



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

FLÁVIO SOUZA AZEVEDO

BIORRETENÇÃO: TECNOLOGIA ALTERNATIVA PARA MANEJO DE ÁGUAS
PLUVIAIS URBANAS APLICADA A JOÃO PESSOA, PB

João Pessoa/PB
Agosto de 2019

FLÁVIO SOUZA AZEVEDO

**BIORRETENÇÃO: TECNOLOGIA ALTERNATIVA PARA MANEJO DE ÁGUAS
PLUVIAIS URBANAS APLICADA A JOÃO PESSOA, PB**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Geovany Jessé Alexandre da Silva

João Pessoa/PB

Agosto de 2019

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

A994b Azevedo, Flavio Souza.

Biorretenção : tecnologia alternativa para manejo de
águas pluviais urbanas aplicada a João Pessoa, PB /
Flavio Souza Azevedo. - João Pessoa, 2019.
181 f. : il.

Orientação: Geovany Jessé Alexandre da Silva.
Dissertação (Mestrado) - UFPB/CT.

1. Biorretenção. 2. Infraestrutura Verde. 3. Drenagem
Urbana. 4. Canteiro Pluvial. 5. HYDRUS-1D. I. Silva,
Geovany Jessé Alexandre da. II. Título.

UFPB/BC

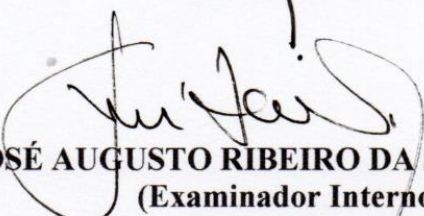
***“BIORRETENÇÃO: TECNOLOGIA ALTERNATIVA PARA MANEJO
DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS APLICADA A JOÃO PESSOA, PB.”***

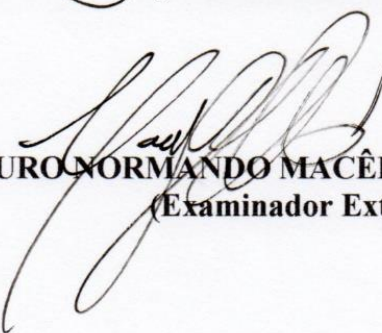
FLÁVIO SOUZA AZEVEDO

Dissertação aprovada em 30 de agosto de 2019

Período Letivo: 2019.2


Prof. Dr. GEOVANY JESSÉ ALEXANDRE DA SILVA – UFPB
(Orientador)


Prof. JOSÉ AUGUSTO RIBEIRO DA SILVEIRA – UFPB
(Examinador Interno)


Prof. Dr. MAURO NORMANDO MACÊDO BARROS FILHO – UFCG
(Examinador Externo)

**João Pessoa/PB
2019**

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família, em especial a minha esposa, Helena, meu filho, Heitor, minha querida mãe, Sônia, e irmãos pelo incentivo e paciência em todos os momentos dessa jornada de dois anos e meio de estudos.

A meu pai, Antônio (*in memorian*), por sempre acreditar no estudo como forma de eu me tornar “alguém na vida”, sendo ele próprio um homem do campo.

Ao engenheiro rodoviário Armando Ataíde Ribeiro, meu gerente no Departamento de Estradas de Rodagem do Estado da Paraíba pela compreensão e confiança depositadas, fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos colegas da Pós-Graduação do PPGECAM, pela colaboração e momentos de descontração ao longo do curso.

Aos professores pelos ensinamentos transmitidos, os quais foram primordiais para a conclusão desta pesquisa e aos funcionários do Laboratório de Geologia e Pavimentação – Lapav do Centro de Tecnologia da UFPB que propiciaram a realização dos ensaios e análises de solo em suas dependências.

*“Se fossem escolher entre alternativas, as decisões seriam fáceis.
Uma decisão inclui a seleção e a formulação de alternativas”.*

Edmund Burke

RESUMO

A Infraestrutura Verde (*Green Infrastructure* - GI) difere das abordagens convencionais para o planejamento do espaço aberto, pois considera valores e ações de conservação em conjunto com desenvolvimento do uso do solo, além de gerenciamento e planejamento da infraestrutura já existente. Com 54% da população mundial atual habitando em áreas urbanas, as consequências desta urbanização na drenagem de águas pluviais urbanas são mitigadas com as chamadas Melhores Práticas de Manejo (BMP - *Best management practices*) e Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID - *Low impact development*). Considerando a complexidade da gestão de águas pluviais, o presente trabalho tem como proposta central investigar quais são os parâmetros locais que influenciam no dimensionamento e no potencial hídrico de uma estrutura de biorretenção como alternativa complementar às práticas correntes de drenagem urbana. Tal dispositivo é conhecido como *Stormwater Planter* (canteiro pluvial) ou *Street Side Rain Garden* (jardim de chuva de lateral de rua). A aplicação da equação de Richards para simular o fluxo em perfis de solo com profundidade variável foi modelada com o software HYDRUS-1D. A análise do solo local permitiu obter as propriedades hidráulicas específicas para o local de estudo, possibilitando, assim, a construção dos hidrogramas de projeto pelo método NRCS/SCS para os cenários de pré e pós-desenvolvimento. O dimensionamento de um sistema de biorretenção foi verificado com três métodos distintos: o método BIRENICE, o método LID *Hydrologic Analysis* e o método do Hidrograma. Com base nos resultados obtidos nesta pesquisa, o dimensionamento da biorretenção com o método LID *Hydrologic Analysis* apresentou os maiores volumes. A variação do tempo de retorno e da duração da tormenta de projeto foi investigada e demonstrou que, para tempos de duração da ordem de 60 minutos, a variação no volume de armazenamento não é significativa, mesmo quando o tempo de retorno variou de cinco para 20 anos. Com a modelagem do processo hidrológico com o HYDRUS-1D restou comprovado que a previsão de uma camada de retenção de 0,20 m de altura nos perfis analisados altera positivamente a resposta hidrológica do sistema, ao propiciar menores volumes de escoamento e maximizar a infiltração da água no perfil para além do tempo de duração da tormenta. A aplicabilidade do sistema de biorretenção foi considerada com a apresentação de uma proposta de projeto de implantação de canteiros pluviais em um estacionamento da Universidade Federal da Paraíba (UFPB). A área destinada ao sistema obtida foi de 4,08% da área total, sendo que a área de canteiros gramados existentes corresponde a 23% da área total, ou seja, sua implementação é plenamente viável.

PALAVRAS-CHAVE: Biorretenção. Canteiro Pluvial. Drenagem Urbana. Infraestrutura Verde. Modelo HYDRUS-1D. Técnicas Compensatórias.

ABSTRACT

Green Infrastructure (GI) differs from conventional approaches to open space planning in that it considers conservation values and actions in conjunction with land use development, as well as management and planning of existing infrastructure. With 54% of the world's current population living in urban areas, the consequences of urbanization on urban stormwater drainage are mitigated by Best Management Practices (BMP) and Low Impact Development (LID's). Considering the complexity of stormwater management, the present work has as its central proposal to investigate what are the local parameters that influence the design and water potential of a bioretention structure as an alternative to current urban drainage practices. Such a device is known as Stormwater Planter or Street Side Rain Garden. The application of the Richards equation to simulate flow in variable depth soil profiles was modeled with the HYDRUS-1D software. Local soil analysis allowed to obtain the specific hydraulic properties for the study site and thus allow the construction of project hydrographs by the NRCS/SCS method for the pre-development and post-development scenarios. The dimensioning of a bioretention system was verified with three different methods: the BIRENICE method, the LID Hydrologic Analysis method and the Hydrogram method. Based on the results obtained in this research, the dimensioning of the bioretention with the LID Hydrologic Analysis method presented the highest volumes. The variation of the return time and the duration of the project storm was investigated and demonstrated that, for times of duration of the order of 60 minutes, the variation in the storage volume is not significant, even when the return time varied from five to 20 years. With the modeling of the hydrological process with HYDRUS-1D, it was proven that the prediction of a 0.20 m high retention layer in the analyzed profiles positively alters the hydrological response of the system, by providing lower flow volumes and maximizing the infiltration of the water profile beyond the duration of the storm. The applicability of the bioretention system was considered with the presentation of a project proposal for the implementation of Stormwater planter in a parking lot at the Federal University of Paraíba (UFPB). The area system obtained was 4.08% of the total area, and the area of existing grassy beds corresponds to 23% of the total area, that is, its implementation is fully viable.

KEYWORDS: Bioretention. Stormwater Planter. Urban Drainage. Green Infrastructure. HYDRUS-1D model. Compensatory Techniques.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Número de habitantes (x1000) em áreas urbanas por continente	19
Figura 2 – Alagamentos e processos erosivos nos cinco anos anteriores a 2013.....	21
Figura 3 – Problemas relacionados à urbanização	22
Figura 4 – Seção típica de uma biorretenção - Canteiro pluvial	23
Figura 5 – GI segundo o conceito de Benedict e McMahon.	32
Figura 6 – Mapa dos termos ligados às melhores práticas de manejo.....	34
Figura 7 – Hidrologia de uma bacia antes e depois da urbanização.....	38
Figura 8 – Coeficiente de escoamento (R_v) vs. % Área da bacia impermeável	39
Figura 9 – Hidrogramas unitários com parâmetros: <i>lag time</i> e <i>peak flow</i>	41
Figura 10 – Ciclo hidrológico em área urbana	43
Figura 11 – Percentual de municípios brasileiros atingidos por tipo de evento – Ano 2013 ..	46
Figura 12 – Delimitação geográfica da Microrregião de João Pessoa (sem escala)	48
Figura 13 – Evolução da população da Microrregião de João Pessoa (1000 Hab.)	48
Figura 14 – Crescimento da mancha urbana da Microrregião de João Pessoa	49
Figura 15 – Lâmina de inundação para uma região do Bairro São José – João Pessoa	51
Figura 16 – Abordagem de drenagem convencional (<i>end of pipe control</i>) vs. abordagem LID	52
Figura 17 – Inundação em comunidades, bacia do Rio Jaguaribe	54
Figura 18 – Sistema de drenagem em Mohenjo-Daro – cidade do Indus Valley (2500 - 1500 AC)	56
Figura 19 – Cidade inca de Machu Picchu – Andes Peruanos	57
Figura 20 – Seção transversal típica dos terraços agrícolas Inca em Machu Picchu	58
Figura 21 – Classificação das Técnicas Compensatórias.	61
Figura 22 – Camadas de um telhado verde	62
Figura 23 – Diferenças de temperatura (°F) entre um telhado verde e convencional - Chicago – Illinois	63
Figura 24 – Pavimento permeável com blocos de concreto intertravados	64
Figura 25 – Pavimento permeável com tubos de drenagem sob o pavimento	65
Figura 26 – Trincheira de infiltração.....	66
Figura 27 – Sistema de Biorretenção – canteiros pluviais	67
Figura 28 – Dispositivo de biorretenção com tubo de drenagem auxiliar.....	68
Figura 29 – Análise de fluxo de uma biorretenção.....	70

Figura 30 – Canteiro pluvial em Portland, Oregon	72
Figura 31 – Relação entre a vazão para biorretenção e vazão entrando em riachos não urbanos.....	75
Figura 32 – Hidrogramas hipotéticos antes (2) e depois (1) da urbanização	79
Figura 33 – Determinação do volume de armazenamento com o método LID <i>Hydrologic Analysis</i>	81
Figura 34 - Aproximação do volume da bacia através do Método do Hidrograma	82
Figura 35 – Perfil teórico de Solo mostrando os horizontes mais importantes	84
Figura 36 – Volume de solo no campo.....	85
Figura 37 – Relação entre a energia potencial de água pura (estado padrão) e da água no solo	89
Figura 38 – Zonas da função de armazenamento da curva de retenção	91
Figura 39 – Esquema do experimento de Darcy	92
Figura 40 – Elemento de volume de solo atravessado por um fluxo de água	94
Figura 41 – Ilustração das zonas úmidas durante a infiltração.....	97
Figura 42 – <i>Modified Philip-Dunne Infiltrometer</i> (MPD).....	104
Figura 43 – Localização campus I da UFPB - João Pessoa	105
Figura 44 – Precipitação acumulada anual (mm) e número de dias com $P \geq 50$ mm. 1981 – 2010	107
Figura 45 – Topografia do município de João Pessoa.....	108
Figura 46 – Topografia do campus I da UFPB -João Pessoa	109
Figura 47 - Etapas da Metodologia	110
Figura 47 – Estacionamentos formais no Campus I da UFPB	111
Figura 49 – Localização área de estudo – UFPB campus I.....	112
Figura 50 – Estacionamento da CA (Central de aulas)	113
Figura 51 – Estacionamento do Centro de tecnologia e detalhe da drenagem existente.....	113
Figura 52 – Vista aspecto estacionamento da Reitoria da UFPB campus I	114
Figura 53 – Modelo convencional de drenagem – estacionamento da Reitoria.....	114
Figura 54 – Coleta do solo local e aspecto da amostra.....	115
Figura 55 – Série de peneiras e frações de solo após peneiramento	116
Figura 56 – Granulometria por sedimentação e estufa para secagem das amostras.....	116
Figura 57 – Picnômetros para determinação da densidade real das partículas.....	117
Figura 58 – Ensaio de permeabilidade à carga constante.....	117
Figura 59 – Infiltrômetro <i>Philip-Dunne</i> modificado (MPD) desenvolvido na pesquisa.....	119

Figura 60 – Planilha eletrônica para cálculo de K_{sat} pelo MPD	120
Figura 61 – Hidrograma unitário curvilíneo adimensional e triangular equivalente.....	122
Figura 62 – Perfis adotados para simulação de fluxo no HYDRUS-1D	124
Figura 63 – Interface do software mostrando um perfil discretizado em 100 intervalos	124
Figura 64 – Interface do módulo Rosetta	126
Figura 65 – Interface do software relativa às condições de contorno	127
Figura 66 – Condições de contorno da superfície adotadas	127
Figura 67 – Modelo esquemático de determinação do volumes da biorretenção (Rosa, 2016).	129
Figura 68 – Modelo esquemático método LID <i>Hydrologic analysis</i>	130
Figura 69 – Vista transversal de um canteiro pluvial	131
Figura 70 – Hidrogramas e curva de armazenamento.	132
Figura 71 – Diagrama triangular das classes texturais	134
Figura 72 – Delimitação da área de estudo.	139
Figura 73 – Aspecto dos canteiros - Estacionamento da Reitoria da UFPB	140
Figura 74 – Proposta de instalação da biorretenção.	161

