali et al. 2019). Marengo et al. (2013) avaliaram as mudanças observadas e projetadas nos extremos de chuvas na Região Metropolitana de São Paulo – RMSP. De acordo com o estudo, a RMSP tende a ter chuvas mais concentradas e um aumento no número de dias secos antecedentes às chuvas, principalmente entre 2041 e 2100. Isso significa que as chuvas que antes ocorriam distribuídas ao longo de um mês poderão ocorrer de forma concentrada em menos dias.

No Brasil, os estados do Paraná, São Paulo, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Goiás receberam, em maio de 2021, um alerta de emergência hídrica para o período de junho a setembro de 2021. O alerta foi emitido pelo Sistema Nacional de Meteorologia (SNM), coordenado pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) com a participação de outros institutos e órgãos federais ligados a meteorologia. A nota emitida pelo SNM mostra um déficit de precipitação na bacia do rio Paraná para o período de outubro de 2019 a abril de 2021, com exceção apenas dos meses de dezembro/2019, agosto/2020 e janeiro/2021(SNM 2021).

Historicamente, a ocorrência de eventos extremos tem proporcionado desafios à sociedade (Mukherjee et al. 2018). Chuvas extremas combinadas com a falta de planejamento urbano resultam em inundações, deslizamentos, mortes e prejuízos econômicos à sociedade (Eden et al. 2018). Já os eventos de seca exercem pressão sobre a segurança alimentar e sobre o desenvolvimento de uma região, uma vez que a falta de chuva provoca escassez dos recursos naturais, principalmente dos recursos hídricos (Ahmed 2020).

Atualmente, os sistemas de abastecimento de água potável, coleta, tratamento de esgoto e sistemas de drenagem urbana são constituídos por infraestruturas em grande escala que são gerenciadas de forma centralizada e projetadas para fornecer serviços de custo baixo e confiáveis a população (Sitzenfrei et al. 2013). Esse sistema de gestão tem sido incapaz de evitar conflitos e tensões ecológicas, econômicas e culturais, fato que levou os pesquisadores à questionarem se esse seria o sistema de gestão mais adequado frente aos novos desafios provocados pelos extremos climáticos e o crescimento populacional (Marlow et al. 2013, Rabaey et al. 2020). Embora existam esforços para aumentar a eficiência dos sistemas centralizados, Larsen et al. (2016) alertam para a necessidade de investir em soluções alternativas adaptadas localmente para alcançar a segurança da água, como a gestão integrada dos recursos hídricos, gestão adaptativa e abordagens baseadas em ecossistemas.

Nos últimos anos, uma nova abordagem mais sustentável, participativa e integrada dos recursos hídricos surgiu como uma alternativa para a gestão mais sensível da água (Marlow et al. 2013). A nova abordagem tem como propósito mudar o caráter linear da gestão das águas para uma opção mais cíclica onde o abastecimento, a drenagem e os ecossistemas são tratados como parte do mesmo sistema, tentando aproximar-se do fluxo natural da água (Liu & Jensen 2018). A biorretenção é uma das práticas que integra os Sistema de Drenagem Sustentável (SuDS). Esses sistemas geralmente são constituídos por três camadas, sendo a primeira camada a ser atingida pelo escoamento a vegetação, posteriormente uma camada de filtração e por fim uma camada de drenagem (Vijayaraghavan et al. 2021). Os sistemas de biorretenção são facilmente integrados às paisagens e oferecem benefícios como o amortecimento da vazão de pico e a melhora da qualidade do escoamento superficial (Li & Davis 2016, Winston et al. 2016, de Macedo et al. 2019, Lee & Gil 2020). Enquanto que os reservatórios são estruturas utilizadas de modo integrado a uma área de captação para o aproveitamento da água (Richards et al. 2021). Sendo assim, este trabalho propõe a utilização de reservatório de água acoplado a sistema de biorretenção como alternativa para reduzir vazões de pico e reter uma parcela do escoamento do telhado para o aproveitamento da água para fins não potáveis.

Neste trabalho foi realizada a simulação de um período climático seco e de um período chuvoso por meio de uma série de precipitação gerada pelo modelo climático regional-RCM Eta-HadGEM2-ES para os cenários do IPCC RCP 4.5 e RCP 8.5. A dinâmica do reservatório foi simulada em duas configurações de projeto: (i) Reservatório a Montante (RM) e (ii) Reservatório a Jusante (RJ) da biorretenção. Para cada configuração foram simuladas diferentes áreas de telhado e volumes de reservação com o objetivo de quantificar o número de dias com água disponível para uso não potável para uma família com três pessoas ao longo dos meses para os dez anos mais secos e chuvosos. Uma análise sobre a configuração de RM e RJ da biorretenção também foi realizada.

# 3.2 METODOLOGIA

O desenvolvimento do trabalho ocorreu em quatro etapas sequenciais. Na primeira etapa foram realizados experimentos quantitativos em uma biorretenção de escala reduzida, posteriormente os dados obtidos nos experimentos foram utilizados na etapa de calibração e validação do modelo de quantidade utilizado para as simulações. Na terceira etapa uma dinâmica de reservatório foi desenvolvida e adicionada ao modelo e por fim foram realizadas as simulações com as séries de precipitação corrigidas por Lago et al. (submetido) para os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5.

# 3.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no município de São Carlos na Universidade de São Paulo (USP), no Campus I, onde a biorretenção de escala reduzida está construída. O município de São Carlos localiza-se no interior do estado de São Paulo, na região Centro – Leste entre as altitudes médias de 800 e 1,000 metros. O clima da região de acordo com a classificação climática de Köppen e Geiger é subtropical, com inverno seco e verão chuvoso (Cwa) (EMBRAPA, 2020). A precipitação anual acumulada do município, considerando as médias mensais entre os anos de 1981 a 2010 foi de 1,558.3 mm. E, a temperatura mínima e máxima normal anual (considerando as médias mensais para o mesmo período de análise da precipitação), foi de 16.1°C e de 26.9°C, respectivamente (INMET, 2018).

#### 3.2.2 Biorretenção de escala reduzida

A biorretenção de escala reduzida (Figura 3.1) foi construída e instalada no Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR) da USP e foi construída em escala 1:2 com uma biorretenção em escala real. Os experimentos aconteceram considerando uma chuva com tempo de retorno (TR) de 5 anos e 50 anos, a duração do escoamento de entrada foi de 30 minutos. Para a realização dos experimentos, a precipitação equivalente a um evento com TR de 5 anos e 60 anos foi considerada para representar o escoamento de entrada de uma área de captação de 94 m<sup>2</sup>, sendo essa vazão de 0.4 L/s para TR de 5 anos e de 0.63 L/s para TR de 50 anos. Para o cálculo das vazões de entrada utilizou-se o método de escala reduzida proposto por Macedo et al., (2018). Durante os experimentos, o recalque da água desde o reservatório até a entrada da biorretenção aconteceu por meio de uma bomba hidráulica submersa (BCS-S1 1/6 cv) com vazão constante de acordo com o TR da chuva simulada. Foram monitorados o volume de saída do sistema e o nível de água na zona alagável. A vazão de saída do sistema foi calculada por meio do método volumétrico.





A biorretenção construída em escala de laboratório (Figura 3.1) possui camadas de filtração, de transição e de drenagem, além de uma camada de alagamento situada imediatamente acima da camada de filtração. Cada camada constitui-se por material e altura diferente, a camada de alagamento é formada por paredes de proteção e possui 0.3 metros de altura. A camada de filtração constitui-se de areia grossa proporção 4:1 com solo natural e altura de 0.3 m, a camada de transição constitui-se de brita especial com granulometria intermediária entre brita n.3 e areia grossa misturada e a última camada, denominada de camada de drenagem constitui-se de brita n.3 e possui 0.15 metros de altura com tubulação de descarga com diâmetro de 32 mm.

#### 3.2.3 Modelo de quantidade

Para modelar o fluxo quantitativo do escoamento na biorretenção utilizou-se o modelo hidrológico proposto por Shen et al. (2018). O modelo proposto por Shen et al. (2018) é constituído por dois módulos sendo um de quantidade e outro de qualidade. Nessa pesquisa apenas o módulo de quantidade é aplicado. O modelo possui uma abordagem "três tanques" sendo cada "tanque" uma zona da biorretenção. A Eq. (3.1), Eq. (3.2) e Eq. (3.3) representam, respectivamente, os fluxos na zona alagável (ZA), zona insaturada (ZI) e camada saturada (ZS). Na Tabela 3.1 estão descritas as variáveis envolvidas na modelagem da biorretenção.

$$\frac{\partial S_{ZA}}{\partial t} = Q_{in\_biorretenção}{}^{t} + Q_{rain\_biorretenção}{}^{t} - Q_{over\_B}{}^{t} - Q_{inf,p}{}^{t} - Q_{pf}{}^{t}$$
$$\frac{\partial S_{ZI}}{\partial t} = Q_{pf}^{t} + Q_{hc}^{t} - Q_{et,ZI}^{t} - Q_{fs}^{t}$$
Eq. (3.2)

$$\frac{\partial S_{ZS}}{\partial t} = Q_{fs}^{t} - Q_{hc}^{t} - Q_{et,ZS}^{t} - Q_{pipe}^{t} - Q_{inf,ZS}^{t}$$
 Eq. (3.3)

# 3.2.4 Calibração e Validação do modelo

O modelo foi calibrado com eventos de chuva simuladas na biorretenção de escala reduzida. A calibração dos parâmetros foi realizada com três eventos de precipitação simulados com TR de 5 anos e duração de 30 minutos. A validação dos eventos foi realizada com um evento de TR de 50 anos e duração de 30 minutos.