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Taxa de crescimento interanual da População e da Mancha Urbana.....	50
Tabela 2 – Resumo de estudos de biorretenção em campo com a performance hidrológica ..	77
Tabela 3 – Limites da precipitação para a estimativa de umidade antecedente	100
Tabela 4 – Comparação entre infiltrômetros e permeâmetros utilizados para medição de K_{sat}	104
Tabela 5 – Normais Climatológicas de João Pessoa 1981-2010	106
Tabela 6 – Resumo das características físicas do solo em laboratório	135
Tabela 7 – Valores obtidos nos testes de campo com o MPD.....	135
Tabela 8 – Valores do critério de Chauvenet d_{ch}/σ	137
Tabela 9 – Cálculo do teste de Chauvenet nos ensaios de K_{sat} em campo	137
Tabela 10 – Dados da microbacia da área de estudo	141
Tabela 11 – Parâmetros hidráulicos do solo para o modelo de Van Genuchten	142
Tabela 12 – Cálculo dos volumes de escoamento dos Hidrogramas.....	158
Tabela 13 – Cálculo dos volumes do sistema de biorretenção	158
Tabela 14 – Cálculo estimado do tempo de infiltração no sistema de biorretenção.....	160

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Terminologias ligadas a Infraestrutura Verde	33
Quadro 2 – Resumo de alguns estudos iniciais sobre os impactos hidrológicos da urbanização.....	42
Quadro 3 – Fases do desenvolvimento do tratamento das águas urbanas.....	45
Quadro 4 – <i>Stormwater planter</i> (canteiro pluvial) – exemplos de aplicação.....	73
Quadro 5 – Detalhes de entradas d’água em canteiros pluviais	74
Quadro 6 – Comparação dos modelos de acordo com a aplicação.	101
Quadro 7 – Capacidade dos modelos na modelagem de diferentes tipos de GI.	102
Quadro 8 – Classificação da textura granulométrica	134
Quadro 9 – Dados de entrada modelo HYDRUS-1D	143

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AMC	Condição de umidade antecedente de uma bacia hidrográfica
ASTM	American Society for Testing and Materials
BIRENICE	Bioretention Cell Method
BMP	Best Management Practices
CA	Central de Aulas do Campus I da UFPB
CT	Centro de Tecnologia do Campus I da UFPB
CRA	Curva de Retenção da água no solo
DNER	Departamento Nacional de Estradas de Rodagem (Extinto) – Atual DNIT
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDF	Curvas de Intensidade-Duração-Frequência
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LANDSAT	Satélite do programa LANDSAT originalmente chamado de ERTS (Satélite de Tecnologia de Recursos Terrestres)
LAPAV	Laboratório de Geologia e Pavimentação do Centro de Tecnologia da UFPB
LID	Low Impact Development
NBR	Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas
NRCS	Natural Resources Conservation Service
RFS	Espectro de Frequências de Escoamento
SCS	Soil Conservation Service
SWCC	Soil Water Characteristic Curve
ONU	Organização das Nações Unidas
PMJP	Prefeitura Municipal de João Pessoa
PMSP	Prefeitura Municipal de São Paulo
SUDS	Sustainable Urban Drainage Systems
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
USDA	United States Department of Agriculture.
WSUD	Water Sensitive Urban Design

LISTA DE SÍMBOLOS

ρ	densidade do solo
θ	umidade do solo à base de volume
$\partial\theta/\partial t$	taxa de variação instantânea do conteúdo de água à base de volume θ
ρ_a	densidade da água
Δh	a carga que se dissipa na percolação
$\Delta h/L'$	gradiente hidráulico
$\partial q_x/\partial x$	taxa de variação densidade de fluxo na direção x
$\partial q_y/\partial y$	taxa de variação densidade de fluxo na direção y
$\partial q_z/\partial z$	taxa de variação densidade de fluxo na direção z
ρ_s	densidade dos sólidos ou densidade das partículas
ψ_t	potencial total da água no solo
$\bar{K}$	condutividade hidráulica média no solo úmido, considerada igual à condutividade hidráulica saturada, K_{sat} ;
A	área da bacia de drenagem
C	pressão capilar
CN	curve number
F_a	altura adicional de água retida na bacia
h	carga hidráulica da água com unidade em m de água (h do inglês <i>head</i>)
I	infiltração acumulada
i	intensidade de chuva
$i(t)$	taxa de infiltração
I_a	abstração inicial antes do empoçamento
I_t	vazão de entrada
K	condutividade hidráulica
$K(\theta)$	condutividade hidráulica K como função do conteúdo de água θ
k, a, b e c	parâmetros de ajuste locais da relação IDF
K_{sat}	Condutividade Hidráulica Saturada
L	comprimento da bacia de drenagem
l	parâmetros empíricos da equação de Van Genuchten
P	precipitação
$P_{pós}$	chuva efetiva para o período de pós-desenvolvimento

$P_{pré}$	chuva efetiva para o período de pré-desenvolvimento
q	densidade de fluxo
Q	vazão
q_H	taxa de precipitação em cm/min.
q_p	vazão de pico por milímetro de chuva excedente
Q_t	vazão de saída
S	retenção de água máxima potencial
$S(t)$	curva de armazenamento
S_b	declividade da bacia
S_t	volume de água a ser armazenado na biorretenção
t	duração da chuva
T_c	tempo de concentração
T_i	tempo de infiltração estimado na instalação de biorretenção
T_R	período de retorno
V_{esd}	volume escoado superficialmente
W	estatística de Shapiro-Wilk
w	umidade do solo à base de massa
α, n e m	parâmetros empíricos da equação de Van Genuchten
λ	coeficiente de redução da condutividade hidráulica
Δt	intervalo de tempo
ϕ	porosidade do solo
x, y, z	direções de fluxo tridimensionais

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	19
1.1	Estrutura da dissertação	24
1.2	Etapas da pesquisa	24
1.3	Contextualização da pesquisa e relevância do tema	26
1.4	Pergunta da pesquisa.....	27
1.5	Objetivos.....	28
1.5.1	Objetivo Geral.....	28
1.5.2	Objetivos Específicos	28
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	29
2.1	Green Infrastructure (GI) (Infraestrutura Verde) – Conceitos e aplicação no gerenciamento de águas pluviais urbanas.....	29
2.2	Urbanização e impactos na hidrologia das cidades	35
2.3	Água no meio urbano.....	43
2.3.1	O Contexto de João Pessoa-PB.....	47
2.4	Drenagem e técnicas de manejo de águas pluviais – origens e desenvolvimento	55
2.4.1	Telhados verdes	62
2.4.2	Pavimento permeável.....	64
2.4.3	Trincheiras de infiltração	66
2.4.4	Dispositivos de biorretenção.....	67
2.4.4.1	Dispositivos de biorretenção – estrutura e funcionamento.....	69
2.4.4.2	Dispositivos de biorretenção – aplicação de canteiros pluviais	71
2.4.4.3	Dispositivos de biorretenção – performance hidrológica	75
2.4.4.4	Dispositivos de biorretenção – critérios e métodos dimensionamento.....	78
3	FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	83
3.1	Dinâmica da água no solo – conceitos da ciência dos solos.....	83
3.1.1	Conteúdo de água no solo.....	84
3.1.2	Cálculo da água no solo.....	85

3.1.3	Energia potencial total da água no solo	88
3.1.4	Curva característica de retenção da água no solo	90
3.2	Movimento da água no solo.....	91
3.2.1	Equações de Darcy e de Darcy-Buckingham.....	91
3.2.2	Equação de Richards.....	93
3.3	Infiltração da água no solo.....	96
3.4	Modelagem com o HYDRUS-1D.....	100
3.5	Determinação da condutividade hidráulica de campo	103
4	MATERIAIS E MÉTODOS	105
4.1	Caracterização da área de estudo	105
4.2	Etapas da metodologia	110
4.2.1	Escolha da área do experimento	111
4.2.2	Estudos de caracterização física do solo local	115
4.2.3	Condutividade hidráulica saturada do solo in situ	118
4.2.4	Determinação de parâmetros hidrológicos	121
4.2.4.1	Determinação da chuva de projeto	121
4.2.4.2	Determinação do escoamento superficial e hidrogramas de projeto	121
4.2.5	Modelagem com HYDRUS-1D.....	123
4.2.6	Dimensionamento de um dispositivo de biorretenção.....	128
4.2.7	Proposta de implantação de um canteiro pluvial	132
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	133
5.1	Granulometria e classificação do solo	133
5.2	Condutividade hidráulica de Campo Ksat	135
5.3	Parâmetros hidrológicos.	138
5.4	Modelagem com HYDRUS-1D.....	142
5.4.1	Análise dos gráficos de saída – Modelo HYDRUS-1D.....	145
5.5	Dimensionamento do sistema de biorretenção	152
6	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES.....	162

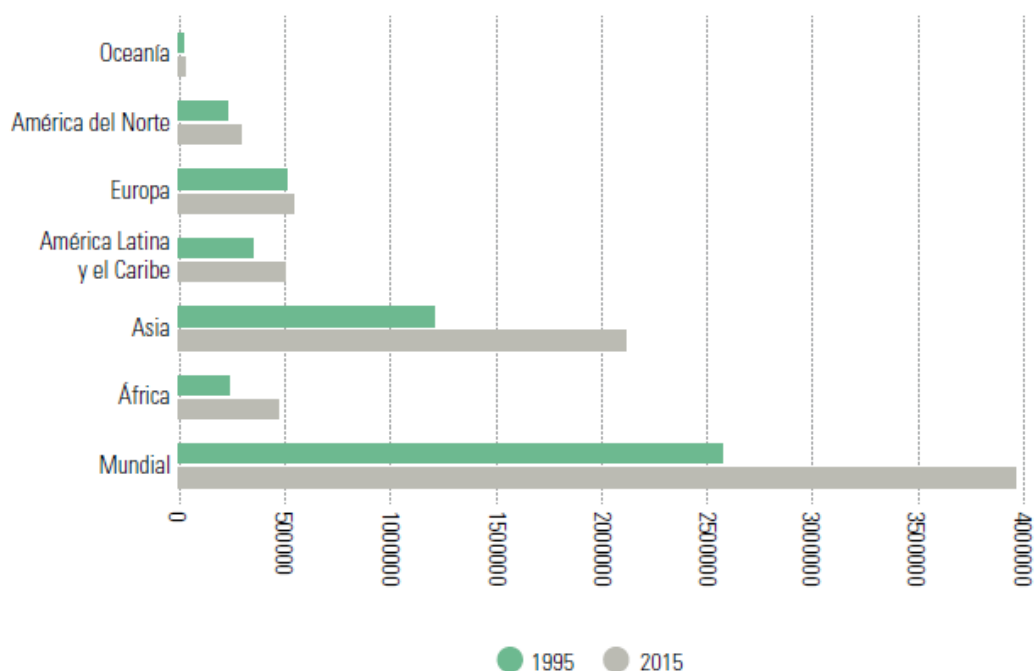
6.1	Conclusão.....	162
	REFERÊNCIAS.....	164
	APÊNDICE A - PROJETO DE INSTALAÇÃO DE UM SISTEMA DE BIORRETENÇÃO.....	175
	ANEXO A - Grupos hidrológicos para solos brasileiros.....	180
	ANEXO B - Números de Curva (CN)	181

1 INTRODUÇÃO

Segundo relatório da ONU-Habitat (2016), desde 1990 o mundo tem testemunhado uma concentração crescente de sua população em áreas urbanas. Essa tendência não é nova, mas é incessante e tem sido marcada por um aumento notável do número absoluto de habitantes. Em 1990, 43% (2,3 bilhões) da população mundial viviam em áreas urbanas. Em 2015, essa situação subiu para 54% (4,0 bilhões). Esse aumento da população urbana não se espalhou uniformemente pelo mundo. Diferentes regiões viram sua população urbana crescer mais ou menos rapidamente, embora virtualmente nenhuma região do mundo possa relatar uma diminuição na urbanização.

Ainda segundo a ONU-Habitat (2016), a Ásia tem, de longe, o maior número de pessoas que vivem em áreas urbanas, seguida pela Europa e América Latina/Caribe (**Figura 1**).

Figura 1 – Número de habitantes (x1000) em áreas urbanas por continente



Fonte: ONU-Habitat (2016)

No Brasil, segundo o IBGE (2015), o total de áreas urbanizadas nas concentrações urbanas com população acima de 300.000 habitantes é de 15.167,40 km², sendo aproximadamente 92% destas áreas classificadas como densas. Nesse estudo, o IBGE aponta que em todas as concentrações urbanas brasileiras houve predominância de áreas densas, a maioria delas superando 90% do total.

Ao longo do tempo, o processo de desenvolvimento da sociedade e o consequente crescimento de cidades e regiões metropolitanas em todo o mundo, com concentração da população no meio urbano, tem aumentado as tensões e o desequilíbrio ambiental com diversas consequências para o bem estar das pessoas. Entre essas consequências no meio urbano estão o risco de desastres a partir de eventos derivados de alagamentos, enchentes, inundações e movimento de massas (deslizamentos de encostas, barreiras, dentre outros).

Para Baptista *et al.* (2011), as primeiras aglomerações urbanas se localizavam preferencialmente junto aos cursos d'água, uma vez que a disponibilidade de água favorecia o suprimento para consumo e higiene dos seres humanos, além de representar importante insumo para as atividades agrícolas e artesanais.