Para a calibração do modelo utilizou-se o critério Eficiência Nash-Sutcliffe (NSE), Eq. (3.4). O NSE varia entre -∞ e um e seu valor ideal é um.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=0}^{N} (O_i - M_i)^2}{\sum_{i=0}^{N} (O_i - Om_i)^2}$$
 Eq. (3.4)

Utilizou-se um calibrador automático desenvolvido por Macedo (2020) por meio da biblioteca *Distributed Evolutionary Algorithms* no Python - DEAP 1.3.1 que utiliza algoritmos genéticos. Os parâmetros foram calibrados utilizando como função objetivo o NSE médio, obtido por meio do NSE da altura de água observada na zona alagável  $(h_{pz}^{i})$  e o NSE correspondente a vazão de saída pelo dreno da biorretenção  $(Q_{pipe}^{i})$ . Os parâmetros calibrados foram coeficiente de evapotranspiração das plantas (Kc), coeficiente de condutividade hidráulica do solo (Ks) (m/s), ponto higroscópico (sh), ponto de murcha (sw), capacidade de campo (sfc), saturação limite para as plantas atingirem a ET (ss) e coeficiente de descarga do tubo (Cd). O coeficiente de condutividade hidráulica do solo circundante ( $K_f$ ) não foi calibrado devido à biorretenção deste estudo conter paredes impermeabilizadas.

O desempenho do modelo foi avaliado por meio do índice de Eficiência Nash-Sutcliffe (NSE) e pela Porcentagem Bias para a Calibração (PBIAS), conforme a Eq. (3.5). A Tabela 3.1 descreve as variáveis envolvidas no cálculo do NSE e da PBIAS.

$$PBIAS = 100 * \frac{\sum_{i=0}^{N} (M_i - O_i)}{O_i}$$
 Eq. (3.5)

O índice PBIAS varia entre zero e 100, sendo o valor ideal zero. Valores de positivos de PBIAS indicam subestimação no modelo, enquanto valores negativos indicam uma superestimação.

# 3.2.5 Cenários de Mudanças Climáticas e correção dos dados de precipitação

Para simular eventos futuros considerando a concentração de gases responsáveis pelo efeito estufa na atmosfera, utilizou-se dois cenários propostos pelo Quinto Relatório de Avaliação (AR5) do Painel Intergovernamental das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (IPCC): (i) RCP 4.5 e (ii) RCP 8.5.

Os dados de precipitação foram gerados a partir do Modelo Climático Global (GCM) HadGEM2-ES. Os dados foram regionalizados para a cidade de São Carlos (SP) por meio da plataforma PROJETA do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CPTEC/ INPE) (Chou et al., 2014a, 2014b; Lyra et al., 2018). O Modelo Climático Regional - RCM foi gerado com resolução de cinco quilômetros e com frequência diária.

O ajuste dos dados de precipitação utilizados foi realizado por Lago et al. (submetido). Para o ajuste do viés Lago et al. (submetido) utilizou o método *Daily Bias Correction* (DBC) (Mpelasoka; Chiew, 2009) que corresponde à combinação de dois métodos estatísticos de redução de escala, sendo eles o método de Intensidade Local (LOCI) (Schmidli et al., 2007) e o método de Tradução Diária (TD) (Mpelasoka; Chiew, 2009). O método LOCI compensa os vieses de acordo com a frequência de dias úmidos e com a intensidade de precipitação diária RCM, dessa forma para uma série histórica de precipitação diária observada com n dias úmidos, um valor de limite igual à maior lâmina de precipitação correspondente é definido considerando o mesmo período da série modelada (Schmidli et al. 2006). Os valores abaixo da lâmina de precipitação correspondente ao número de dias úmidos são considerados pelo LOCI como ruídos e, portanto, definidos como zero para a série histórica e série modelada. Depois de corrigir os vieses, as lâminas correspondentes à precipitação simulada são redimensionadas, de forma proporcional, para manter a média histórica observada e simulada.

Depois de aplicar o método LOCI, o método TD foi aplicado por Lago et al. (submetido), para garantir uma boa correção aos dados RCM. Este método permite determinar um fator de multiplicação ( $f_i$ ) (Eq. (3.6) correspondente a valores observados de mesmo percentil. No caso deste estudo, os dados foram separados em valores de mesma permilagem, pois havia uma preocupação com relação a baixa quantidade de eventos extremos, já que os percentis continham muitos dias úmidos. A Tabela 3.1 descreve as variáveis envolvidas na aplicação do método de tradução diária.

$$f_i = \frac{D_{O-i}}{D_{RCM-i}}$$
 Eq. (3.6)

A calibração dos dados de precipitação diária ocorreu por meio da série histórica de precipitação diária observada disponível para a Cidade de São Carlos no período de 1960 a 1979 no endereço eletrônico do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Para a validação Lago et al. (submetido) utilizou-se a série histórica correspondente ao período de 1981-2001. A performance dos modelos climáticos corrigidos pode ser visualizada em Lago et al. (submetido).

O histórico observado (1981-2001) e os cenários futuros projetados para todos os RCMs foram desagregados para resolução temporal diária de 5 min. Para a desagregação da chuva, Lago et al. (submetido) utilizou o método de Pulso retangular de Bartlett-Lewis com procedimento de ajuste, por meio do pacote Hyetos Minute (Kossieris et al. 2018)(KOSSIERIS et al., 2018) (Rodriguez-Iturbe et al. 1987, Rodriquez-Iturbe et al. 1988, Kossieris et al. 2018) e para a desagregação estimou sete parâmetros. Cinco anos de séries de precipitação (2013 a 2018), com resolução de 5 minutos registrados no *campus* da USP de São Carlos, foram utilizados para calibrar os parâmetros de acordo com a média, log 1 da variância e covariância e proporção de células secas da série Lago et al. (submetido). Mais informações sobre o método de desagregação de Bartlett-Lewis podem ser encontrados em (Kossieris et al., 2018).

# 3.2.6 Captação da água da chuva

Duas condições de reservação foram simuladas (i) reservatório a montante (RM) e (ii) reservatório a jusante (RJ) da biorretenção (Figura 3.2). Para a situação (i) a água que escoada sob o telhado é direcionada para o reservatório até atingir a capacidade útil de reservação, nestas condições todo volume de água excedente é direcionado para a biorretenção. Para a situação (ii) a água que escoa é direcionada para biorretenção e após atravessar o sistema é encaminhada para o reservatório.



Figura 3.2 - Esquema com reservatório a montante e reservatório a jusante da biorretenção.

A simulação ocorreu de forma continua com intervalo de tempo de 5 min. Para calcular a vazão escoada sob o telhado durante os eventos de chuva aplicou-se o método racional. Para a simulação, considerou-se diferentes tamanhos de área de telhado (At), sendo elas: At de 100  $m^2$ , 200  $m^2$  e 250  $m^2$ .

Para contabilizar a perda de água provocada por evaporação, infiltração, vazamento e derramamento na superfície do telhado, considera-se  $C_e$  como 0.8 (Khastagir & Jayasuriya 2010). Embora ocorra melhoria da qualidade do escoamento ao descartar os primeiros milímetros escoados sob uma superfície, principalmente no primeiro evento após um período seco, neste trabalho esta parcela não é descontada, pois a simulação ocorre de modo continuo e, além disso, os dados de chuva encontram-se distribuídos a cada cinco minutos durante um longo intervalo de tempo, o que dificulta identificar o número de eventos e quando um evento é iniciado.

## 3.2.7 Dinâmica do reservatório

A dinâmica de um reservatório é adicionada ao modelo de quantidade desenvolvido por Shen et al., 2018 e diferentes volumes comerciais, disponíveis no mercado, são testados para as condições (i) RM e (ii) RJ. As capacidades ( $C_R$ ) simuladas são: reservatório de 1 m<sup>3</sup>, 2 m<sup>3</sup>, 3 m<sup>3</sup>, 5 m<sup>3</sup> e 10 m<sup>3</sup>. A dinâmica do reservatório é apresentada na Eq. (3.7) e Eq. (3.8). Na Tabela 3.1 estão descritas as variáveis envolvidas na dinâmica do reservatório.

$$S_{ARM} = S_R^t - D_d$$
 Eq. (3.7)

$$S_R^t = S_{ARM}^{t-1} + V_{in\_reservatorio\_diario}$$

Onde:

 $S_{ARM}$  = Volume de água armazenado ao final de um dia (L);  $S_{ARM}^{t-1}$  = Volume de água armazenado ao final do dia anterior (L);  $D_d$  = Demanda diária de água não potável (L);  $V_{in\_reservatorio\_diario}$  = Volume total escoado para o reservatório ao longo de um dia (L);  $S_R^t$  = Volume armazenado em um dia (L).

Como condição de funcionamento foi estabelecido que se  $S_R^t > C_R$  o volume de água armazenado no final do dia ( $S_{ARM}$ ) será igual  $C_R$ , assim o volume correspondente a diferença irá para a biorretenção quando o reservatório estiver a montante e para o sistema de drenagem quando o reservatório estiver a jusante da biorretenção. Além disso, é estabelecido que se  $S_{ARM} < D_d$ , a demanda é zero. O balanço de massa diário do reservatório ( $\Delta V_{Reservatorio}$ ) é obtido a partir da Eq. (3.9).

$$\Delta V_{Reservatorio} = V_{in\_reservatorio\_diario} - D_d - V_{over\_R}$$
 Eq. (3.9)

O balanço de massa de todo o sistema (biorretenção + reservatório), é obtido pela Eq. (3.10) para RM e pela Eq. (3.11) para RJ.

$$\Delta V_{sistema\_RM} = V_{in\_telhado}{}^{t} + V_{rain\_biorretenção}{}^{t} - D_{d} - V_{over\_B}{}^{t} - V_{et}{}^{t} - V_{pipe}{}^{t} - V_{inf,p}{}^{t}$$
Eq. (3.10)

$$\Delta V_{sistema_RJ} = V_{in\_biorretenção}^{t} + V_{rain\_biorretenção}^{t} - V_{over\_B}^{t} - V_{et}^{t} - V_{inf,p}^{t} - D_d - V_{over\_R}^{t}$$
Eq. (3.11)

A demanda diária para uso não potável foi estabelecida considerando a proporção aproximada dos usos da água em uma residência. Os usos da água em uma residência são subdivididos em: 35% para higiene pessoal, 30% para descarga de vaso sanitário, 20% lavagem de roupas, 10% para cozinhar e beber e 5% para limpeza (COLLISCHONN & DORNELLES 2013). O somatório (55%) correspondente ao percentual do uso para descarga de vaso sanitário, lavagem de roupas e limpeza, considerados usos não potáveis, foi multiplicado pelo consumo

Eq. (3.8)

per capita de 233.10 L/hab.dia da cidade de São Carlos (SNIS, 2019). Além disso, foi considerado o número de três habitantes por residência, referente à média de moradores em domicílios particulares no Brasil, conforme o censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2011). Sendo, portanto, a demanda total diária não potável de aproximadamente 385 L/dia para uma família.