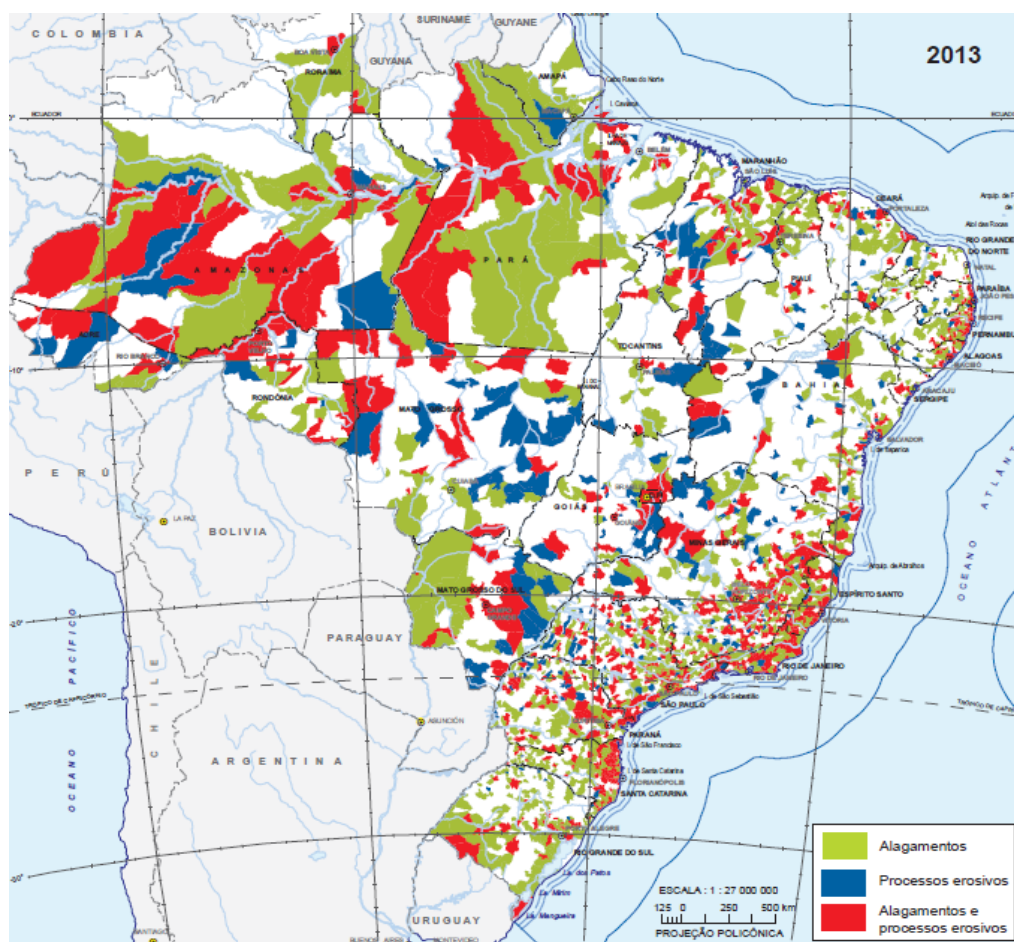
No Brasil, os desastres que mais causam prejuízos estão relacionados aos eventos climáticos extremos de ordem hidrometeorológica. Esse fato se dá pelo território localizar-se em áreas tropicais de clima quente, propícias aos grandes acumulados de precipitação durante a estação chuvosa (verões austrais) e ao grande potencial de evapotranspiração relacionado às altas temperaturas e ao déficit pluviométrico de suas regiões semiáridas (DEBORTOLI *et al.*, 2016; MARENGO, 2007).

Debortoli *et al.* (2016) citam que os desastres causados por fenômenos pluviométricos extremos estão relacionados a condicionantes naturais como, por exemplo, as formas de relevo, a rede de drenagem da bacia hidrográfica, a intensidade, a quantidade, a distribuição e a frequência das chuvas, as características e o teor de umidade, a presença ou ausência de cobertura vegetal, entre outros aspectos. Quanto aos condicionantes relacionados às atividades antrópicas cita-se: o uso e a ocupação irregular nas planícies e nas margens de cursos d'água, a disposição irregular de lixo nas proximidades de corpos hídricos, as alterações na bacia hidrográfica e os processos de erosão do solo e assoreamento.

A interferência na permeabilidade da água no solo nas áreas urbanas, tais como as grandes áreas com ruas asfaltadas e superfícies cimentadas, ou impedimentos ao escoamento superficial da água, bem como sistemas de drenagem deficientes, somados às chuvas podem ocasionar alagamentos com acúmulos de água localizados, que geram grandes transtornos para a população no dia a dia de uma cidade.

Segundo o IBGE (2014), no Brasil, 2.065 municípios declararam terem sido atingidos por alagamentos entre 2008 e 2013, ou seja, 37,1% do total dos municípios brasileiros. A maior concentração foi nas regiões Sudeste (45,2%) e Sul (43,5%) e a menor na região Centro-Oeste (19%) (**Figura 2**).

Figura 2 – Alagamentos e processos erosivos nos cinco anos anteriores a 2013



Fonte: IBGE (2014)

O escoamento superficial das chuvas nas áreas urbanas pode ocasionar problemas ambientais, sociais e econômicos das mais variadas magnitudes, tais como enchentes, enxurradas e poluição dos cursos d'água (**Figura 3**). As enchentes ou inundações graduais ocorrem quando, em longos períodos de chuvas contínuas, o leito dos rios se eleva de forma lenta e previsível, mantendo-se em situação de cheia durante algum tempo. Normalmente são características das grandes bacias hidrográficas e dos rios de planície. As enxurradas ou inundações bruscas são provocadas por chuvas intensas e concentradas, que fazem os canais naturais de drenagem transbordarem de forma rápida e, geralmente, provocam danos materiais e humanos mais intensos do que as inundações graduais. Normalmente ocorrem em bacias de médio ou pequeno porte e são intensificadas por relevos acentuados.

Figura 3 – Problemas relacionados à urbanização



Fonte: Collett *et al.* (2013)

Embora haja uma tendência global para projetos sustentáveis com foco na reutilização da água é preciso compreender que o escoamento de águas pluviais nas zonas urbanas é tóxico porque concentra resíduos de hidrocarbonetos de produtos químicos, como óleo, gasolina, fluido de freio, produtos asfálticos de estradas e telhados e metais pesados, que são depositados em nossas bacias hidrográficas. O gerenciamento convencional de águas pluviais traz consequências prejudiciais, pois emprega métodos de "tubulação e lagoa" para drenar, direcionar e despachar o escoamento não tratado de um local. Tal como acontece com a maior parte da infraestrutura convencional de gerenciamento de resíduos, os sistemas de “tubulação e lagoa” simplesmente transferem problemas de poluição de um lugar para outro (UACDC, 2010).

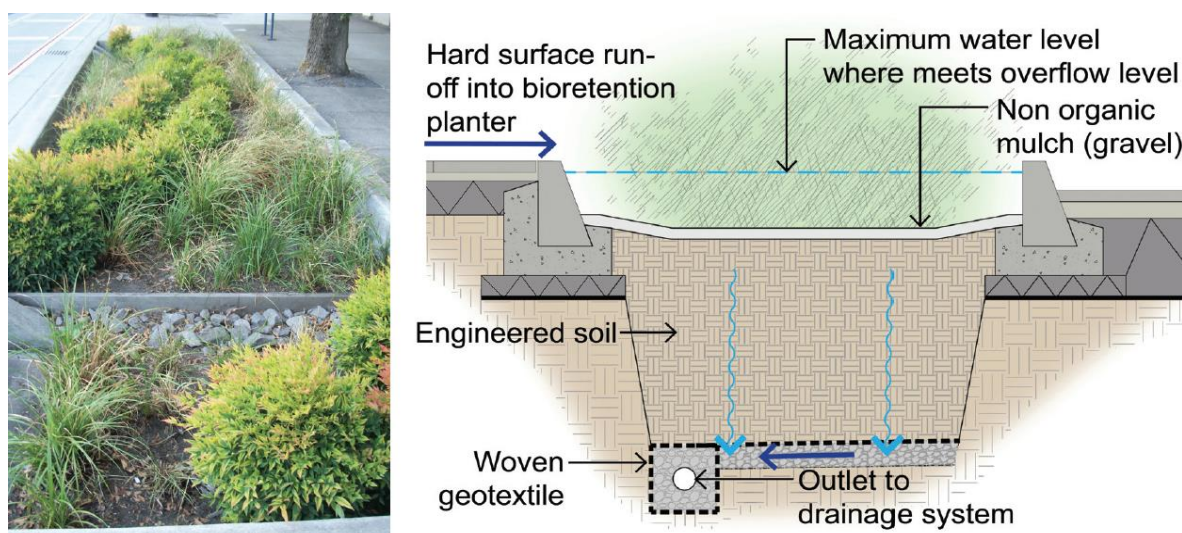
Diante dessa pressão nos sistemas de drenagem urbana e da consequente tensão no meio ambiente do entorno das cidades, as técnicas de drenagem baseadas no conceito de Infraestrutura Verde têm contribuído com uma abordagem compensatória de manejo das águas pluviais urbanas. Esta abordagem por meio de *Best Management Practices (BMP)* (Melhores Práticas de Manejo) e *Low Impact Development (LID)* (Desenvolvimento de Baixo Impacto) é caracterizada por dispositivos de tratamento de águas pluviais de menor escala, como sistemas de biorretenção, telhados verdes e pavimentos permeáveis, localizados no local ou perto da fonte de escoamento (FLETCHER *et al.*, 2015).

Nesse sentido, e partindo desse arcabouço conceitual mais generalista – mas com foco em um dispositivo particular –, este trabalho apresenta um estudo experimental dos parâmetros condicionantes para o dimensionamento e desempenho hidrológico de um determinado dispositivo de biorretenção, quanto à capacidade de retenção/infiltração, para assim confirmar

sua efetiva potencialidade no manejo de águas pluviais urbanas e sua aplicabilidade em um estacionamento pavimentado localizado no Campus I da UFPB.

Este dispositivo de biorretenção tem muita similaridade com os chamados jardins de chuva e é usualmente chamado de *Streetside Stormwater Planter* (canteiro de águas pluviais) (City e Country of Denver, 2016) ou *Streetside Rain Gardens* (Jardim de chuva de lateral de rua) (SCHLEA *et al.*, 2014) (**Figura 4**).

Figura 4 – Seção típica de uma biorretenção - Canteiro pluvial



Fonte: Illman e Wilson (2017)

Nesse processo será necessário o apanhado de dados hidrológicos de chuvas na cidade de João Pessoa, na Paraíba, bem como a análise quanto ao solo local, uma vez que a eficiência dessas estruturas está predominantemente relacionada à capacidade de infiltração do solo nas camadas drenantes, condicionando também os parâmetros de pré-dimensionamento para esses dispositivos. Como ferramenta de análise, o uso de softwares com modelos hidrológicos é essencial a fim de obtenção de resultados mais precisos e embasados fisicamente. O uso desses modelos já é prática comum em pesquisas, pois além de modelar e prever, com considerável precisão, os objetivos pretendidos também são economicamente viáveis. Na presente pesquisa foi utilizado o modelo HYDRUS-1D¹ para estudo da dinâmica da água no solo de perfis com altura variada.

¹ O modelo computacional HYDRUS-1D é um modelo de elementos finitos para simular o movimento unidimensional de água, calor e solutos em meios saturados e não saturados (www.pc-progress.com).

1.1 Estrutura da dissertação

Este estudo foi dividido em seis capítulos, incluindo a Introdução na qual é apresentado o tema e contextualização da pesquisa, estrutura do trabalho e objetivos. No capítulo 2 é buscada uma revisão na literatura a respeito dos principais assuntos abordados. Partindo do conceito de Infraestrutura Verde e seu uso no gerenciamento de águas pluviais urbanas, também foram abordadas questões relativas à urbanização e os impactos na hidrologia das cidades, assim como os efeitos da água no meio urbano. É apresentada ainda a definição de técnicas compensatórias e suas classificações para exemplificar os usos mais difundidos dessas técnicas no que concerne ao manejo de águas pluviais urbanas, além de uma abordagem sobre os princípios de dimensionamento de dispositivos de biorretenção.

No capítulo 3 é feita uma revisão essencial da física do solo referente a conceitos da dinâmica da água no solo, às propriedades determinantes e às equações fundamentais.

No capítulo subsequente, ou seja, o capítulo 4, são apresentados os procedimentos metodológicos utilizados para obtenção dos objetivos propostos, descrevendo a área de estudo, materiais e métodos utilizados na análise, em laboratório e em campo.

No capítulo 5, após a obtenção de dados e a tabulação deles, são expostos os resultados concernentes ao desempenho hidrológico do dispositivo de biorretenção.

E, finalmente, no capítulo 6, temos a análise dos resultados, a discussão acerca deles, considerações finais e sugestões para trabalhos futuros.

1.2 Etapas da pesquisa

O planejamento e a execução da pesquisa fizeram parte de um processo sistematizado que compreende etapas que podem ser sintetizadas da seguinte forma:

Etapas 1 – Formulação do problema: aprimoramento e estruturação da ideia da pesquisa com vistas à delimitação das principais questões relacionadas ao objeto de estudo, compreendendo a pergunta da pesquisa, os objetivos e a justificativa.

Etapas 2 – Revisão de literatura: processo de imersão no conhecimento existente, expondo as teorias, conceituações e as pesquisas prévias sobre os campos temáticos da pesquisa, quais sejam: técnicas de manejo alternativas de águas pluviais e drenagem urbana.

Etapas 3 – Coleta dos dados: a coleta de dados implica em elaborar um plano detalhado que leve a reunir dados e inclua determinar: quais as fontes das quais os dados serão obtidos; onde estão as fontes; e quais os meios e métodos de coleta de dados.

Etapas 4 – Análise dos dados: obtida a matriz dos dados para os parâmetros de desempenho hidrológico será avaliada a redução percentual dos influxos para o dispositivo de biorretenção do estudo.

Etapas 5 – Elaboração do relatório da pesquisa: com os resultados do estudo procedeu-se a elaboração da dissertação, considerando que nesse processo de preparação houve momentos de reavaliação e complementação de todas as etapas anteriores.

A parte experimental deste estudo compreende a análise de metodologias de cálculo para um projeto de implantação, em fase de pesquisa, de um sistema de biorretenção em um estacionamento localizado no campus I da UFPB, em João Pessoa.

Seguindo as etapas acima foi caracterizada a área de estudo no que tange a localização geográfica, tipo climático, índices pluviométricos e topografia. A escolha da área de estudo fez parte de uma etapa da metodologia. Nesse estacionamento foram coletadas amostras de solo em canteiros verdes preexistentes e, utilizando as instalações do Laboratório de Geologia e Pavimentação (Lapav), localizado no Centro de Tecnologia (CT) da UFPB, foram analisadas a granulometria e demais características físicas das amostras de solo necessárias ao estudo. Testes de campo foram realizados para determinação da Condutividade Hidráulica do solo local, outro parâmetro fundamental para a obtenção dos resultados pretendidos.