Para simulação do reservatório foi considerada uma manutenção anual, momento em que o reservatório é esvaziado para limpeza. Neste estudo a limpeza ocorre no último dia do ano, independentemente da quantidade de água do reservatório neste dia. Os códigos utilizados para simulação de <u>RM</u> e <u>RJ</u> estão disponível no GitHub.

No que se refere a biorretenção simulada, esta apresenta as mesmas características construtivas biorretenção de escala reduzida, apresentada na Figura 3.1. Apenas a área que era de  $1.5 \text{ m}^2$  passou para 2 m<sup>2</sup> e o diâmetro do dreno passou de 32 mm para 50 mm.

## 3.2.8 Volume Retido no Lote (VRL)

O percentual referente ao volume anual retido lote foi calculado. Esse volume é calculado em função do escoamento de entrada e saída do sistema. A Eq. (3.12) representa o percentual volume anual retido no lote para as configurações RM e RJ.

$$VRL = \left(1 - \frac{V_{in\_telhado} - V_{reservado} + V_{armazado\_B}}{V_{in\_telhado}}\right) * 100$$
Eq. (3.12)

Tabela 3.1 – Lista de variáveis			
Nome	Descrição	Unidade de	
		medida (S.I)	
Modelo quantitativo biof	iltros – Eq. (3.1) a Eq. (3.7)		
$A_p$	Área superficial da biorretenção	m	
A <sub>pipe</sub>	Área do orifício	$m^2$	
$C_d$	Coeficiente de descarga do orifício	-	
ET <sub>0</sub>	Evapotranspiração de referência diária	mm/dia	
g	Aceleração da gravidade	$m/s^2$	
$h_{ZA}$	Lâmina na zona alagável	m	
h <sub>ZS</sub>	Lâmina na zona saturada	m	
$h_{pipe}$	Altura do registro de saída relação ao solo da zona	m	
	saturada		
K <sub>c</sub>	Coeficiente de evapotranspiração das plantas	-	
n <sub>ZI</sub>	Porosidade na camada de filtração	-	
n <sub>ZS</sub>	Porosidade na camada de drenagem	-	
$P_{v}$	Altura mínima do vertedor	m	
$Q_{hc}$	Fluxo de capilaridade	$m^3/s$	

$Q_{et,ZI}$	Fluxo de evapotranspiração das plantas na zona insaturada	m <sup>3</sup> /s
$Q_{et,ZS}$	Fluxo de evapotranspiração das plantas na zona saturada	$m^3/s$
$\theta_{fc}$	Fluxo de infiltração da ZI para ZS	$m^3/s$
Qin hiermetereze	Fluxo de entrada na biorretenção	$m^3/s$
$Q_{inf,ZS}$	Fluxo infiltrado para o solo de fundo circundante	$m^3/s$
$Q_{inf,p}$	Fluxo infiltrado para o solo lateral circundante	$m^3/s$
$Q_{over\_B}$	Fluxo de extravasado na camada alagável da biorretenção	m <sup>3</sup> /s
0 <sub>m</sub> f	Fluxo que infiltra para ZI	$m^3/s$
$\langle p \rangle$	Fluxo pelo dreno de saída	$m^3/s$
Qpipe	Fluxo referente a pareala da abuva sob a	$m^3/c$
Qrain_biorretenção	Fluxo reference a parcera de chuva sob a	III /S
ς	Saturação limite para as plantas atingirem a FT	_
s t	Grau de saturação inteira	-
St	Ponto de murcha	-
S <sub>W</sub>	Parcela de água na zona alagável	- T
S <sub>ZA</sub>	Parcela armazenada na zona insaturada	L
S <sub>ZI</sub>	Parcela armazenada na zona saturada	L I
JZS	i arceia armazenada na zona saturada	L
Calibração e validação do	modelo de biofiltros – Ea. (3.8) a Ea. (3.9)	
M:	Resultados modelados	m³/min
N	Número de comparações realizadas entre os	_
	valores observados e os valores modelados	
NSE	Eficiência Nash-Sutcliffe	-
0;	Resultados observados	m³/min
$Om_i$	Média dos valores observados	m <sup>3</sup> /min
PBIAS	Porcentagem Bias para a Calibração	%
-		
Correção de viés – Métod	o TD - Eq. (3.10)	
$D_{O-i}$	Precipitação diária observada	mm
$D_{RCM-i}$	Precipitação diária simulada	mm
$f_i$	Fator de multiplicação	-
Dinâmica do reservatório	– Eq. (3.11) a Eq. (3.15)	
$C_{P}$	Capacidade de reservação	m <sup>3</sup>
$D_d$	Demanda diária de água não potável	L
SARM	Volume de água armazenado ao final de um dia	L
$S_{ABM}^{t-1}$	Volume de água armazenado ao final do dia	L
	anterior	
$S_{\rm P}^t$	Volume armazenado em um dia	L
$V_{ot}$	Volume evapotranspirado pelas plantas em um dia	L
Vin reservatorio diario	Volume total escoado para o reservatório ao longo	Ē
	de um dia	
Vin telhado	Volume total escoado no telhado em um dia	L
V <sub>inf.n</sub>	Volume infiltrado no solo circundante em um dia	L
40.00		

V <sub>over_B</sub>	Volume extravasado na camada alagável da	L
	biorretenção em um dia	
V <sub>over R</sub>	Volume total extravasado no reservatório em um	L
	dia	
$V_{pipe}$	Volume escoado pelo dreno de saída em um dia	L
V <sub>rain_biorretenção</sub>	Volume referente a parcela de chuva sob a	L
	biorretenção em um dia	
Volume retido no lote – E	q. (3.16)	
V <sub>armazenado_B</sub>	Volume anual armazenado na biorretenção	L
V <sub>in_telhado</sub>	Volume total escoado no telhado em um ano	L
V <sub>reservado</sub>	Volume anual disponível para uso não potável	L

#### 3.3 **RESULTADOS**

#### 3.3.1 Calibração e Validação do modelo

As características dos eventos utilizados na etapa de calibração do modelo podem ser visualizadas na Figura 3.3. O evento ev 03 foi utilizado para aquecer o modelo. O valor final do NSE médio para calibração da biorretenção de escala reduzida foi de 0.74.

Figura 3.3 - Altura na camada alagável e vazão de entrada (Qin) e de saída do sistema (Qpipe) observados nos eventos ev01, ev02 e ev03 simulados com TR= 5 anos.



Para a validação o valor de NSE médio foi de 0.87 demonstrando um bom desempenho do modelo (MORIASI et al., 2007). O índice PBIAS também foi calculado para etapa de validação, sendo seu valor médio de 5.45 indicando maior tendencia de subestimação do modelo. Ao observar separadamente os valores de PBIAS para Q<sub>pipe</sub><sup>i</sup> e h<sub>pz</sub><sup>i</sup> de 14.17 e -3.28, respectivamente, nota-se que a tendência do PBIAS médio se deve ao comportamento da modelagem de Qpipe. A Figura 3.4 apresenta a altura de água observada e modelada na ZA, o hidrograma de saída pelo dreno principal e o hidrograma de extravasamento da camada alagável.



Figura 3.4 - Validação do modelo com evento de TR = 50 anos e duração de 30 minutos.

O modelo apresentou bom desempenho ao considerar  $Q_{pipe}^{i}$  e h<sub>ZA</sub><sup>i</sup> (Figura 3.4), porém é possível observar que o mesmo não ocorreu para os valores de  $Q_{over}^{i}$ . Outros experimentos com TR de 50 anos, ou eventos que provoquem extravasamento na zona alagável devem ser monitorados para investigar o comportamento de  $Q_{over}^{i}$  modelado.

5

0 25

50

75 100 125 Tempo (minutos) 150

175 200

#### 3.3.2 Cenários de mudanças climáticas

0.05

10

20

30 40 Tempo (minutos) 50

60

A série de precipitação utilizada demostra períodos secos e chuvosos bem definidos para os próximos anos em São Carlos. A Figura 3.5 apresenta a Média Móvel calculada com a precipitação anual e intervalo de 20 anos, para o RCM HadGEM2-ES corrigido por Lago et al. (submetido). Para a simulação da precipitação deste estudo optou-se por utilizar os dados corridos para o RCM HadGEM2-ES, por este apresentar a melhor resolução espacial e os menores valores de média móvel para precipitação, para representar um clima mais seco. Para selecionar o período seco e chuvoso de cada cenário para RCM HadGEM2-ES, utilizou-se a média móvel do período de 2006 a 2025. Ao observar os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, pode-se verificar que a previsão da precipitação futura para a cidade de São Carlos – SP é abaixo da média histórica observada entre 1981-2000, em ambos os cenários, mesmo nos anos mais chuvosos. Sendo assim, para representar o período chuvoso, selecionou-se os anos em que a precipitação é mais próxima da média histórica. Para o período seco foi selecionado o período

que abrange os anos com menor precipitação anual. Definiu-se, portanto, para RCP 4.5 como período seco 2026-2035 e período chuvoso 2049-2058 e para RCP 8.5 período seco 2032-2041 e período chuvoso 2047-2056 (Figura 3.5).



Figura 3.5 - Média móvel de 20 anos para a precipitação corrigida para HadGEM2-ES para RCP 4.5 e RCP 8.5.

#### 3.3.3 Comportamento dos sistemas RM e RJ

A Figura 3.6 e Figura 3.7 apresentam os diagramas de caixa construídos com os resultados obtidos para o RM e RJ da biorretenção para o período seco e chuvoso (RCP 4.5 e RCP 8.5), considerando as diferentes áreas de telhado e capacidade de reservação dos reservatórios. No diagrama é possível observar a mediana dos volumes anuais referentes as principais variáveis envolvidas em cada sistema.

### 3.3.3.1 Reservatório a Montante da Biorretenção (RM)

Para a RM, a água que escoa sob o telhado é direcionada para o reservatório de aproveitamento até atingir a capacidade máxima de reservação Figura 3.2. Quando a capacidade máxima é atingida o escoamento é direcionado para a biorretenção de 2m<sup>2</sup>. Na biorretenção a parcela de água que extravasa (V\_over\_B) e que escoa pelo dreno principal (V\_pipe) são direcionadas para a rede de drenagem. A Figura 3.6 apresenta os resultados para as simulações de RM.



Figura 3.6 - Comportamento das principais variáveis envolvidas no sistema RM.

Ao observar a variável V\_reservado, que se refere a quantidade de água disponível para uso não potável, pode-se verificar há uma diferença nos valores de mediana para área de captação de 100 m<sup>2</sup> para 200m<sup>2</sup> e 250m<sup>2</sup>. Porém, ao observar a mediana do volume disponível para At de 200 m<sup>2</sup> para 250m<sup>2</sup>, estas parecem semelhantes em todos os cenários simulados, devendo ser analisadas por teste estatístico para melhor compreensão. No que se refere a capacidade de reservação CR, foi possível visualizar na Figura 3.6 e Figura 3.7, que ao aumentar o volume de reservação há um aumento na quantidade de água disponível para uso.

Na Figura 3.6 pode-se notar grandes volumes de água direcionados para a biorretenção, sendo as maiores medianas observadas para At de 200 m<sup>2</sup> e 250 m<sup>2</sup>. De acordo com a variável Vin\_biorretenção na Figura 3.6, a configuração de projeto que apresentou as menores perdas por extravasamento no reservatório de aproveitamento, em RM, foi At de 100 m<sup>2</sup> e CR de 10 m<sup>3</sup>, enquanto que as maiores perdas ocorreram para At de 250 m<sup>2</sup> e CR de 1 m3. No que se refere ao extravasamento na camada alagável, pode-se verificar na Figura 3.6 que At de 200 m<sup>2</sup> e de 250 m<sup>2</sup> proporcionaram extravasamentos para todas as condições de projeto simuladas em a.I, a. II, b.I e b.II.

Na Tabela 3.2 estão elencadas as condições de projeto que apresentaram mediana de Vin\_biorretenção superior a mediana de V\_reservado. Para a comparação apresentada na Tabela 3.2 foi considerada a mediana obtida para V\_reservado com CR de 10 m<sup>3</sup>, esse valor foi

comparado com todas as capacidades de reservação de Vin\_biorretenção e tem como finalidade mostrar as condições de projeto que tiveram mais perdas por extravasamentos do que volume reservado no reservatório considerando CR máxima.

	At=100	At=200	At = 250
a.I – Período Seco		$CR = 1 m^3, 2 m^3 e$	$CR = 1 m^3, 2 m^3,$
RCP 4.5 RM	-	3 m <sup>3</sup>	$3 \text{ m}^3$ , $5\text{m}^3 \text{ e } 10 \text{ m}^3$
a.II – Período Seco		$CR = 1 m^3, 2 m^3 e$	$CR = 1 m^3, 2 m^3,$
RCP 8.5 RM	-	3 m <sup>3</sup>	$3 \text{ m}^3$ , $5\text{m}^3 \text{ e } 10 \text{ m}^3$
b.I – Período Chuvoso		$CR = 1 m^3, 2 m^3,$	$CR = 1 m^3, 2 m^3,$
RCP 4.5 RM	-	$3 \text{ m}^3$ , $5\text{m}^3 \text{ e } 10 \text{ m}^3$	$3 \text{ m}^3$ , $5\text{m}^3 \text{ e } 10 \text{ m}^3$
b.II – Período		$CP = 1 m^3 a 2 m^3$	$CR = 1 m^3, 2 m^3,$
Chuvoso RCP 4.5 RM	-	$CK = 1 \text{ m}^2 \text{ e} 2 \text{ m}^2$	$3 m^3 e 5m^3$

Tabela 3.2 - Condições de projeto em que a mediana do volume que entra na biorretenção (Vin\_biorretenção) foi maior que o volume disponível para uso não potável (V\_reservado).

# 3.3.3.2 Reservatório a Jusante da Biorretenção (RJ)

Para configuração de projeto RJ, a água escoada sob o telhado é direcionada, em um primeiro momento, para a biorretenção. Na biorretenção, o volume escoado pode infiltrar pelas camadas até atingir o dreno principal e ser direcionada para o reservatório de aproveitamento, ou pode extravasar pelo vertedor localizado na camada alagável. Após passar pelo reservatório a água segue para a rede de drenagem, assim como a água extravasada na zona alagável. Na Figura 3.7 estão apresentados os resultados para as simulações de RJ.


Figura 3.7 - Comportamento das principais variáveis envolvidas no sistema RJ.

Para RJ pode-se observar valores de medianas iguais para V\_in\_biorretenção, V\_over\_B e V\_pipe ao se considerar diferentes valores de CR (Figura 3.7), isso ocorre porque o escoamento apenas atinge os reservatórios depois de passar pela biorretenção. A Figura 3.7 mostra que a principal variação da mediana para as variáveis envolvidas na biorretenção, citadas anteriormente, ocorreu em função do tamanho da área de captação. Os resultados mostram que quanto maior a área de captação, maiores são os volumes direcionados para a biorretenção, assim como maiores são os volumes extravasados e escoados pelo dreno principal. Conforme apresentado na Figura 3.7, áreas de captação de 100 m<sup>2</sup> tiveram valores de mediana para variável V\_over\_B próximas de zero, o que indica que as dimensões da área alagável simulada foram satisfatórias para impedir perdas por extravasamentos para esse tamanho de telhado.

A Tabela 3.3 apresenta as condições de projeto em que a mediana do volume extravasado no reservatório (Vover\_R) foi maior que o volume disponível (V\_reservado). Para a comparação apresentada na Tabela 3.3. utilizou-se para variável V\_reservado a CR de 10 m<sup>3</sup>, como para RM. Ao observar a Tabela 3.3, pode-se verificar que para RJ poucas condições de projeto apresentaram perdas por extravasamento no reservatório. Porém, esse resultado não indica que essa configuração proporcione maior disponibilidade de água nos reservatórios, pois deve-se considerar as perdas por extravasamentos na biorretenção, que parecem maiores em RJ ao comparar as medianas da variável V\_over\_B na Figura 3.6 e Figura 3.7.

	At=100	At=200	At = 250		
a.I – Período Seco	-	$CR = 1 m^3$	$CR = 1 m^3 e^2 m^3$		
RCP 4.5 RM					
a.II – Período Seco	-	$CR = 1 m^3$	$CR = 1 m^3 e^2 m^3$		
RCP 8.5 RM		CK – T III			
b.I – Período Chuvoso	-	$CR = 1 m^3, 2 m^3 e$	$CR = 1 m^3, 2 m^3,$		
RCP 4.5 RM		3 m <sup>3</sup>	$3 m^3 e 5m^3$		
b.II – Período	-	$CP = 1 m^3$	$CP = 1 m^3 a 2 m^3$		
Chuvoso RCP 4.5 RM			CK = 1  m + 2  m		

Tabela 3.3 - Condições de projeto em que a mediana do volume extravasado no reservatório (Vover\_R) foi maior que o volume disponível para uso não potável (V\_reservado).

#### 3.3.4 Análise Estatística

Os testes estatísticos foram realizados por meio da biblioteca *statistics* do python. Análises estatísticas foram realizadas com o objetivo de (i) identificar se existe diferença estatística no volume de água anual disponível para uso não potável ao comparar RM e RJ da biorretenção e ii) verificar se existe diferença estatística no volume de água disponível para uso ao comprar At 100 m<sup>2</sup> 200 m<sup>2</sup> e 250 m<sup>2</sup>. Como as condições de projeto a.I, a.II, b.I e b.II apresentam como diferença principal entre elas o período e a série de precipitação simulada, apenas um dos eventos foi utilizado para realizar as análises estatísticas das configurações de projeto. O evento sorteado para aplicação dos testes foi b.I e o nível de significância utilizado foi  $\alpha = 0.1$ . O teste de Shapiro-Wilk foi aplicado para as condições RM e RJ para testar a normalidade dos dados de volume disponível para uso não potável anual. O teste apresentou p-value <  $\alpha$  em ambas as configurações (p-value RM= 0.04 e p-value RJ = 0.069), rejeitando a hipótese H<sub>0</sub> de normalidade dos dados da variável V\_reservado.

Como a distribuição dos dados não apresentou normalidade, o teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para testar se existe ou não diferença no valor médio anual de V\_reservado entre RM e RJ. No teste de Kruskal-Wallis,  $H_0$  foi aceito (p-value = 0.49), admitindo que as configurações de projeto RM e RJ proporcionaram volume anual de água disponível para uso não potável, estatisticamente iguais.

O teste de Kruskal-Wallis também foi aplicado para verificar se existe diferença estatística ao comparar a medianas da variável V\_reservado para At de 100 m<sup>2</sup>, At de 200 m<sup>2</sup> e  $250m^2$ . O p-value para o teste de Kruskal-Wallis foi de 0.003, portanto H<sub>0</sub> é rejeitado, indicando

que variável V\_reservado apresenta mediada diferente para pelo menos uma das áreas de telhado simuladas. O teste de Dunn foi aplicado para identificar qual dos grupos testados apresenta valor de V\_reservado diferente. O resultado do teste mostrou que At de 200 m<sup>2</sup> e At de 250 m<sup>2</sup> são estatisticamente iguais para RM e RJ (p-value = 0.54), enquanto At 100 m<sup>2</sup> e At 200 m<sup>2</sup> são estatisticamente diferentes (p-value = 0.006), assim como At 100 m<sup>2</sup> e At 250 m<sup>2</sup> (p-value = 0.001).