Em outro turno, utilizando de conceitos e métodos de Hidrologia, foram calculadas as chuvas de projeto de pré e pós-urbanização, escoamento superficial e hidrogramas, pelo método NRCS/SCS.

Com os dados obtidos da caracterização física do solo e dos dados hidrológicos da área de estudo foram modeladas, com o software HYDRUS-1D, as respostas hidrológicas quanto ao movimento da água em alturas de perfis de solo variadas, obtendo assim a que melhor se enquadra no sistema de biorretenção estudado.

A partir dos resultados alcançados foram calculadas as dimensões necessárias para implantação de um sistema de biorretenção do tipo canteiro pluvial na área de estudo – utilizando três processos de cálculo – e apresentada uma proposta de viabilidade de implantação de tal sistema de biorretenção.

1.3 Contextualização da pesquisa e relevância do tema

Benedict e McMahon (2006, p. 9) citam que em 2002 um estudo publicado pela revista *Science* concluiu que a destruição do habitat natural custa ao mundo o equivalente a cerca de 250 bilhões de dólares a cada ano. Por outro lado, os autores deste estudo acrescentam ainda que uma rede global de recursos naturais provê ao mundo um benefício anual de mais de 4,4 trilhões de dólares. Corroborando com esses autores, Moura (2013, p 18) destaca que “o crescimento urbano à custa da degradação ambiental tornou-se, portanto, impraticável sob o ponto de vista ecológico, econômico e social”.

Nesse sentido, as técnicas compensatórias baseadas no conceito de Infraestrutura Verde têm sido utilizadas em muitas cidades de países desenvolvidos para o gerenciamento de águas pluviais urbanas. Keeley *et al.* (2013) chamam atenção que muitas cidades – notadamente na Alemanha, nos Países Baixos e na Austrália – utilizam com sucesso essas técnicas para gerenciamento de águas pluviais há várias décadas. Reino Unido, Nova Zelândia, Austrália e autor (EUA) também recorrem às técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID's) como jardins de chuva, telhados verdes, pavimentos permeáveis e instalações de biorretenção, por fornecerem soluções potencialmente inovadoras, econômicas e ambientalmente preferíveis para o gerenciamento de águas pluviais.

Feng *et al.* (2016) descrevem que para o gerenciamento de águas pluviais as BMP's são projetadas para reduzir a quantidade e melhorar a qualidade do escoamento secundário de águas pluviais, adicionando armazenamento (muitas vezes permeável) com a capacidade de capturar, evapotranspirar e infiltrar estas águas. Em comparação com ambientes de pré-desenvolvimento, a capacidade de armazenamento vertical das técnicas baseadas em Infraestrutura Verde nas cidades compensa a área perdida de armazenamento de superfície natural. Ao expandir o armazenamento na direção vertical e incorporar a conservação da água, essas técnicas procuram eficientemente (em termos de área terrestre) alcançar gerenciamento de escoamento de águas pluviais e benefícios ambientais de paisagens naturais.

Essa abordagem objetiva o desenvolvimento urbano, mantendo as potencialidades naturais, ao contrário da infraestrutura tradicional, e envolve essencialmente mudanças no uso da terra e sistemas de práticas descentralizadas, em geral de pequena escala, que interceptam e tratam o escoamento próximo da fonte por meio da infiltração, evaporação e evapotranspiração, diminuindo os efeitos da urbanização em uma bacia.

Desse modo, ao investigar as variáveis envolvidas num sistema de biorretenção, a pesquisa pretende contribuir efetivamente para o desenvolvimento do conhecimento, nos aspectos hidrológicos e ambientais das técnicas compensatórias aplicadas à drenagem urbana ao debruçar-se sobre fenômenos como o ciclo hidrológico da água e, conseqüentemente, sobre todos os processos físicos pertinentes ao escoamento superficial relacionado à drenagem urbana.

1.4 Pergunta da pesquisa

Considerando o ciclo hidrológico da água em uma cidade com gestão de água urbana com qualidade podemos discutir sobre qual é a situação em relação ao gerenciamento sustentável de água no meio urbano. Para Lehmann (2010) os vários aspectos desta questão incluem, em geral, a redução do consumo de água, o uso mais eficiente dos recursos hídricos, a garantia da boa qualidade da água e a proteção dos habitats aquáticos. Nesse aspecto, a cidade pode ser usada como uma área de captação de água, educando a população em eficiência hídrica, promovendo a coleta de água da chuva e usando técnicas de reciclagem de águas residuais e coleta de águas pluviais. De acordo com o autor “os conceitos de gestão de águas pluviais precisam ser adotados como parte do projeto urbano, e isso inclui, para o escoamento de águas pluviais, sistemas de drenagem aprimorados”(LEHMANN, 2010, p 5).

Com esta compreensão é possível visualizar que há uma tendência mundial em relação a uma complementação e/ou substituição gradual da infraestrutura urbana de gestão de águas pluviais, dita convencional, por soluções sustentáveis ou verdes, que buscam reproduzir os processos naturais. Nesse contexto é mister indagar: quais são as relações que podem influenciar o dimensionamento e desempenho de um sistema de biorretenção para aplicação no manejo de águas pluviais urbanas, contribuindo para o gerenciamento hídrico nas cidades?

É com esse propósito que a presente pesquisa orientou seus esforços para, no contexto local da cidade de João Pessoa, buscar contribuir para o conhecimento dessas técnicas de gestão hídrica urbanas, visto que no Brasil ainda são poucos os trabalhos nessa área.

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo Geral

A proposta central desta pesquisa é investigar os condicionantes hidrológicos do solo e climáticos no dimensionamento de uma estrutura de biorretenção como técnica auxiliar no manejo de águas pluviais, complementarmente às práticas correntes de drenagem urbana, aplicada ao contexto urbano de João Pessoa.

1.5.2 Objetivos Específicos

- Verificar a influência das variáveis determinantes quanto ao solo no dimensionamento de implantação de um sistema de biorretenção, quais sejam a granulometria e textura do solo, permeabilidade do solo e altura das camadas, bem como a influência dos parâmetros hidroclimáticos para a realidade local;
- Analisar, a partir da simulação no software HYDRUS-1D, o movimento da água no solo numa biorretenção do tipo canteiro pluvial, para diferentes alturas de perfis do solo e configurações de retenção da água no sistema.
- Desenvolver uma proposta experimental de implantação de um sistema de canteiros pluviais para uma área do Campus I da UFPB com base nas metodologias de cálculo de dimensionamento: *Bioretention Cell method* – BIRENICE, *LID Hydrologic Analysis* e método do Hidrograma.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Este capítulo está contemplado em quatro partes, de acordo com os elementos que serão empregados na metodologia da pesquisa para alcançar os resultados desejados. Na primeira parte analisa-se a conceituação de Infraestrutura Verde, sob diversos aspectos, e sua importância como medida de controle na drenagem urbana. Em seguida são abordadas as relações entre urbanização e impactos na hidrologia local. Na terceira parte são abordados aspectos da influência da água no meio urbano, inclusive no contexto de João Pessoa. Na quarta parte do referencial teórico serão abordados o desenvolvimento histórico e a classificação das técnicas compensatórias, bem como é feita uma descrição das principais técnicas. Além disso, é feito um estudo mais detalhado no que concerne à biorretenção.

2.1 *Green Infrastructure* (GI) (Infraestrutura Verde) – Conceitos e aplicação no gerenciamento de águas pluviais urbanas.

Para Moura (2013), o termo infraestrutura denota um sistema de administração ou de manejo que dá suporte a um serviço ou função específica, geralmente funções públicas em larga escala como transporte, comunicação, geração e distribuição de energia. Relaciona-se, portanto, com importantes atividades humanas. Ainda segundo o autor, o acréscimo de “verde” à palavra infraestrutura mantém o sentido de suporte a essas atividades, mas denota um viés de sustentabilidade ao termo.

O termo Infraestrutura Verde Urbana está inserido no contexto mais amplo de Infraestrutura Verde (*Green Infrastructure – GI*), que consiste numa estrutura ecológica necessária para a sustentabilidade ambiental, social e econômica. A Infraestrutura Verde difere das abordagens convencionais para o planejamento do espaço aberto, pois considera valores e ações de conservação em conjunto com desenvolvimento do uso do solo, gerenciamento e planejamento da infraestrutura já existente. Outras abordagens tradicionais de conservação ambientais são realizadas isoladamente ou mesmo em oposição ao desenvolvimento (BENEDICT e McMAHON, 2002).

Benedict e McMahon (2002) explicitam que Infraestrutura Verde é um termo recente, mas não é uma ideia nova. Tem raízes, segundo eles, nos esforços de planejamento e conservação iniciados há mais de 150 anos, tendo sua origem em dois conceitos importantes: conectar parques e outros espaços verdes para o benefício das pessoas; e preservar e conectar

áreas naturais para beneficiar a biodiversidade e combater a fragmentação de habitats. Portanto, a ideia de conexão aparece lado a lado com a preservação de áreas verdes tanto para benefício das pessoas como para os habitats naturais.

Ainda segundo os autores, assim como os sistemas de transporte, energia, telecomunicações e outros sistemas de infraestrutura cinza, são projetados para se conectar em várias jurisdições e incorporar instalações que funcionam em diferentes escalas. Da mesma forma é preciso projetar sistemas de Infraestrutura Verde estrategicamente para conectar-se a paisagens urbanas, suburbanas, rurais e selvagens e incorporar elementos e funções de espaços verdes nas escalas estadual, regional, comunitária e de lotes.

Com essa compreensão, estratégias de Infraestrutura Verde podem ser usadas para iniciativas de qualquer tamanho ou escala, incluindo: a escala do projeto, envolvendo parcelas individuais e empreendimentos imobiliários únicos; a escala da comunidade, apoiando os esforços locais de conservação e restauração de recursos e incluindo parques, recreação e outros projetos de espaço aberto; e a escala da paisagem, abrangendo conservação estadual e nacional dos recursos naturais e recursos de espaço aberto.

A expressão *Green Infrastructure* surgiu nos EUA na década de 1990, tendo origens na arquitetura paisagística, e foi usada pela primeira vez na Flórida, em 1994, em um relatório ao governador daquele estado sobre as estratégias de conservação ambiental (FIREHOCK, 2010). Benedict e McMahon (2006, p 3) sugerem que a Infraestrutura Verde é um “conceito e um processo”. O conceito influencia o planejamento urbano e os layouts para maximizar a inclusão de centros espaciais e corredores verdes, mas o processo também tenta maximizar os benefícios de tais espaços verdes, identificando seus potenciais serviços ecossistêmicos.

Dentre esses potenciais serviços ecossistêmicos a *United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA)* identificou potenciais elementos relacionados ao conceito de Infraestrutura Verde para auxiliar no gerenciamento de águas pluviais a partir das chamadas Melhores Práticas de Manejo (BMP) e Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID). Atualmente esses termos são usados de forma intercambiáveis para designar uma rede de práticas descentralizadas de gerenciamento, como telhados verdes, jardins de chuva, células de biorretenção e pavimentos permeáveis, que podem capturar e infiltrar a água oriunda das precipitações no próprio local, reduzindo assim o escoamento das águas pluviais e melhorando as condições das vias e espaços circundantes.

Benedict e McMahon (2006, p. 1) definem Infraestrutura Verde como:

[...] uma rede interconectada de áreas naturais e outros espaços abertos que conserva os valores e funções naturais do ecossistema, sustenta o ar e a água limpa e oferece uma ampla gama de benefícios para pessoas e animais selvagens. Utilizada neste contexto, a infraestrutura verde é a estrutura ecológica da saúde ambiental, social e econômica - em suma, nosso sistema natural de apoio à vida. (Tradução nossa)

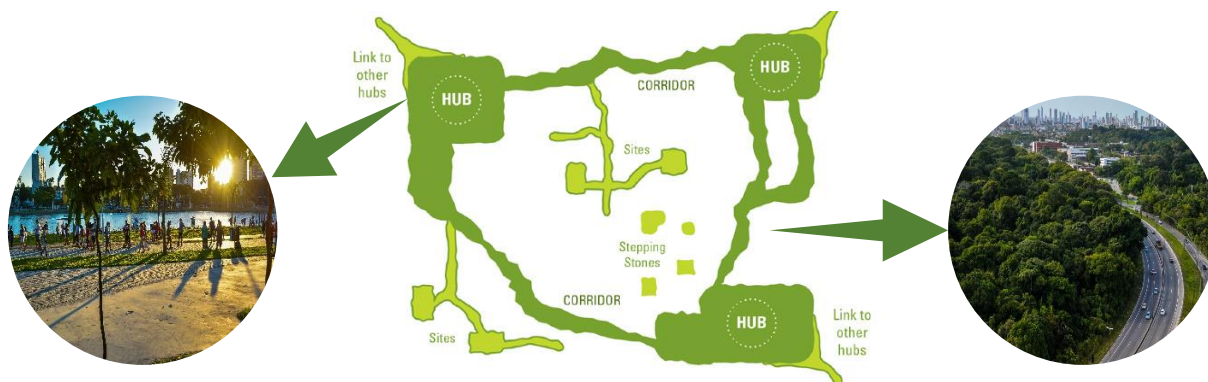
Para eles, a Infraestrutura Verde difere das abordagens convencionais para a conservação do solo e a proteção dos recursos naturais, pois considera a conservação em conjunto com o desenvolvimento e o planejamento da infraestrutura construída pelo homem. Outros métodos típicos de conservação são realizados de forma isolada ou em oposição ao desenvolvimento, mas a Infraestrutura Verde fornece uma estrutura para a conservação e o desenvolvimento, que reconhece a necessidade de proporcionar lugares para as pessoas viverem, trabalharem, comprarem e desfrutarem da natureza de forma sustentável.

Segundo Davies *et al.* (2015) a Infraestrutura Verde é um termo que pode ter significados diferentes para pessoas diferentes, mas há uma convergência significativa de conceitos comuns dentro das definições disponíveis de que a GI envolve áreas verdes naturais e gerenciadas em ambientes urbanos e rurais, que é sobre a conexão estratégica de áreas verdes abertas e que ela deve fornecer múltiplos benefícios para as pessoas.