O teste de Kruskal-Wallis para verificar similaridade no volume de água anual disponível para aproveitamento não potável, apresentou p-value de  $1.85e^{-19}$ , aceitando a hipótese alternativa H<sub>1</sub> de que pelo menos uma das capacidades de reservação proporciona volume armazenado anual diferente. O teste de Dunn foi aplicado para verificar qual das CR apresenta semelhança ou diferença estatística, o resultado está apresentado na Tabela 3.4. O teste foi realizado considerando os volumes obtidos com At de 100 m<sup>2</sup>, At de 200 m<sup>2</sup> e At de 250 m<sup>2</sup>.

sımuladas.										
	p-value > $\alpha$			p-value < $\alpha$						
	CR= 1 m <sup>3</sup>	CR=2 m <sup>3</sup>	CR= 3 m <sup>3</sup>	CR= 5 m <sup>3</sup>	CR= 10 m <sup>3</sup>					
CR= 1 m <sup>3</sup>	1.00E+00	2.33E-03	8.20E-07	3.77E-12	1.15E-17					
CR= 2 m <sup>3</sup>	2.33E-03	1.00E+00	1.61E-01	1.05E-03	8.20E-07					
CR= 3 m <sup>3</sup>	8.20E-07	1.61E-01	1.00E+00	1.61E-01	2.33E-03					
CR= 5 m <sup>3</sup>	3.77E-12	1.05E-03	1.61E-01	1.00E+00	1.61E-01					
CR= 10 m <sup>3</sup>	1.15E-17	8.20E-07	2.33E-03	1.61E-01	1.00E+00					

Tabela 3.4 - Resultado do teste de Dunn para as diferentes capacidades de reservação

O resultado do teste de Dunn, apresentado na Tabela 3.4, mostrou que reservatórios com CR de 2 m<sup>3</sup> proporcionam volume anual estatisticamente semelhante quando comparados com CR de 3 m<sup>3</sup>. Reservatórios com CR de 3 m<sup>3</sup> proporcionam mesmo volume que CR de 2 m<sup>3</sup> e CR de 5 m<sup>3</sup>. Capacidade de reservação de 5 m<sup>3</sup> proporcionam mesmo volume anual que CR de 3 m<sup>3</sup> e CR de 10 m<sup>3</sup>. E reservatórios com CR de 10 m<sup>3</sup> proporcionam volume anual para uso não potável estatisticamente semelhante a CR de 5 m<sup>3</sup>. Apenas o reservatório com CR de 1 m<sup>3</sup> não apresentou semelhança estatística com outras capacidades simuladas.

# 3.3.5 Água disponível para uso não potável (ADUNP)

O número de dias com água disponível para uso não potável (ADUNP) mensal para período seco e chuvoso com os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5 estão apresentados na Figura 3.8 e Figura 3.9.

#### 3.3.5.1 Período seco (RCP 4.5 e RCP 8.5)

Os resultados apresentados para RCP 4.5 e RCP 8.5 na Figura 3.8, mostram que a distribuição temporal das chuvas é determinante para a disponibilidade de água no reservatório, os resultados apresentados mostram número de dias semelhantes, ao considerar a mediana, para CR de 5 m<sup>3</sup> e de 10 m<sup>3</sup> nos meses de janeiro, fevereiro, maio, junho, julho, agosto e setembro para At de 100 m<sup>2</sup> e cenário RCP 4.5. Para cenário RCP 8.5 os meses que tiveram esse comportamento foram janeiro, maio, junho, agosto e dezembro. Para At de 200 m<sup>2</sup> e cenário RCP 4.5, os meses que apresentaram mediana semelhante para dias com água disponível ao comparar CR de 5 m<sup>3</sup> e 10 m<sup>3</sup> foram janeiro e maio. Enquanto para RCP 8.5 esse comportamento pode ser visualizado em janeiro e junho. Para At de 250 m<sup>2</sup> esse comportamento apenas ocorre no mês de janeiro ao considerar RCP 4.5 e RCP 8.5.

Os resultados apresentados na Figura 3.8 mostram que para os meses de janeiro, fevereiro, maio, julho e setembro o número de dias com ADUNP foi maior para o cenário RCP 8.5 ao compara-lo com o cenário RCP 4.5. Ao observar o mês de janeiro e considerar CR de 5 m<sup>3</sup> e 10 m<sup>3</sup> a diferença é superior a 10 dias. No que se refere aos meses que tiveram os menores dias com disponibilidade de água no período seco para RCP 4.5, esses são: abril, maio, junho, julho e setembro, enquanto que para RCP 8.5 foram abril, maio e junho. Os meses que tiveram mais dias com água disponível foram fevereiro, março e dezembro para RCP 4.5 e RCP 8.5.

A Figura 3.8 mostra que nos meses mais secos em RCP 4.5 o número de dias com água disponível mesmo considerando a capacidade máxima de reservação foi de aproximadamente 10 dias para At de 100 m<sup>2</sup>, atingindo até 20 dias no mês de julho considerando CR 10 m<sup>3</sup> e At de 200 m<sup>2</sup> e 250 m<sup>2</sup>. Nos meses mais chuvosos CR de 10 m<sup>3</sup> garantiu até 30 dias com volume disponível para o uso não potável. Para RCP 8.5 e At de 100 m<sup>2</sup> o número de dias com ADUNP também foi de aproximadamente 10 dias, considerando CR de 10 m<sup>3</sup>. Para At de 200 m<sup>2</sup>, CR de 10 m<sup>3</sup> permitiu atingir até 23 dias de ADUNP e para At de 250 m<sup>2</sup> foi possível alcançar até 28 dias com água disponível no reservatório.



Figura 3.8 - Dias com água disponível para uso não potável (ADUNP) ao longo dos meses: Período Seco cenário RCP 4.5 e RCP 8.5

3.3.5.1.1 Dias com água Disponível para uso não potável durante meses chuvosos e secos – Período Seco

Para determinar o número aproximado de dias com água disponível para uso não potável durante os meses de chuva (outubro a março) e meses de seca (abril a setembro) na cidade de São Carlos para as diferentes áreas de captação e capacidade de reservação simuladas, um valor médio de dias considerando a mediana mensal foi calculado. Os resultados para o período seco podem ser visualizados na Tabela 3.5.

	PERÍODO SECO												
	Dias mês			Dias mês		Dias mês		Dias mês					
	Meses Chuvosos			Meses Secos			Meses Chuvosos			Meses Secos			
	RCP 4.5							RCP 8.5					
ß	At 100	At 200	At 250	At 100	At 200	At 250	At 100	At 200	At 250	At 100	At 200	At 250	
1	10	11	12	5	6	7	9	11	11	7	8	9	
2	13	16	17	8	10	10	13	16	17	10	13	14	
3	14	19	19	9	12	13	16	19	20	12	16	16	
5	16	23	25	10	16	17	18	25	26	13	20	22	
10	18	27	28	11	21	22	21	28	29	13	24	27	

Tabela 3.5 - Número médio de dias com água disponível para aproveitamento durante os meses secos e chuvosos na cidade de São Carlos – SP no período seco.

Para o cenário RCP 4.5, pode-se verificar durante os meses secos que CR de 1 m<sup>3</sup> podem suprir a demanda não potável durante cinco dias ao considerar At de 100 m<sup>2</sup>, atingindo até sete dias para At de 250 m<sup>2</sup> (Tabela 3.5). Para reservatórios com CR de 10 m<sup>3</sup> o número de dias pode variar de 11 (At = 100 m<sup>2</sup>) a 22 (At =250 m<sup>2</sup>). Para RCP 8.5, reservatórios com CR de 1 m<sup>3</sup> garantiram água disponível em pelo menos sete dias (At = 100 m<sup>2</sup>) e nove dias (At = 250 m<sup>2</sup>) durante os meses mais secos, enquanto CR de 10 m<sup>3</sup> proporciona de 13 dias (At = 100 m<sup>2</sup>) a 27 dias (At = 250 m<sup>2</sup>).

## 3.3.5.2 Período chuvoso (RCP 4.5 e RCP 8.5)

O número de dias com ADUNP para o período chuvoso está apresentado na Figura 3.9. Assim como no período seco pode-se observar comportamento bem definido para os meses mais chuvosos e mais secos. Embora seja o período chuvoso, pode-se verificar na Figura 3.9 que o mês de junho apresenta menos dias com água disponível ao comparar com o período seco para RCP 4.5 e RCP 8.5. Para meses secos, reservatórios com CR de 5 m<sup>3</sup> e de 10 m<sup>3</sup> tiveram bons desempenhos, atendendo 30 % da demanda, com exceção do mês de junho. Para At de 100 m<sup>2</sup>, o mês de junho apresentou mediana de apenas 6 dias com ADUNP para CR de 2 m<sup>3</sup>, 3m<sup>3</sup>, 5m<sup>3</sup> e 10 m<sup>3</sup> em RCP 4.5. Durante os meses chuvoso CR de 5 m<sup>3</sup> e de 10 m<sup>3</sup> atenderam a demanda em pelo menos 20 dias do mês, com exceção do mês de janeiro para RCP 8.5.



# PERÍODO CHUVOSO

Figura 3.9 - Dias com água disponível para uso não potável (ADUNP) ao longo dos meses: Período Chuvoso cenário RCP 4.5 e RCP 8.5

3.3.5.2.1 Dias ADUNP durante meses chuvosos e secos – Período Chuvoso

Para o período chuvoso RCP 4.5 e meses secos, reservatórios com CR de 1 m<sup>3</sup> garantiu 8 dias com água disponível para o aproveitamento, enquanto CR de 10 m<sup>3</sup> garantiu 15 dias e 26 dias, para At de 100 m<sup>2</sup> At e de 250 m<sup>2</sup>, respectivamente. Para RCP 8.5 e meses mais secos, foi possível suprir a demanda em pelo menos 7 dias (At = 100 m<sup>2</sup>) e 8 dias (At = 200 m<sup>2</sup> e 250 m<sup>2</sup>)

para CR de 1 m<sup>3</sup>, atingindo até 16 dias (At de 100 m<sup>2</sup>), 26 dias (At de 200 m<sup>2</sup>) e 28 dias (At de 250 m<sup>2</sup>) com CR de 10 m<sup>3</sup>.