Ainda de acordo com Davies *et al.* (2015) existe um contínuo de pensamento cinza-verde relacionado a conceitos que cercam "infraestrutura". Para o autor esse "verde" pode ser usado também para denotar a função ou facilidade fornecida por um elemento, mesmo que não seja estritamente "verde" em termos de uso da terra. Sugere-se, portanto, que a definição de "cinza" como fundamentalmente distinta de "verde" pode não ser de grande ajuda. Os elementos que podem ser classificados como "cinza", mas que contribuem para o funcionamento mais amplo da Infraestrutura Verde, devem ser tratados como parte da rede de Infraestrutura Verde.

Benedict e McMahon (2006) enfatizam que a abordagem de Infraestrutura Verde proporciona benefícios tanto como conceito quanto como processo. Como um conceito, o planejamento e gerenciamento de uma rede de Infraestrutura Verde pode orientar a criação de um sistema de *hubs* de espaços abertos e *links* ou corredores que apoiem a conservação e recursos externos recreativos, além de outros valores humanos associados, conectando recursos de espaços verdes existentes e futuros, e preenchendo lacunas. Como um processo, a abordagem fornece um mecanismo com diversos interesses para unir e identificar as terras prioritárias para proteção (**Figura 5**).

Figura 5 – GI segundo o conceito de Benedict e McMahon.



Fonte: Figura central (Diamond Head Consulting, 2014)²; figura esquerda (Parque Sólon de Lucena)³; figura direita (Mata do Buraquinho: Autor desconhecido).

Os corredores são áreas de habitat linear que estimulam o movimento de espécies entre *hubs* e outros locais fragmentados. Isso permite que as espécies acessem novos recursos de habitat necessários para atender às suas necessidades de vida. Os corredores também são usados para atingir outros objetivos, como, por exemplo, sendo vias verdes recreativas.

Portanto, a abordagem de Infraestrutura Verde, no gerenciamento de águas pluviais, representa uma série de medidas que utilizam sistemas de vegetação/solo ou sistemas de engenharia para captar e reutilizar, armazenar, infiltrar ou evapotranspirar águas pluviais de modo a reduzir os fluxos para o sistema de drenagem convencional, ao mesmo tempo em que oferece uma série de outros benefícios ambientais e sociais. Essas técnicas são do tipo controle na fonte e visam um reordenamento espacial e temporal das vazões, podendo contribuir para a diminuição do volume escoado, reduzindo consideravelmente as inundações à jusante dos sistemas de drenagem urbana (BAPTISTA *et al.*, 2011)

Embora existisse alguma confusão e potencialmente continua a existir com o uso das várias terminologias, a Infraestrutura Verde difere de termos como Edifícios Verdes e Desenvolvimento de Baixo Impacto (NSF, 2014). O **Quadro 1** compara os três termos em relação a definição, escala principal, exemplos e benefícios esperados.

² Disponível em: https://www.surrey.ca/files/Surrey_BCS_Report.pdf. Acesso em ago. 2019;

³ Disponível em: http://www.joaopessoa.pb.gov.br/portal/wp-content/uploads/2011/04/Entrega_Lagoa_RafaelPassos-721.jpg. Acesso em ago. 2019.

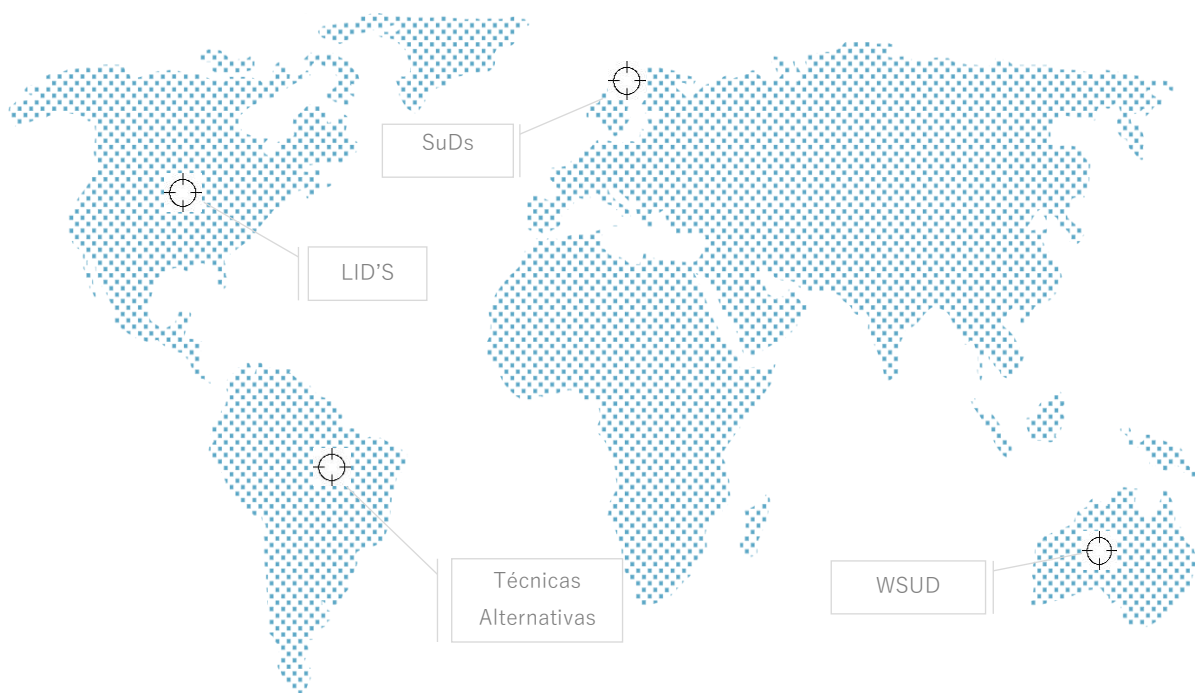
Quadro 1 – Terminologias ligadas a Infraestrutura Verde

	Infraestrutura Verde	Edifício Verde	Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID)
Definição	"Uma rede interligada de áreas naturais e outros espaços abertos que conserva os valores e funções naturais do ecossistema, mantém o ar e a água limpa, e oferece uma ampla gama de benefícios para pessoas e animais selvagens - em suma, nosso sistema natural de apoio à vida" (Benedict e McMahon, 2002, p.12).	"A prática de criar estruturas e usar processos ambientalmente responsáveis e eficientes em termos de recursos ao longo do ciclo de vida de um prédio, desde a implantação até o projeto, construção, operação, manutenção, renovação e desconstrução" (U.S. EPA, 2011).	"Uma estratégia de projeto do local com o objetivo de manter ou replicar o regime hidrológico de pré-desenvolvimento através do uso de técnicas de projeto para criar uma paisagem hidrológica funcionalmente equivalente" (U.S. EPA, 2000, p 1).
Área de interesse	Macro escala - ou seja, em termos de regiões e paisagens.	Edifícios: uso eficiente de energia, água e recursos.	Os meios específicos do local para compensar os impactos do ambiente construído. Gestão da água como um foco específico nos EUA.
Exemplos	Espaços abertos verdes como parques, florestas, zonas úmidas, cinturões verdes, corredores verdes.	Fontes renováveis de energia para iluminação, aquecimento e outras coisas. Telhados vivos.	Instalações de biorretenção, jardins de chuva, telhados vegetativos, barris de chuva e pavimentos permeáveis.
Benefícios esperados	Muitos, dependendo do tipo e da escala da prática GI. Por exemplo, as reservas naturais podem ajudar a proteger a vida selvagem, enquanto uma prática, como telhados vivos, pode ajudar a minimizar os impactos do escoamento superficial.	Impacto ambiental minimizado dos edifícios, incluindo impacto no uso da energia e recursos da água. Saúde e segurança dos habitantes. Redução dos custos associados à água, energia, recursos, entre outros gastos.	Mitigação dos impactos associados à infraestrutura cinza - por exemplo, jardins de chuva para reduzir o escoamento das águas pluviais.

Fonte: (NSF, 2014). Adaptado pelo autor.

As LID's entraram em prática nos EUA na década de 1990, iniciadas pelo condado de *Prince George's County-Maryland*, e estavam focadas principalmente na gestão de águas pluviais. O conceito existe como *Water Sensitive Urban Design (WSUD)* (Design Urbano Sensível à Água) na Austrália e *Sustainable Urban Drainage Systems (SuDs)* (Sistemas de Drenagem Urbana Sustentável) no Reino Unido. No Brasil e na França predomina o termo Técnicas Alternativas ou Compensatórias (**Figura 6**) (BAPTISTA *et al.*, 2011). Em termos de terminologia, enquanto as práticas sob denominação de LID também podem ser categorizadas sob GI, o foco para GI é mais amplo em uma perspectiva de nível de região. Portanto, em uma perspectiva local, o LID é semelhante à GI em termos de práticas e benefícios acumulados (NSF, 2014).

Figura 6 – Mapa dos termos ligados às melhores práticas de manejo



Fonte: Autor (2019) com informações de Baptista *et al.* (2011).

Ballard *et al.* (2015) relatam que os tipos de benefícios que podem ser alcançados pelos SuDs dependerão do local, mas em geral, estão enquadrados em quatro categorias: quantidade de água, qualidade da água, amenidades e biodiversidade. Esses benefícios são também denominados pelos autores como os quatro pilares do planejamento de SuDs e podem ser sumarizados da seguinte forma:

Water Quantity (Quantidade de água)

- Usar o escoamento de águas superficiais como um recurso e não como um rejeito;
- Apoiar a gestão do risco de inundação no corpo receptor do escoamento;
- Proteger a morfologia e ecologia ao receber águas superficiais;
- Preservar e proteger sistemas hidrológicos naturais locais;
- Drenar o local efetivamente;
- Gerenciar o risco de inundação no local;
- Flexibilidade/adaptabilidade do projeto do sistema para lidar com mudanças futuras.

Water Quality (Qualidade da água)

- Apoiar a gestão da qualidade da água nas águas superficiais receptoras e nas águas subterrâneas;
- Resiliência do sistema de projeto para lidar com mudanças futuras.

Amenity (Amenidade)

- Maximizar a multifuncionalidade;
- Melhorar o caráter visual;
- Fornecer sistemas seguros de gestão de águas superficiais;
- Apoiar a resiliência de desenvolvimento / adaptabilidade a mudanças futuras;
- Apoiar a aprendizagem ambiental da comunidade.

Biodiversity (Biodiversidade)

- Apoiar e proteger habitats naturais locais e espécies;
- Contribuir para a consecução dos objetivos locais de biodiversidade;
- Criar ecossistemas diversificados, autossustentáveis e resilientes.

2.2 Urbanização e impactos na hidrologia das cidades

O processo de surgimento das cidades começou há cerca de cinco mil anos, quando as inovações tecnológicas na agricultura permitiram a estocagem de excedentes da produção, tornando as sociedades mais complexas com o surgimento das classes sociais baseadas na divisão social do trabalho. Nesse sentido, Benevolo (2001, p. 10) deixa claro que:

há cerca de 5000 anos, nas planícies aluviais do Oriente Próximo, algumas aldeias se transformaram em cidades; os produtores de alimento são persuadidos ou obrigados a produzir um excedente a fim de manter uma população de especialistas: artesãos, mercadores, guerreiros e sacerdotes, que residem num estabelecimento mais complexo, a cidade, e daí controlam o campo.

Portanto, a noção de cidade pode ser atribuída à concentração populacional e à existência de um ambiente de trocas, de ligações, de transferências materiais e imateriais.

Baptista *et al.* (2011) destacam que para além do uso da água para usos comerciais, de consumo e higiene das populações urbanas, nas Idades Antiga e Média, buscava-se a implantação das cidades junto aos cursos d'água, pois eles desempenhavam também um papel militar, na medida que favoreciam a defesa do sítio urbano. Assim, relembram estes autores, as

cidades eram frequentemente implantadas em ilhas, como Paris, ou em elevações junto a meandros ou penínsulas, como Lyon.

Estudando processos urbanos em cidades da Europa, Dematteis (1998) aponta que entre os anos 1980 e 1990, a expansão urbana, ainda que intensa, passou a ocorrer de maneira mais seletiva a partir de duas dinâmicas. A primeira, chamada de periurbanização, reforça a polarização urbana e a expansão se dá, particularmente, a partir das áreas periféricas e das ramificações radiais, com uma redução tendencial dos residentes nos centros urbanos. Na periurbanização, o crescimento depende das funções que extravasam para as periferias oriundas de um polo urbano. A segunda dinâmica manifesta-se nas formas urbanas denominadas de difuso-reticular. São expansões que se dão no desenho de malhas ou redes, mais ou menos densas, com a presença de formas residenciais e produtivas mistas (industrial, terciário-produtivo, agroindustrial, turístico). Para o autor, a combinação dessas duas dinâmicas: a periurbanização urbana e as expansões reticulares não polarizadas e a sobreposição delas, manifestam-se atualmente em grandes centros urbanos.

Dematteis (1998) aponta ainda que as formas de desenvolvimento periurbano e difuso-reticular que caracterizam as regiões mais desenvolvidas apresentam graves deficiências do ponto de vista territorial e ambiental. Na maioria dos casos, elas são apresentadas como formas insustentáveis de desenvolvimento a médio e a longo prazo, como grandes consumidores de terra e energia, fontes de poluição do ar e da água, com custos de infraestrutura e gerenciamento de serviços destinados a crescer rapidamente a partir de patamares de densidades relativamente baixas.

Canholi (2014) sugere que o aumento das áreas urbanizadas e, conseqüentemente, impermeabilizadas, ocorreu a partir das zonas mais baixas, próximas às várzeas dos rios ou à beira-mar, em direção às colinas e morros, uma vez que a população interagiu com os corpos hídricos, utilizados como fonte de alimento e dessedentação, além de via de transporte.

Ainda segundo Canholi (2014), as vias de fundo de vale foram incorporadas ao sistema viário das cidades a partir da retificação ou canalização de inúmeros córregos, permitindo a construção dessas vias marginais, o que provocou a aceleração dos escoamentos, aumento dos picos de vazão e, por conseguinte, das inundações para jusante, uma vez que a drenagem urbana é fundamentalmente uma questão de “alocação de espaços”. Isto é, a várzea utilizada pelo rio ou córrego nas cheias, suprimidas pelas obras de urbanização, será sempre requerida à jusante.