Tabela 3.6 - Número médio de dias com água disponível para aproveitamento durante os meses secos e chuvosos na cidade de São Carlos – SP no período chuvoso.

	PERÍODO CHUVOSO												
	Dias/mês			Dias/mês		Dias/mês			Dias/mês				
	Meses Chuvosos			Meses Secos			Meses Chuvosos			Meses Secos			
	RCP 4.5							RCP 8.5					
Я	At	At	At	At	At	At	At	At	At	At	At	At	
0	100	200	250	100	200	250	100	200	250	100	200	250	
1	12	14	14	8	8	8	12	13	13	7	8	8	
2	17	20	21	9	11	12	17	20	21	9	12	13	
3	19	24	24	10	13	14	20	24	24	11	15	16	
5	22	28	29	12	18	18	24	28	28	14	18	20	
10	26	29	30	15	25	26	27	29	29	16	26	28	

## 3.3.6 Volume Retido no lote (VRL)

O percentual que reflete o volume anual retido no lote (VRL) foi calculado para o período seco e período chuvoso (Figura 3.10). Os resultados mostram que a configuração de projeto com área de captação de 100 m<sup>2</sup> proporcionou as maiores retenções do escoamento de entrada ao considerar a mediana apresentada na Figura 3.10. A mediana de VRL para At de 100 m<sup>2</sup> e CR de 3 m<sup>3</sup>, 5 m<sup>3</sup> e 10 m<sup>3</sup> foi superior a retenção observada para todas as CR em At de 200 m<sup>2</sup> e 250 m. Essas configurações de projeto permitiram reter até 60 % do volume escoado anual no período seco e período chuvoso. Para período seco e cenário o RCP 4.5 com área de captação 100 m<sup>2</sup>, a mediana do VRL variou de 46 % a 94 %, enquanto que para RCP 8.5 foi de 38 % a 79 %. Para At de 100 m<sup>2</sup> e cenário b.I a mediana do volume variou de 40 % a 76 % e para b.II de 40 % a 88 %. Para área de captação de 200 m<sup>2</sup> a mediana de VRL variou de 25 % a 60% para condição a.I, de 23 % a 53 % para condição a.II, de 20 % a 44 % para b.I e de 23 % a 58 % para b.II, ao considerar CR de 1 m<sup>3</sup> e 10 m<sup>3</sup>, respectivamente. Os menores valores de VRL foram observados para área de captação de 250 m<sup>2</sup> e CR de 1 m<sup>3</sup>.



Figura 3.10 – Percentual referente ao volume anual retido na fonte para as diferentes condições de projeto.

# 3.4 DISCUSSÃO

#### 3.4.1 Configuração de projeto RM versus RJ

O teste estatístico mostrou semelhança para RM e RJ da biorretenção no que se refere ao número de dias com água disponível para uso não potável. Ao confirmar que o volume disponível é estatisticamente igual para os dois sistemas, pode-se sugerir que o somatório das perdas provocadas por extravasamentos (V\_over\_B+V\_pipe+Vover\_R) nos sistemas também são semelhantes. Ao analisar esses resultados, juntamente com o comportamento das variáveis de cada sistema, é possível observar que, embora os dados de V\_reservado sejam semelhantes, os sistemas não apresentam comportamentos iguais, o que remete considerar que cada sistema deve ser planejado individualmente a fim de se evitar perdas para a rede de drenagem. Dessa forma, dois fatores parecem ser determinantes para aumentar o volume disponível para uso não potável, sendo eles a capacidade de reservação do reservatório e altura da camada alagável na biorretenção. Os resultados apresentados nas Figura 3.6 e Figura 3.7 permitem sugerir que em sistemas com RM, a CR é o principal fator predominante para garantir V\_reservado, enquanto que para RJ a altura na zona alagável da biorretenção e a CR são determinantes. Isso ocorre porque em RM o escoamento atinge primeiro o reservatório, extravasando somente quando a

CR máxima é atingida e em RJ o escoamento atinge primeiro a zona alagável, a qual se apresentar dimensões pequenas terá grandes perdas por extravasamentos.

De modo geral o sistema apresentou muitas perdas por extravasamentos, influenciando na quantidade disponível para uso. Ao se considerar a ocorrência de eventos em cadeia para a configuração de RM, sabe-se que ao atingir a capacidade máxima toda a parcela de água excedente é direcionada ao sistema de drenagem. No caso de RJ, com as camadas da biorretenção saturadas, pode haver um aumento do volume extravasado na zona alagável, impedindo que uma parcela do escoamento atinja o reservatório de aproveitamento. Nessas condições o sistema apresentar menor eficiência na retenção de volume no lote.

Outros fatores também devem ser considerados para a escolha de qual configuração de projeto implementar em um local. No que se refere a área disponível, ambas configurações permitem a implantação do reservatório enterrado, porém, apenas RM pode ser implantado no nível do terreno, ou elevado. Reservatórios enterrados demandam maiores custos proporcionados pela mão-de-obra, serviços de escavação do reservatório e necessidade de energia elétrica para bombear a água até um ponto acessível ao usuário final.

Ao considerar a qualidade da água, a biorretenção pode atuar proporcionando a diminuição da concentração de alguns parâmetros. No Brasil a norma que padroniza os limites para o aproveitamento não potável da água da chuva é a ABNT NBR 15527 (2019). Oliveira et al. (2021, no prelo) estudaram a qualidade do efluente de uma biorretenção em escala de lote para uso não potável. Os autores analisaram um sistema com zona saturada (hpipe > 0) e sem zona saturada (hpipe = 0), os parâmetros analisados foram E.coli, pH e turbidez, estabelecidos pela norma brasileira de uso não potável. Oliveira et al. (2021, no prelo) constataram que a concentração de E.coli e turbidez aumentou após o efluente passar pela biorretenção, porém sistemas sem zona saturada a concentração de E.coli e pH na saída do sistema foi inferior ao limite máximo permitido, porém o mesmo não aconteceu com a turbidez. Para zona saturada os autores relatam que apenas o pH obedeceu aos limites permitidos. Macedo (2020) também analisou o efluente de um sistema em escala de lote e concluiu que os parâmetros cor, turbidez, E.coli e metais apresentaram concentração acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/430 (2011) que estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes nos cursos d'água brasileiros. De acordo com Macedo (2020), a biorretenção também atuou proporcionando o aumento da concentração de NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, metais, cor, turbidez e E.coli. Sendo assim, o comportamento observado pelos autores pode ter ocorrido por escoamentos de telhado apresentarem menos poluentes quando comparados a sistemas de microdrenagem. Laurenson et al. (2013) mencionam que escoamentos de telhados são caracterizados pela presença de metais, material orgânico e patógenos oriundos de deposição atmosférica e fezes de pássaros, enquanto que sistemas de microdrenagem os principais contaminantes são hidrocarbonetos, metais pesados, nutrientes, patógenos e outros poluentes que podem variar de acordo com a atividade desenvolvida na bacia hidrográfica. Macedo et al. (2019) e Hwang & Weng (2015) concluíram que a biorretenção cumpre um papel importante na remoção de poluentes em sistemas de microdrenagem. Sendo assim, sugere-se expandir os estudos de qualidade da água para sistemas em escala de lote, a fim de identificar se a biorretenção pode, ou não, conferir melhor qualidade ao escoamento de uso não potável.

#### 3.4.2 Água disponível para uso não potável (ADUNP)

Para atender 100 % da demanda não potável de uma família de três pessoas durante o período de um ano é necessário 140.5 m<sup>3</sup>/ano. Os resultados apresentados na Figura 3.6 e Figura 3.7 mostraram que a mediana do volume anual escoado sob o telhado foi superior a demanda anual ao considerar área de captação de 200 m<sup>2</sup> e 250 m<sup>2</sup>, tanto para o período seco e como para o período chuvoso. Isso significa que, caso o sistema não proporcionasse extravasamentos ou perdas, haveria água suficiente para suprir 100 % da demanda. Os resultados também permitiram observar que aumentar a área de captação, pode aumentar o número de dias com água disponível para uso, desde que haja um reservatório com capacidade de reservação proporcional a parcela de água escoada. A similaridade do volume de ADUNP entre as áreas de captação de 200 m<sup>2</sup> e 250 m<sup>2</sup>, mostra que o sistema proposto não possui dimensões adequadas para impedir grandes perdas por extravasamentos.

Reservar a água da chuva para demanda não potável é uma das formas de aumentar a segurança hídrica a nível local. No que se refere as capacidades de reservação simuladas, ao considerar a mesma área de captação para diferentes CRs, verificou-se o aumento no volume disponível para aproveitamento. O número de dias com água disponível para atender a demanda não potável apresentou grande variação ao longo dos meses dos anos para os cenários simulados e esse comportamento está relacionado a distribuição temporal e a intensidade dos eventos de chuva, além da demanda, área de captação e capacidade de reservação.

#### 3.4.3 Volume retido no lote (VRL)

O percentual de VRL representa a parcela de escoamento que ficou armazenada no sistema anualmente. Ao observar a mediana de VRL para o período seco e chuvoso pode-se verificar que houve menor retenção da parcela escoada no período chuvoso. Esse resultado pode estar associado a distribuição e intensidade das chuvas, já que eventos de chuva muito intensos

e consecutivos podem saturar o sistema, diminuindo sua capacidade de armazenamento. Freni & Liuzzo (2019) investigaram a confiabilidade de sistemas de coleta de água pluviais em termos de retenção de escoamentos urbanos. Os autores simularam uma série de precipitação histórica e avaliaram a retenção de escoamento para 408 residências situadas em uma área que sofre historicamente com inundações. Os autores simularam dois cenários: a) a bacia na sua forma normal e b) bacia com a implementação de reservatórios de 5 m<sup>3</sup> cada. De acordo com Freni & Liuzzo (2019) para o cenário com reservatório de aproveitamento foi possível eliminar a ocorrência de inundação por dois anos, porém a capacidade do reservatório se mostrou insuficiente para conter todo o escoamento. Os autores mencionaram que o sistema foi altamente afetado pela variabilidade da precipitação na área de estudo e apresentou perdas no volume anual que variaram de 38% a 62%.