A interferência na permeabilidade da água no solo nas áreas urbanas, tais como as grandes áreas com ruas asfaltadas e superfícies cimentadas, ou impedimentos ao escoamento

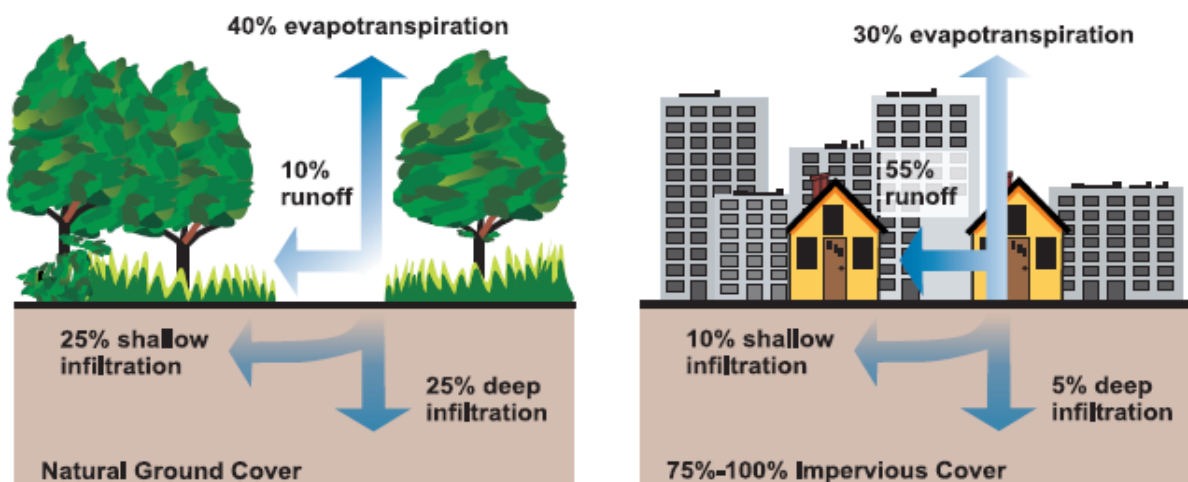
superficial da água, bem como sistemas de drenagem deficientes, somados às chuvas, podem ocasionar alagamentos com acúmulos de água localizados, que geram grandes transtornos para a população no dia a dia de uma cidade.

O desenvolvimento contínuo das áreas urbanas ao longo do tempo causou múltiplos problemas que afetam a sustentabilidade dos sistemas de drenagem urbana. O aumento das áreas superficiais impermeáveis nas regiões urbanas altera a hidrologia das bacias hidrográficas e a qualidade da água. Predominantemente os impactos típicos para os regimes hidrológicos à jusante incluem maiores fluxos de pico e maiores volumes de escoamento, tempos de atraso mais baixos e menor infiltração e fluxo de base (fluxo que os rios mantêm durante os períodos interchuvas, proveniente das descargas dos aquíferos subterrâneos). O escoamento urbano aumenta o transporte de poluentes e nutrientes e, portanto, degrada os corpos d'água à jusante das áreas urbanas. Além disso, essas áreas com alta fração impermeável criam desafios complexos para o gerenciamento de águas pluviais, sendo o escoamento dessas águas nas áreas urbanizadas uma das principais causas de degradação hídrica nos EUA. (LIU *et al.*, 2014; DAVIS, 2007).

Para Tucci (2002), o crescimento urbano das cidades sem regulamentação provoca impactos relacionados a inundações urbanas tais como: aumento das vazões máximas, aumento da produção de sedimentos, deterioração da qualidade da água superficial e subterrânea, entre outros. Essa urbanização se dá com o aumento da área total de superfícies impermeáveis, contribuindo com o aumento do escoamento das águas pluviais, o que levou a um aumento dos volumes de águas poluídas que atingem nossos rios, riachos e aquíferos subterrâneos. Por fim, a mudança dos padrões climáticos aumentou a frequência de eventos de chuvas extremas, às vezes estrangulando a capacidade das estruturas de drenagem de águas pluviais existentes, colocando pessoas e propriedades em risco.

Nesse sentido, Jenkins *et al.* (2010) apontam que o desenvolvimento das áreas urbanas converte superfícies vegetais permeáveis em superfícies impermeáveis não cultivadas ou com solo muito compactado. Essa conversão altera a hidrologia da bacia hidrográfica correspondente, inibindo a infiltração e a evapotranspiração, o que, por sua vez, aumenta o escoamento superficial (**Figura 7**). Geralmente há também maiores cargas de poluentes associadas aos maiores volumes de fluxo de chuvas que entram nos corpos d'água receptores.

Figura 7 – Hidrologia de uma bacia antes e depois da urbanização



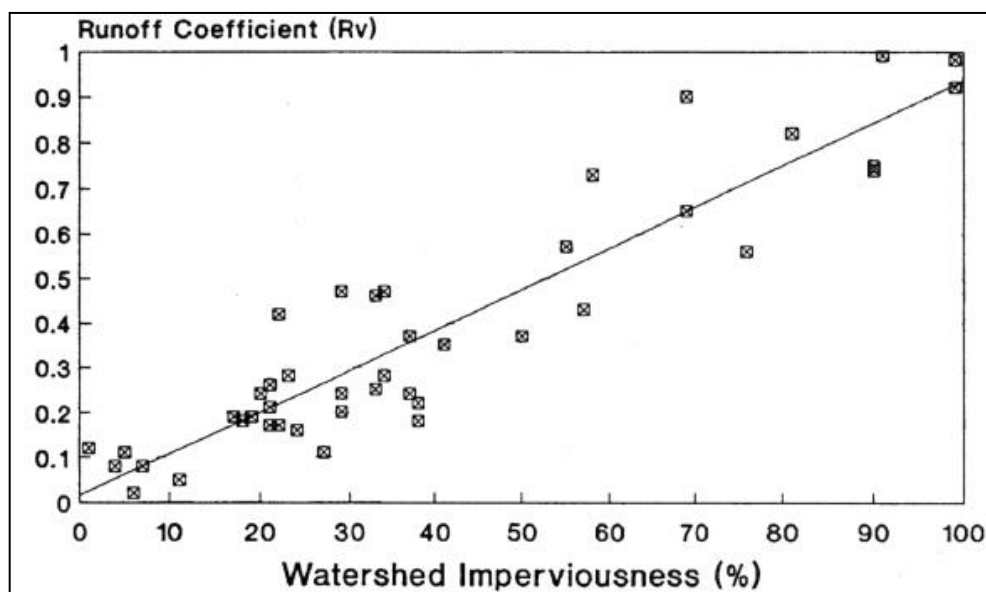
Fonte: U.S EPA (2003)

A presença de superfícies impermeáveis e sistemas de drenagem urbana construídos são fatores fundamentais da mudança na hidrologia, com aumentos nos fluxos máximos, volumes anuais de escoamento e variabilidade do fluxo, além de infiltração reduzida e tempos de atraso mais curtos. Esses aspectos são documentados e estudados desde os anos 1960 (FLETCHER *et al.*, 2013).

Em um estudo nos EUA, Shueler (2000, p 1) aponta que “a relação entre impermeabilidade e escoamento superficial pode ser amplamente compreendida, mas nem sempre é plenamente apreciada”. A **Figura 8** ilustra o aumento do coeficiente de escoamento como resultado da cobertura impermeável, desenvolvido a partir de mais de 40 locais de monitoramento de escoamento nos EUA, observados neste estudo. O coeficiente de escoamento varia de 0 a 1 e expressa a fração do volume de precipitação que realmente é convertida em volume de escoamento de chuva. Como pode ser visto, o coeficiente de escoamento acompanha atentamente a cobertura percentual impermeável, exceto em níveis baixos onde os fatores de solo e declividade do terreno se tornam mais importantes.

Em especial, o escoamento superficial urbano, presente na maioria das cidades, é um problema proveniente das precipitações que atingem áreas de infiltração limitadas ou áreas impermeáveis. Se considerada uma chuva intensa e constante, o processo de escoamento fica prejudicado, causando inundações, enchentes e degradações no solo. Nesse aspecto, a infraestrutura cinza existente (drenagem urbana convencional) é cada vez menos eficiente no tratamento destas áreas impermeáveis.

Figura 8 – Coeficiente de escoamento (R_v) vs. % Área da bacia impermeável



Fonte: Shueler (2000)

Segundo o *National Research Council (NRC, 2009)* a urbanização causa mudanças nos sistemas naturais que tendem a ocorrer na seguinte sequência. Primeiro, o uso e a cobertura da terra são alterados à medida que a vegetação e o solo são removidos para dar lugar à agricultura, ou posteriormente a edifícios, estradas e outras infraestruturas urbanas. Essas mudanças e a introdução de uma rede de drenagem alteram a hidrologia da área local, de modo que as águas recebidas na bacia afetada experimentam regimes de fluxo radicalmente diferentes dos anteriores à urbanização. Quase todos os problemas associados resultam de uma causa subjacente: perda das funções de retenção de água e evapotranspiração do solo e da vegetação na paisagem urbana. Em uma área não desenvolvida, as chuvas geralmente se infiltram na superfície do solo ou são evapotranspiradas pela vegetação. Na paisagem urbana, esses processos de evapotranspiração e a retenção de água no solo diminui, de modo que a água da chuva flui rapidamente pela superfície e chega ao canal do córrego em rajadas curtas e concentradas de alta descarga. Essa transformação do regime hidrológico é uma reorganização geral dos processos de geração de escoamento superficial e ocorre em todo o cenário desenvolvido. Quando combinadas com a introdução de fontes poluentes que acompanham a urbanização (como gramados, veículos automotores, animais domésticos e indústrias), essas mudanças na hidrologia levaram à qualidade da água e à degradação do habitat em praticamente todos os córregos urbanos.

Diante desse cenário, Davis *et al.* (2012) relatam que a medida que o escoamento superficial é ampliado e acelerado, e a erosão à jusante dos cursos de água é intensificada, a qualidade da água nos corpos receptores é degradada devido à deposição de vários poluentes e materiais de desgaste (pneus, freios) nas superfícies do pavimento, e que são carregadas pelo escoamento superficial, além da deposição de sedimentos originados da erosão e aumento da temperatura do contato com pavimento quente.

Entre outros aspectos, os impactos ambientais do escoamento das águas pluviais contribuem para a chamada "Síndrome do Córrego Urbano", definida por Walsh *et al.* (2005, p. 706) como sendo “a degradação ecológica consistentemente observada de córregos que drenam a área urbana”. Esses autores descrevem que os mecanismos que conduzem a síndrome são “complexos e interativos”, mas a maioria dos impactos pode ser atribuída a algumas fontes de grande escala, principalmente o escoamento das águas pluviais urbanas que escorrem para córregos por sistemas de drenagem. Os sintomas da síndrome do córrego urbano incluem um hidrograma mais rápido, concentrações elevadas de sedimentos, de nutrientes e contaminantes, alteração da morfologia e estabilidade do canal e redução da riqueza biótica. Esses efeitos ecológicos são muitas vezes acompanhados de outros sintomas observados em algumas áreas urbanas, como fluxo de base reduzido ou aumento de sólidos em suspensão.

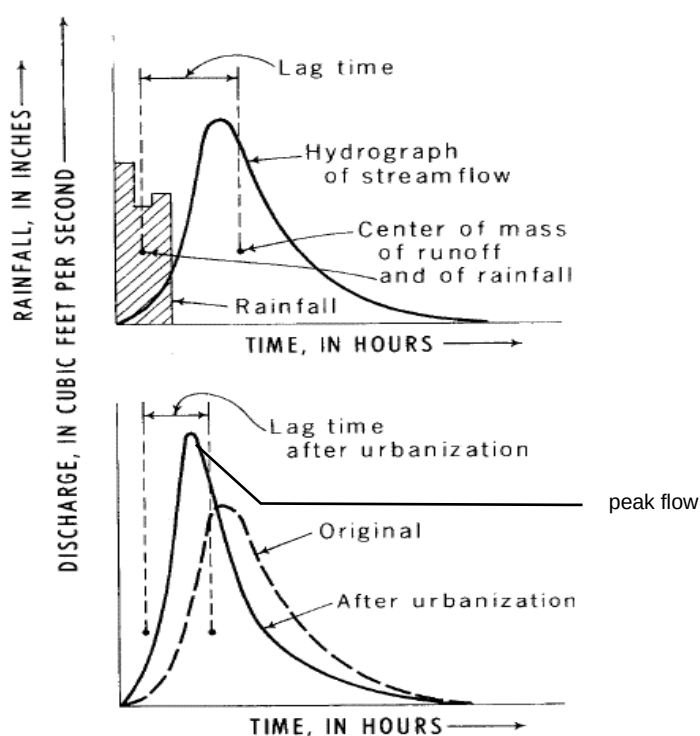
Para Jacobson (2011) as pesquisas sobre os impactos da urbanização se intensificaram na década de 1960, quando áreas urbanas nas cidades dos EUA e da Europa começaram a se expandir no período pós-guerra. Leopold (1968) observou que havia quatro efeitos inter-relacionados, mas separáveis, na hidrologia de uma área devido às mudanças no uso do solo associadas à urbanização: mudanças nas características de pico de fluxo, mudanças no escoamento total, mudanças na qualidade da água e mudanças na amenidade hidrológica. Estudos ao longo das três décadas seguintes tenderam a confirmar a teoria hidrológica convencional de que o escoamento aumenta como resultado da urbanização e é governado pela fração da área tornada impermeável e pela taxa na qual a água é transmitida através do solo para os canais, resultando na diminuição da recarga das águas subterrâneas e nos baixos fluxos entre os eventos de precipitação (Id. Ibid.).

Leopold (1968) demonstra ainda que um fator que indica a relação entre a precipitação e o escoamento é o tempo de retardo (*lag time*). Ele é definido como o intervalo de tempo entre o centro de massa da precipitação de chuva e o centro do hidrograma resultante. O tempo de retardo ou de atraso é uma função de dois parâmetros da bacia – a inclinação média da bacia e o comprimento dela. Esses fatores correlacionam-se empiricamente com o tempo de retardo, se

expresso na forma da relação da bacia (comprimento da bacia dividido pela raiz quadrada do gradiente médio da bacia). Essa relação básica também está relacionada à área de drenagem. À medida que a área de drenagem aumenta, o comprimento da bacia aumenta, e o valor médio da inclinação geralmente diminui. Assim, as características da bacia natural podem ser traduzidas em características de fluxo de inundação.