# 3.5 CONCLUSÃO

Este trabalho teve como objetivo analisar sistemas com RM e RJ da biorretenção e verificar a disponibilidade de água para aproveitamento não potável por meio de simulações com cenários de mudanças climáticas. O estudo apresentou uma perspectiva de retorno futuro, no que se refere a disponibilidade de água, com a implantação de sistemas de biorretenção acoplados a reservatórios de aproveitamento de água da chuva.

No que se refere ao número de dias com ADUNP ao longo de um ano e a configuração de projeto, um sistema não apresentou maiores vantagens sob o outro, uma vez que os resultados apresentaram valores de V\_reservado semelhantes para todas as áreas e capacidades de reservação simuladas para RM e RJ. Por apresentar a possibilidade da construção de reservatório elevado, o sistema de RM dispensa gastos com escavação e, além disso, nesse sistema a principal força atuante é a ação da gravidade, o que permite a economia de energia e torna essa configuração mais autossuficiente que RJ.

Quanto a disponibilidade mensal para uso não potável, foi possível observar que o tamanho da área de captação e a capacidade de reservação dos reservatórios interferiram diretamente no número de dias ADUNP. Ao considerar o volume anual disponível, telhados com At de 200 m<sup>2</sup> e 250 m<sup>2</sup> proporcionaram mesmo volume. A configuração de projeto At de 100 m<sup>2</sup> e CR de 10 m<sup>3</sup> garantiu maior percentual de VRL, enquanto a configuração At de 250 m<sup>2</sup> e CR de 1 m<sup>3</sup> apresentou o menor percentual de VRL. Reservatórios com capacidade de reservação de 3 m<sup>3</sup> apresentaram volume anual referente a ADUNP estatisticamente semelhante a reservatórios de CR de 2 m<sup>3</sup> e de 5 m<sup>3</sup>. Reservatórios de 5 m<sup>3</sup> proporcionaram mesmo volume anual que reservatórios com de CR de 3 m<sup>3</sup> e de 10 m<sup>3</sup>. Para o período seco, ao considerar o

cenário que proporciona maior retenção de volume no lote (At =  $100 \text{ m}^2 \text{ e CR} = 10 \text{ m}^3$ ), houve ADUNP em pelo menos 11 dias para RCP 4.5 e 13 dias para RCP 8.5. Enquanto para o Período chuvoso houve ADUNP em 15 dias para RCP 4.5 e 16 dias para RCP 8.5. Essa configuração de projeto garantiu água para uso não potável em pelo menos 30 % dos dias durante os meses mais secos.

De modo geral os resultados mostraram que o sistema proporciona maior segurança hídrica durante períodos secos, porém há grandes perdas por extravasamentos no sistema, indicando que as características construtivas simuladas não são adequadas para garantir maior número de dias com ADUNP. A configuração de projeto que apresentou as menores perdas por extravasamentos para os cenários estudados foi At 100 m<sup>2</sup> e CR de 10 m<sup>3</sup>. Áreas de captação de 200 m<sup>2</sup> e 250 m<sup>2</sup> apresentaram grandes extravasamentos na camada alagável e no reservatório de aproveitamento no período seco e período chuvoso, sendo o volume anual total extravasado, superior a demanda anual de 140.5 m<sup>3</sup>/ano. Sugere-se realizar adaptações no sistema para evitar perdas por extravasamentos e aumentar ainda mais a disponibilidade de água para uso não potável.

## 3.6 REFERÊNCIAS

Ahmed, S. M. (2020). Impacts of drought, food security policy and climate change on performance of irrigation schemes in Sub-saharan Africa: The case of Sudan. Agricultural Water Management. 232. doi: 10.1016/j.agwat.2020.106064.

Ali, H., Modi, P., & Mishra, V. (2019) Haider Ali et al. Increased flood risk in Indian subcontinent under the warming climate. Weather and Climate Extremes. 100212. doi: 10.1016/j.wace.2019.100212.

Allen & Pereira (1998) Richard G. Allen and Luis S. Pereira. Allen, R.G.pdf.

Chou, S. C., Lyra1, A., Mourão, C., Dereczynski, C., Pilotto, I., Gomes, J., Bustamante, J., Tavares, P., Silva, A., Rodrigues, R., Campos, D., Chagas, D., Sueiro, G., Siqueira, G., Nobre, P., Marengo, J. (2014a) Sin Chan Chou et al. Assessment of Climate Change over South America under RCP 4.5 and 8.5 Downscaling Scenarios. American Journal of Climate Change. 512–527. doi: 10.4236/ajcc.2014.35043.

Chou, S. C., Lyra1, A., Mourão, C., Dereczynski, C., Pilotto, I., Gomes, J., Bustamante, J., Tavares, P., Silva, A., Rodrigues, R., Campos, D., Chagas, D., Sueiro, G., Siqueira, G., Nobre, P., Marengo, J. (2014b) Sin Chan Chou et al. Evaluation of the Eta Simulations Nested in Three Global Climate Models. American Journal of Climate Change. 438–454. doi: 10.4236/ajcc.2014.35039.

Collischonn, W., & Dornelles, F. (2013). Hidrologia para engenharia e ciências ambientais. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

Moriasi, D. N., Arnold, J.G, Liew, M. W. V., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. Transactions of the ASABE. 885–900. doi: 10.13031/2013.23153.

Eden, J.M., Kew, S. F., Bellprat, O., Lenderink, G., Manola, I., Omrani, H., Oldenborgh, G. J. V. (2018) Jonathan M. Eden et al. Extreme precipitation in the Netherlands: An event attribution case study. Weather and Climate Extremes. 90–101. doi: 10.1016/j.wace.2018.07.003.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. (2021). Condições Meteorológicas. Disponível em:http://www.cppse.embrapa.br/meteorologia/index.php?pg=automatica. Acesso em: 03 mar. 2021.

Freni, G., & Liuzzo, L. (2019). Effectiveness of rainwater harvesting systems for flood reduction in residential urban areas. Water (Switzerland). doi: 10.3390/w11071389.

Hwang, C. C., & Weng, C. H. (2015). Effects of rainfall patterns on highway runoff pollution and its control. Water and Environment Journal. 214–220. doi: 10.1111/wej.12109.

Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (2021). Normais Climatológicas. Disponível em: https://clima.inmet.gov.br/NormaisClimatologicas/1961-1990/evapotranspiracao. Acesso em: 12 mar. 2021.

Instituto Nacional de Geografia e Estatística -IBGE (2010). Média de moradores em domicílios particulares permanentes. Disponível em: https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3451#resultado. Acesso em: 02 fev.2021.

Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC (2014). Cambio climático 2014: Informe de Síntesis.

Khastagir, A., & Jayasuriya, N. (2010). Optimal sizing of rain water tanks for domestic water conservation. Journal of Hydrology. 181–188. doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.11.040.

Kossieris, P., Makropoulos, C., Onof, C., & Koutsoyiannis, D. (2018) Panagiotis Kossieris et al. A rainfall disaggregation scheme for sub-hourly time scales: Coupling a Bartlett-Lewis based model with adjusting procedures. Journal of Hydrology. 556, 980–992. doi: 10.1016/j.jhydrol.2016.07.015.

Lago, C. A. F., Macedo, M. B., Gomes, M. N. J., Oliveira, T. H., Brasil, J. A., Giacomoni, M. H., & Mendiondo, & E. M. (submetido). Effects of Climate Change on the Build-up and Wash-off Properties for a Bioretention Treatment Efficiency. Water, Air, & Soil Pollution. Submetido.

Larsen, T.A., Hoffmann, S., Lüthi, C., Truffer, B., & Maurer, M. (2016) Tove A. Larsen et al. Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. Science. 928–933. doi: 10.1126/science.aad8641.

Laurenson, G., Laurenson, S., Bolan, N., Beecham, S., Clarl, I. (2013). The Role of Bioretention Systems in the Treatment of Stormwater. Elsevier. doi: 10.1016/B978-0-12-407686-0.00004-X.

Lee, J., & Gil, K. (2020). Evaluating bioretention hydrology and nutrient removal for restoring wetland function at artificial rainfall. Ecological Engineering. 150, February (2020), 105823. doi: 10.1016/j.ecoleng.2020.105823.

Li, J., & Davis, A. P. (2016). A unified look at phosphorus treatment using bioretention. Water Research. 90, (2016), 141–155. doi: 10.1016/j.watres.2015.12.015.

Liu, L., & Jensen, M.B. (2018). Green infrastructure for sustainable urban water management: Practices of five forerunner cities. Cities. 74, February 2017 (2018), 126–133. doi: 10.1016/j.cities.2017.11.013.

Lyra, A., Tavares, P., Chou, S. C., Sueiro, G., Dereczynski, G., Sondermann, M., Silva., Marengo, J., Giarolla, A. (2018). Climate change projections over three metropolitan regions in Southeast Brazil using the non-hydrostatic Eta regional climate model at 5-km resolution. Theoretical and Applied Climatology. 132, 663–682. doi: 10.1007/s00704-017-2067-z.

Macedo, M. B., Lago, C. A. F., Mendiondo, E. M., Souza, V. C. B. (2018). Performance of bioretention experimental devices: Contrasting laboratory and field scales through controlled experiments. Revista Brasileira de Recursos Hidricos. doi: 10.1590/2318-0331.0318170038.

Macedo, M. B., Lago, C. A. F., & Mendiondo, E. M. (2019). Stormwater volume reduction and water quality improvement by bioretention: Potentials and challenges for water security in a subtropical catchment. Science of the Total Environment, v. 647, p. 923–931.

Macedo, M. B. (2020). Técnicas descentralizadas para reciclagem de águas de drenagem urbana visando a segurança hídrica-energética-alimentar. Tese de Doutorado (Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, p. 201.