Como se percebe na **Figura 9**, o tempo de retardo (*lag time*) para uma região antes da urbanização é maior do que depois da urbanização dessa área, além disso, a vazão de pico é maior para áreas urbanizadas. Tais aspectos conduzem ao aumento das vazões máximas de escoamento (*peak flow*) e de sua frequência, aumento na deposição de sedimentos sólidos, degradação da qualidade da água com o carreamento de resíduos e contaminação dos aquíferos à jusante.

Figura 9 – Hidrogramas unitários com parâmetros: *lag time* e *peak flow*



Fonte: Leopold (1968)

Jacobson (2011) define que os impactos hidrológicos da urbanização se originam da redução da permeabilidade das áreas urbanas em comparação com os usos rurais e naturais da terra. Superfícies impermeáveis, como edifícios, estradas e outras áreas pavimentadas, reduzem a infiltração da água da chuva e aumentam o escoamento das águas pluviais. Inúmeros fatores influenciam a quantidade de escoamento, mas um achado indicativo de Rose e Peters (2001) é

que os fluxos de pico são de 30% a mais de 100% maiores em bacias urbanizadas em comparação com as menos urbanizadas e não urbanizadas.

Além disso, de acordo com a equação de Manning, que indica que a velocidade do fluxo de água é indiretamente proporcional à rugosidade da superfície terrestre, a água da chuva flui mais rapidamente em superfícies urbanas lisas do que em superfícies naturais irregulares. Outro efeito final da redução da permeabilidade em áreas urbanas é a redução resultante nas águas subterrâneas. A água subterrânea está localizada nos poros do solo e nas fraturas do leito de rocha e é reabastecida pela água a partir de precipitações e riachos. É um reservatório a longo prazo do ciclo natural da água e é importante porque sustenta hidrovias e zonas úmidas (JACOBSON, 2011).

O **Quadro 2** apresenta um resumo de alguns estudos indicadores desses impactos hidrológicos relacionados à urbanização.

Quadro 2 – Resumo de alguns estudos iniciais sobre os impactos hidrológicos da urbanização.

Autores	Característica hidrológica	Impacto
Espey <i>et al.</i> (1966)	Tempo de atraso (tempo para inundações no pico).	Reduziu ↓
	Descargas de inundação.	Aumentou ↑
Leopold (1968)	Descarga de fluxo quando o rio está prestes a cair em sua planície de inundação.	Aumentou ↑
Seaburn (1969)	Duração da inundação.	Reduziu ↓
Hammer (1972)	Área de seção transversal do canal.	Aumentou ↑
Hollis (1975)	Intervalo de recorrência inundações “pequenas”.	Muito aumentado ↑ ↑
	Intervalo de recorrência “grandes” inundações.	Ligeiramente aumentado ↑
Graf (1977)	Densidade de drenagem.	Aumentou ↑
	Tempo de atraso.	Reduziu ↓
	Forma específica do fluxo de tempestade.	Aumentou ↑
Arnold <i>et al.</i> (1982)	Erosão.	Aumentou ↑
	Tamanho dos materiais do leito.	Aumentou ↑
	Taxa de descarga do leito.	Aumentou ↑
Simmons e Reynolds (1982)	Fluxo de base.	Reduziu ↓

Fonte: Adaptado de Jacobson (2011)

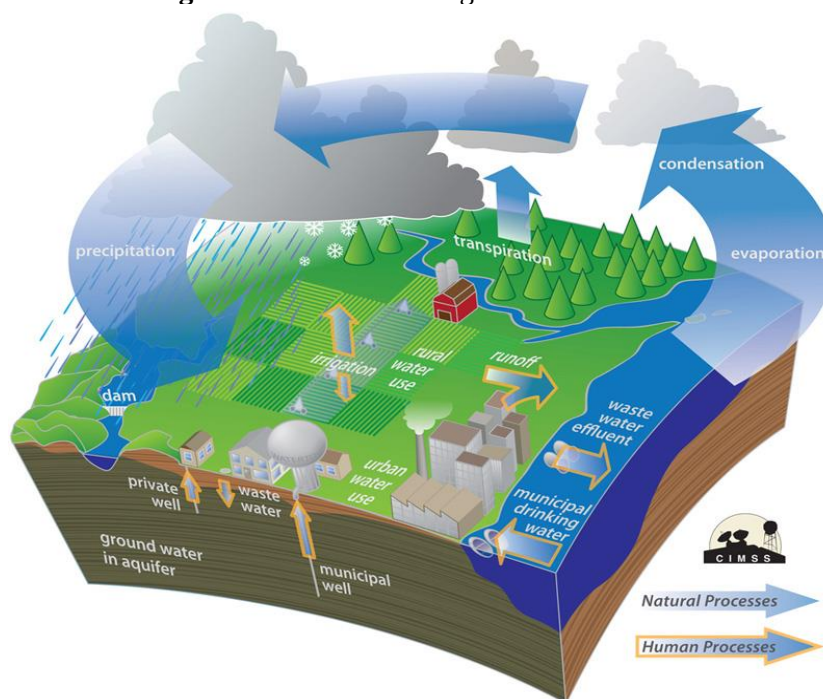
Canholi (2014) descreve que, durante muitos anos, tanto no Brasil como em outros países, a drenagem urbana das grandes metrópoles foi abordada de maneira acessória, relacionando-se ao parcelamento do solo para usos urbanos. E que, enquanto nos países mais desenvolvidos a ênfase nas questões de drenagem urbana concentra-se nos aspectos relativos à qualidade da água coletada, adotando práticas de controle das inundações em geral bastante adiantadas, no Brasil o controle quantitativo das enchentes ainda é o principal objetivo das ações.

Baptista *et al.* (2011, p. 22) concluem que a intensificação dos processos de urbanização – com seus impactos hidrológicos, ambientais e sociais – “inserida no contexto atual da demanda ambiental crescente tornou a questão da drenagem urbana bastante complexa, envolvendo aspectos ambientais, sanitários e paisagísticos, além de aspectos puramente técnicos”.

2.3 Água no meio urbano

Os efeitos combinados da urbanização, industrialização e crescimento populacional modificam muito as paisagens e, portanto, a circulação contínua de água nas bacias hidrográficas e na hidrosfera da Terra - o ciclo hidrológico (**Figura 10**).

Figura 10 – Ciclo hidrológico em área urbana



Fonte: Wisconsin (2011)

Para Jacobson (2011), estudos sobre os impactos hidrológicos da urbanização geralmente buscam uma associação entre uma mudança em um sistema ambiental e uma métrica de urbanização facilmente mensurável. Alguns estudos empregam substitutos como densidade populacional humana ou densidade de estradas que podem não representar adequadamente os elementos do ambiente urbano que causam o impacto. As áreas urbanas são complexas, e tanto os efeitos concorrentes quanto os reforçadores ocorrem, incluindo a covariação de efeitos antropogênicos e naturais e a dificuldade de separar as influências atuais das históricas.

Segundo Walsh *et al.* (2005) mudanças nos hidrogramas são, talvez, as mudanças mais óbvias e consistentes para os ecossistemas influenciados pelo uso do solo urbano, com os fluxos urbanos tendendo a ser mais “chamativos”, ou seja, tendo eventos de fluxo maiores e mais frequentes com membros ascendentes e decrescentes mais rápidos do hidrograma. O principal propulsor dessas mudanças ocorre a partir de um efeito combinado de áreas aumentadas de superfícies impermeáveis e transporte mais eficiente de escoamento de superfícies impermeáveis por sistemas de drenagem de águas pluviais. A *Total catchment imperviousness (TI)* (impermeabilidade total da bacia) tem sido comumente usada como um indicador dessa classe de mudança hidrológica, embora a influência da TI nos hidrogramas de fluxo varie substancialmente com a permeabilidade de partes permeáveis da bacia e com quanto a área impermeável é drenada diretamente para os córregos através de tubulações, em vez de drenada para a terra permeável circundante.

Historicamente, nas cidades e regiões metropolitanas, o grande desafio até o século XX era evitar a proliferação de doenças relacionadas à contaminação dos mananciais devido às condições sanitárias dos efluentes da própria população. Segundo Tucci (2008), as águas urbanas englobam o sistema de abastecimento de água e esgotos sanitários, a drenagem urbana e as inundações ribeirinhas, e a gestão dos sólidos totais, tendo como metas a saúde e conservação ambiental.

Tucci (2008, p. 101) enfatiza que a partir da década de 1990 alguns países investiram no desenvolvimento de uma “política de desenvolvimento sustentável urbano” baseada no tratamento das águas pluviais urbanas e rurais, na conservação do escoamento pluvial e no tratamento dos efluentes em nível terciário para retirada de nitrogênio e fósforo que eutrofizam⁴ os lagos. Nesse sentido, a base desse desenvolvimento sustentável no uso do solo é a

⁴ Processo de poluição de corpos d’água, como rios e lagos, que acabam adquirindo uma coloração turva e tendo como causa principal o acúmulo de nutrientes dissolvidos na água.

implementação de uma urbanização que preserva os caminhos naturais do escoamento superficial e prioriza a infiltração local. No **Quadro 3** é apresentada uma visão histórica do desenvolvimento de tratamento das águas urbanas.

Quadro 3 – Fases do desenvolvimento do tratamento das águas urbanas

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

Fonte: Adaptado de Tucci (2008)

Tendo em conta a complexidade do desenvolvimento sustentável, Tucci (2002) descreve as inter-relações da infraestrutura de água nas cidades de modo que:

- O abastecimento de água é realizado a partir de mananciais que podem ser contaminados pelo esgoto cloacal, pluvial ou por depósitos de resíduos sólidos;
- A solução do controle da drenagem urbana depende da existência de rede de esgoto cloacal e suas características;
- A limpeza das ruas, a coleta e disposição de resíduos sólidos interfere na quantidade e na qualidade das águas pluviais.

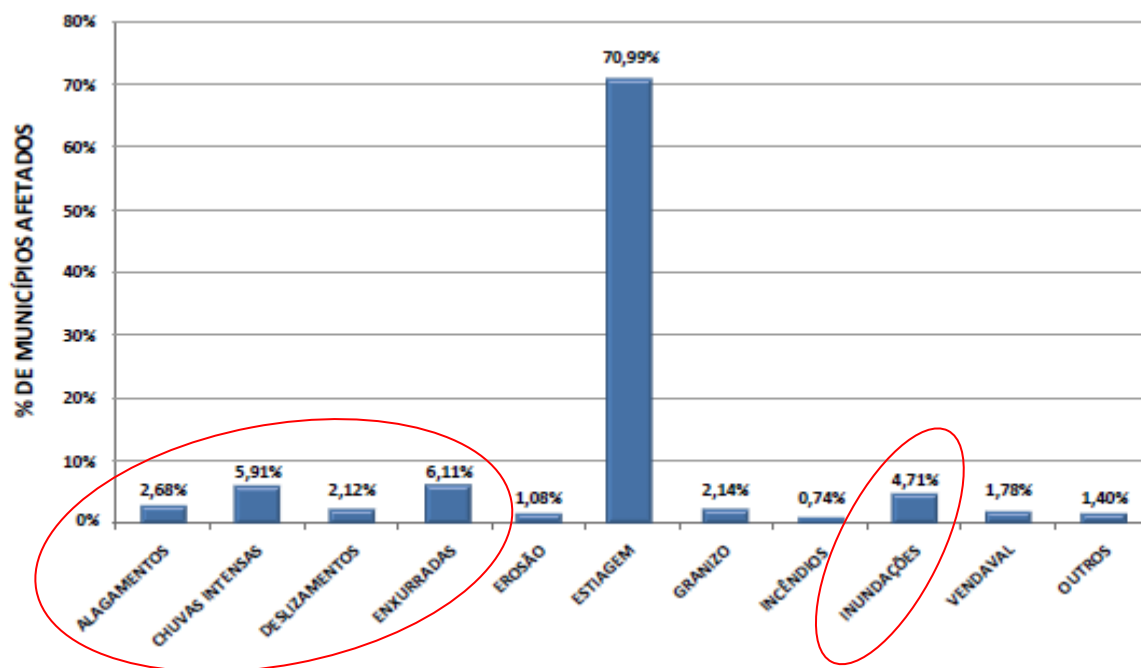
Debortoli *et al.* (2017), apontam que existem evidências observacionais de que “extremos hidrometeorológicos”, como eventos de chuvas intensas, tornaram-se mais frequentes e intensos nas últimas décadas em todo o mundo. Para esses autores, no Brasil, intensos eventos pluviométricos que provocaram enchentes e deslizamentos de terra foram

responsáveis por 74% das mortes relacionadas a desastres naturais no período 1991–2010. Por outro turno, para Debortoli *et al.* (2016) existem, portanto, a compreensão de que a verdadeira prevenção de desastres naturais e mitigação de seus impactos terão de abordar não apenas os fatores hidrometeorológicos e ambientais, mas também os fatores econômicos, sociais e políticos que influenciam a sociedade em geral e suportam os impactos causados por eventos extremos.

Analisando o recente quadro da urbanização no Brasil, o IBGE (2016) identificou 294 arranjos populacionais formados por 953 municípios em 2010, que totalizam 106.246.994 pessoas ou 55,7% da população residente no Brasil naquele ano. É considerado um arranjo populacional o agrupamento de dois ou mais municípios que formem uma forte integração populacional devido aos movimentos pendulares das residências para o trabalho ou estudo, ou devido à contiguidade entre as manchas urbanizadas principais.

Nesse contexto de extremos hidrometeorológicos e de um processo de urbanização perene das grandes cidades, os desastres naturais como alagamentos, enxurradas, inundações e chuvas intensas são cada vez mais frequentes e de magnitudes maiores. O Anuário Brasileiro de Desastres Naturais (BRASIL, 2014), descreve os percentuais, por tipos de eventos, que afetaram os 4.433 municípios brasileiros atingidos por desastres naturais em 2013, (**Figura 11**).

Figura 11 – Percentual de municípios brasileiros atingidos por tipo de evento – Ano 2013



Fonte: Anuário Brasileiro de Desastres Naturais (BRASIL, 2014)

Excetuando-se os eventos de estiagem, que atingiram quase 71% dos municípios brasileiros em 2013, os eventos relacionados a alagamentos, chuvas intensas, deslizamentos, enxurradas e inundações – ligados a fenômenos hidrometeorológicos – somam quase 22% dos municípios atingidos (soma dos percentuais circulados no gráfico da **(Figura 11)**).