Marengo, J., Valverde, M. C., & Obregon, G. O. (2013). Observed and projected changes in rainfall extremes in the Metropolitan Area of São Paulo. Climate Research. 61–72. doi: 10.3354/cr01160.

Marlow, D. R., Moglia, M., Cook, S., Beale, D. J. (2013). Marlow et al. Towards sustainable urban water management: A critical reassessment. Water Research. 7150–7161. doi: 10.1016/j.watres.2013.07.046.

Mpelasoka, F. S., & Chiew, F. H. S. (2009). Influence of rainfall scenario construction methods on runoff projections. Journal of Hydrometeorology. 1168–1183. doi: 10.1175/2009JHM1045.1.

Mukherjee, S. M., Aadhar, S., Stone, D., & Mishra, V. (2018). Increase in extreme precipitation events under anthropogenic warming in India. Weather and Climate Extremes. 45–53. doi: 10.1016/j.wace.2018.03.005.

Oliveira, T. R. P., Macedo, M. B., Oliveira, T. H., Lago, C. A. F., Gomes, M. N. J., Brasil, J. A. T., & Mendiondo, E. M. (2021, no prelo). Different Configurations of a Bioretention System Focused on Stormwater Harvesting in Brazil. Journal of Environmental Engineering. 2021. No prelo.

Rabaey, K. R., Vandekerckhove, T., Walle, A. V., & Sedlak, D. L. (2020). The third route: Using extreme decentralization to create resilient urban water systems. Water Research. 116276. doi: 10.1016/j.watres.2020.116276.

Randelovic, A., Zhang, K., Jacimovic, N., McCarthy, D., Deletic, A. (2016). Stormwater biofilter treatment model (MPiRe) for selected micro-pollutants. Water Research. 180–191. doi: 10.1016/j.watres.2015.11.046.

Richards, S., Rao, L., Connelly, S., Raj, A., Raveendran, L., Shirin, S., Jamwal, P., & Helliwell, R.. (2021). Sustainable water resources through harvesting rainwater and the effectiveness of a low-cost water treatment. Journal of Environmental Management. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112223.

Rodriquez-Iturbe, I., Cox, D. R., F.R.S., Ishan, V. (1987). Some Models for Rainfall Based on Stochastic Point Processes. Proceedings of The Royal Society of London, Series A: Mathematical and Physical Sciences. doi: 10.1098/rspa.1987.0039.

Rodriquez-Iturbe, I., Cox, D. R., F.R.S., Ishan, V. (1988). A point process model for rainfall: further developments. Proceedings - Royal Society of London, Series A. doi: 10.1098/rspa.1988.0061.

Schmidli, J., Goodess, C. m., Frei, C., Haylock, Y., Ribalaygua, J., & Schmith, T. (2007). Statistical and dynamical downscaling of precipitation: An evaluation and comparison of scenarios for the European Alps. Journal of Geophysical Research Atmospheres. 1–20. doi: 10.1029/2005JD007026.

Schmidli, J., Frei, C., & Vidale, L. P. (2006). Downscaling from GCM precipitation: A benchmark for dynamical and statistical downscaling methods. International Journal of Climatology. 679–689. doi: 10.1002/joc.1287.

Shen, P., Deletic, A., Urich, C., Chandrasena, G. I., & McCarthy, D. T. (2018). Stormwater biofilter treatment model for faecal microorganisms. Science of the Total Environment. 992–1002. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.193.

Sitzenfrei, R., Moderl, M., & Rauch, W. (2013). Assessing the impact of transitions from centralised to decentralised water solutions on existing infrastructures - Integrated city-scale analysis with VIBe. Water Research. 7251–7263. doi: 10.1016/j.watres.2013.10.038.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2019. Disponível em: http://www.snis.gov.br/diagnosticos. Acesso em: 17 jan 2021.

SNM (2021) SNM. Sistema Nacional de Meteorologia – SNM NOTA CONJUNTA INMET / INPE / CENSIPAM 27 DE MAIO DE 2021. d, (2021).

Vijayaraghavan, K., Biswal, B. K., Adam, M. G., Soh, S. H., Tsen-Tieng, D. L., Davis, A. P., Chew, S. H., Babovic, V., & Balasubramanian, R. (2021). Bioretention systems for stormwater management: Recent advances and future prospects. Journal of Environmental Management. 112766. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112766.

Winston, R., Dorsey, J. D, & Hunt, W. F. (2016). Quantifying volume reduction and peak flow mitigation for three bioretention cells in clay soils in northeast Ohio. Science of the Total Environment. 83–95. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.02.081.



ANEXO I – VALORES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO POTENCIAL MÉDIA HISTÓRICA PARA O PERÍODO DE 1981-2010 NO MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS - SP.

## 4. CONCLUSÕES E RECOMEDAÇÕES

A conclusão é apresentada na forma de resposta aos objetivos propostos por esse trabalho. Posteriormente, em um item específico, são apresentadas recomendações para trabalhos futuros.

#### 4.1 CONCLUSÕES

Este trabalho teve como objetivo geral "Analisar o comportamento de sistemas de biorretenção em escala de laboratório e de campo e avaliar a utilização de reservatórios de armazenamento conectados a biorretenção como alternativa para promoção de segurança hídrica, sob os efeitos dos cenários de mudanças climáticas, em escala de lote".

De modo geral, o sistema de biorretenção permitiu o aumento no tempo de concentração do escoamento, além de possibilitar a redução do volume total escoado. A utilização de reservatórios para o aproveitamento do escoamento pluvial para uso não potável mostrou ser uma alternativa promissora para o aumento de segurança hídrica, sob cenários de mudanças climáticas, a nível local.

Para o objetivo específico "Realizar experimentos quantitativos em uma biorretenção construída em campo e em escala de laboratório" os resultados experimentos mostraram eficiência na redução do volume de água escoado e o aumento no tempo de concentração do escoamento ao passar pela biorretenção. Eventos com tempo de retorno igual ou superior a 50 anos apresentaram extravasamentos na camada alagável para escala reduzida. Os eventos monitorados em escala de reduzida com tempo de retorno de 5 anos apresentaram eficiência média de 37.7 % para vazão de pico e de 23.2 % para redução do volume total escoado. Para os dois eventos simulados em escala real na TC-3G a vazão de pico no dreno atingiu a vazão de entrada, pelo menos uma vez. Quando comparadas as escalas, considerando eventos proporcionais, foi possível verificar tempos iguais de respostas dos sistemas no que se refere a formação de lâmina na camada alagável e a saída de água pelo dreno principal.

Para o objetivo específico "Aplicar um modelo de quantidade para representar processos hidráulicos e acrescentar uma dinâmica para simular diferentes áreas de captação e capacidades de reservação para cenários com mudanças climáticas" foi possível observar um bom desempenho do modelo de biofiltros, o qual apresentou NSE médio de 0.87 na etapa de validação. A dinâmica de reservatório, acrescentada ao modelo de biofiltros existente, permitiu prever o número de dias com água disponível para aproveitamento ao longo dos meses durante

os dez anos mais secos e chuvosos, considerando diferentes capacidades de reservação. O ajuste realizado no código também permitiu considerar diferentes tamanhos de áreas de captação.

Para o objetivo específico "Avaliar o comportamento de sistemas de biorretenção com reservatório a montante e a jusante da biorretenção" os resultados mostraram que ambos os sistemas apresentaram muitas perdas por extravasamentos. No entanto, sistemas de biorretenção com reservatório a montante apresentam predominância das perdas por insuficiência de capacidade no reservatório de armazenamento, enquanto que sistemas com reservatório a jusante tiveram maiores na camada alagável da biorretenção e no reservatório. Ao considerar a mediana do volume anual disponível durante o período seco e período chuvoso, verificou-se que não há diferença estatística para as maiores áreas de captação e volume de reservação, sendo assim os sistemas garantem a mesma quantidade de água anual. Sistemas com RM podem apresentar vantagem no que se refere a economia de energia elétrica e custos de instalação, já que não necessitam ser enterrados.

No que se refere ao objetivo específico "Avaliar a disponibilidade de água para uso não potável durante o período seco e chuvoso para o cenário RCP 4.5 e RCP 8.5" o sistema mostrou garantir água em pelo menos 30 % dos dias durante os meses mais secos para RCP 4.5 e RCP 8.5 e período seco e chuvoso (At =  $100 \text{ m}^2$  e CR de  $10 \text{ m}^3$ ). A distribuição temporal das chuvas mostrou ser um fator determinante no número de dias com água disponível para aproveitamento, assim como a área de captação, capacidade de reservação e a demanda de uso não potável. O aproveitamento do escoamento superficial mostrou ser uma alternativa para a promoção de segurança hídrica a nível local, uma vez que pode proporcionar maior disponibilidade de água para uma família durante o período e meses mais secos na cidade de São Carlos - SP.

# 4.2 RECOMENDAÇÕES

Para próximos estudos com experimentos recomenda-se realizar um cronograma com eventos equivalentes em escala de reduzida e em escala real, a fim de verificar e comparar respostas "reais" obtidas. Recomenda-se também a realização de estudos para avaliar efeitos de eventos em cadeia na biorretenção no que se refere a eficiência na redução do volume total escoado e no amortecimento da vazão de pico. Para projetos que visam a instalação de sistemas de biorretenção com reservatório enterrado, recomenda-se o monitoramento do lençol freático durante o período de chuvas no local onde o sistema será instalado. Também se sugere para próximos estudos que a biorretenção não seja impermeabilizada, dessa forma poderá auxiliar na recarga do lençol freático e aumentar a retenção do escoamento na fonte, além de contribuir para o aumento do tempo de concentração da bacia hidrográfica.

Sugere-se para estudos futuros investigar se há diferença na qualidade de água para RM e RJ da biorretenção, e se sim, qual dos sistemas permite melhor qualidade para o uso não potável. Análises econômicas considerando mão-de-obra e custos dos recursos envolvidos podem auxiliar identificando vantagens e o *payback* desses sistemas. Estudos que visam o dimensionamento dos sistemas de biorretenção acoplados a reservatório de armazenamento a fim de evitar perdas por extravasamentos e garantir maior segurança hídrica devem ser realizados.