Destarte, Tucci (2002) reforça que o planejamento relacionado à infraestrutura da água tem sido realizado de forma inadequada, gerando uma pressão ambiental que ocorre principalmente no âmbito municipal, e a implantação de políticas públicas que objetivam enfrentar esses problemas esbarram na limitada capacidade técnica e financeira dos municípios. Como consequência tem-se anualmente eventos de desastres relacionados a essa falta de planejamento integrado. Diante desse quadro, o autor propõe que o planejamento urbano precisa priorizar os aspectos ligados à gestão de águas pluviais, o uso do solo, geração de resíduos sólidos, transportes/mobilidade e expansão das cidades, visando um planejamento integrado e multidisciplinar, objetivando o desenvolvimento das cidades de forma sustentável.

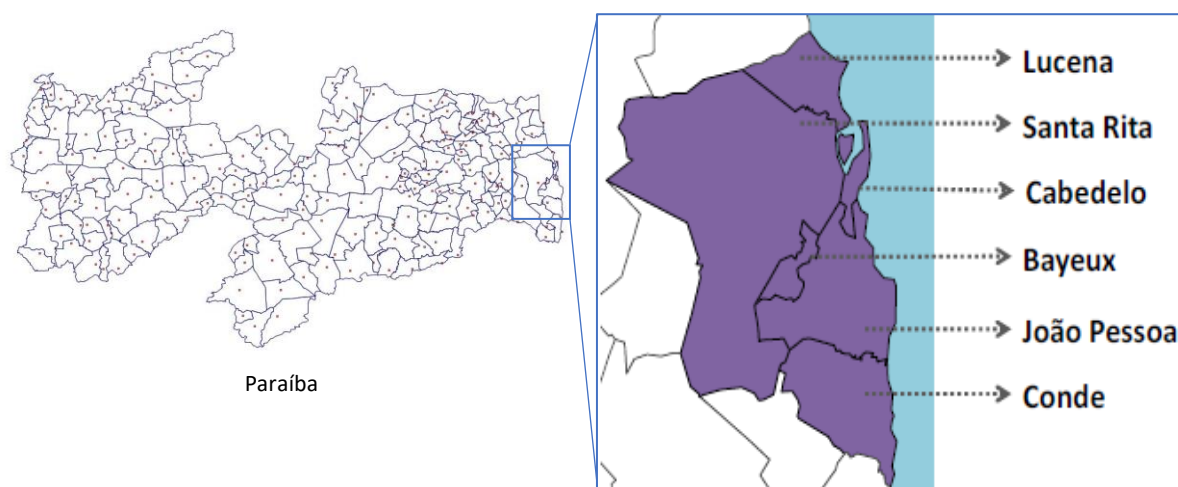
2.3.1 O Contexto de João Pessoa

O crescimento demográfico no meio urbano e a migração populacional a um determinado ponto do território constituem os dois fatores mais importantes para a compreensão do processo de urbanização relacionado com o crescimento populacional, além de ser possível, com eles, compreender os aspectos essenciais e a relação existente entre o meio urbano e meio rural.

Em seu aspecto quantitativo, a dinâmica populacional condiciona, de maneira importante, o crescimento urbano. Desse modo, o crescimento ou diminuição da população – determinado pelos nascimentos, óbitos e fluxos migratórios – é um dos principais elementos a se ter em conta para o cálculo da pegada urbana.

De acordo com estudos da Prefeitura Municipal de João Pessoa (PMJP) (2014c), a Microrregião de João Pessoa, formada pelos municípios de Lucena, Santa Rita, Cabedelo, Bayeux, Conde, além da própria Capital (**Figura 12**), ao contrário dos demais municípios que tiveram um crescimento mais paulatino e sendo responsável por abrigar uma grande parte da população, apresentou um grande crescimento populacional desde 1980, conforme o gráfico da **Figura 13**.

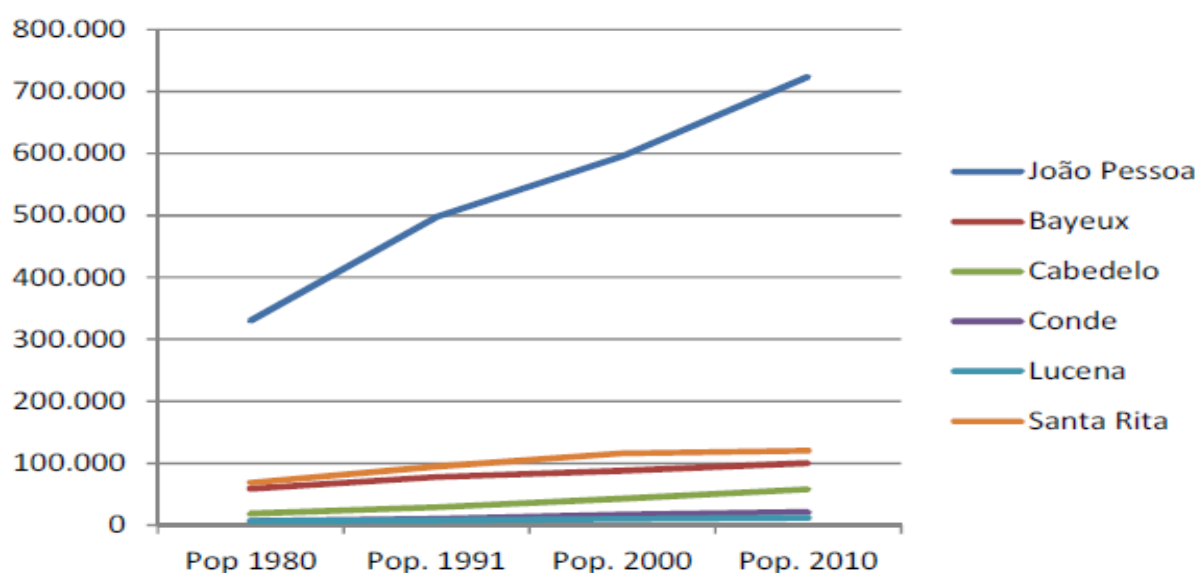
Figura 12 – Delimitação geográfica da Microrregião de João Pessoa (sem escala)



Fonte: PMJP (2014c)

Quanto à população moradora, a Microrregião de João Pessoa conta com 27% da população total da Paraíba e, ao mesmo tempo, conta apenas com 2,2% do seu território. João Pessoa é o município que concentra o maior contingente populacional da microrregião, atingindo mais de 700 mil habitantes segundo o Censo do IBGE de 2010 (PMJP 2014c).

Figura 13 – Evolução da população da Microrregião de João Pessoa (1000 Hab.)



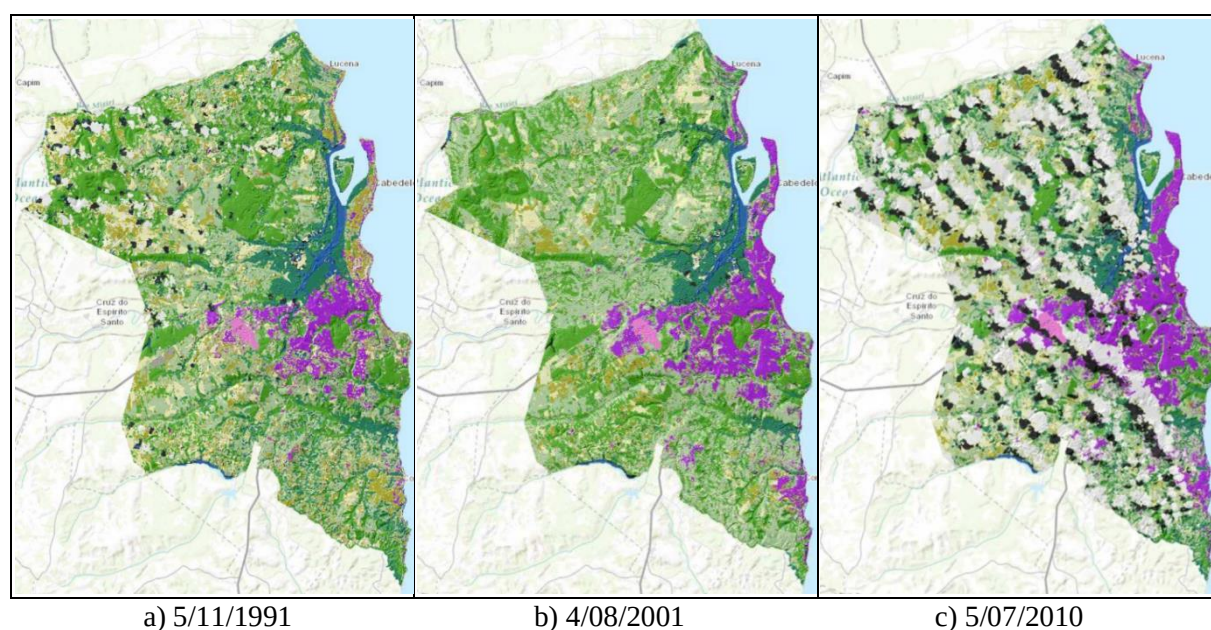
Fonte: PMJP (2014c)

A análise multitemporal proposta para o Estudo de Crescimento Urbano proposto pela PMJP (2014c) consiste na geração de uma classificação semiautomática a partir de imagens de um satélite do programa LANDSAT, originalmente chamado de Satélite de Tecnologia de

Recursos Terrestres (ERTS), de algumas datas interessantes para o mesmo, utilizando as informações do território para caracterizar a cobertura do solo. A análise LANDSAT apresentada no estudo proporciona uma resolução geométrica de 30 metros, isto é, cada pixel da imagem corresponde a uma área de 0,09 há no terreno.

No estudo da PMJP (2014c), conforme observado nas **Figura 14 (a)**, **Figura 14 (b)** e **Figura 14 (c)**, é apresentado um breve histórico do crescimento urbano e suas tendências, a partir de imagens LANDSAT dos anos 1991, 2001 e 2010 para os municípios da Microrregião de João Pessoa (a cor roxa representando o crescimento da mancha urbana da Microrregião). As imagens apontam que houve uma expansão contínua da área urbana nas porções norte, oeste e central da cidade, em detrimento da diminuição da classe vegetação Mata/Área Verde. Percebe-se ainda um maior adensamento das edificações, quando comparado com os anos de 1991 e 2001, na medida em que a mancha se torna “mais contínua”. Isso se deve ao fato de que essas áreas se constituem praticamente o único viés possível de expansão urbana em João Pessoa atualmente.

Figura 14 – Crescimento da mancha urbana da Microrregião de João Pessoa



Fonte: PMJP (2014c)

As dinâmicas do aumento das taxas de crescimento da população e das manchas urbanas podem ser examinadas pela análise da taxa de crescimento interanual (TMA), como explicitado na **Tabela 1**. Através da análise do avanço da mancha urbana feita por apreciações das fotos

LANDSAT nos anos de 1991, 2001 e 2010 avalia-se como a mancha urbana foi aumentando nesses anos. Se comparado com a taxa de crescimento interanual da população estabelece-se a relação.

Tabela 1 – Taxa de crescimento interanual da População e da Mancha Urbana.

Município	1991-2001		2001-2010	
	TMA População	TMA Superfície Urbana	TMA População	TMA Superfície Urbana
João Pessoa	2,06%	2,64%	1,92%	1,30%
Bayeux	1,37%	3,72%	1,31%	0,15%
Cabedelo	4,41%	0,43%	3,07%	6,43%
Conde	5,21%	2,32%	2,69%	1,75%
Lucena	2,66%	9,67%	1,86%	1,40%
Santa Rita	2,30%	5,61%	0,38%	0,86%
Microrregião JP	2,18%	2,96%	1,74%	1,56%

Fonte: PMJP (2014c)

Assim, observa-se que o ritmo de crescimento populacional e da mancha urbana tanto para o período de 1991–2001 quanto para a década de 2001–2010 para o município de João Pessoa teve tendências similares: no primeiro período mais intenso, com taxas superiores a 2,0%, e na última década com menor intensidade.

A partir dessas análises é possível inferir que o processo de urbanização de João Pessoa, pelos fatores referidos nos itens 2.2 e 2.3, traz como consequência problemas relacionados a drenagem de águas pluviais no meio urbano, como inundações, enxurradas e deslocamentos de massas.

Não raro, eventos de alagamentos, inundações e movimentos de massas (deslizamentos) têm provocado sérios danos em áreas do município de João Pessoa, principalmente na bacia do Rio Jaguaribe que corta a cidade. A esse respeito, Santos (2018) destaca que os eventos de enchentes e inundações que ocorrem na bacia do Jaguaribe estão relacionados aos efeitos consequentes das ações humanas sobre esse espaço, representadas pela impermeabilização do solo, pela ocupação desordenada e irregular de residências e pela retirada de vegetação ao longo das margens fluviais. Além desses fatores, a baixa variação altimétrica apresentada pelo canal fluvial principal resulta na geração de situações de risco.

Estudos realizados no âmbito do “Plano de Ação João Pessoa Sustentável” PMJP (2014a) para a microrregião de João Pessoa demonstram que os riscos naturais mais impactantes para a região são inundações, deslizamentos e erosões. Dentre as principais

conclusões do estudo tem-se que os fluxos de inundação excedem as previsões de volume de água que a infraestrutura de drenagem suporta, tanto nas áreas ocupadas como na maioria das obras de drenagem das estradas e das ruas da cidade.

A zona mais crítica se encontra na margem direita do Rio Jaguaribe, à altura da comunidade de São José, onde o transbordamento do canal se dá inclusive para os períodos de retorno mais baixos (**Figura 15**), como aponta o “Estudo 2 – Vulnerabilidade e Riscos Naturais”.

Nessa região há uma recorrência de inundações que confirmam as conclusões do estudo. Aliás, no corrente ano de 2019, quando ocorreram eventos de chuva severos, houve alagamentos das casas e, conseqüentemente, sérios problemas socioeconômicos para os moradores da localidade ribeirinha.

Figura 15 – Lâmina de inundação para uma região do Bairro São José – João Pessoa



Fonte – PMJP (2014b)

Nota: Período de retorno de 2,33 anos (azul claro) e para 50 anos (azul escuro)

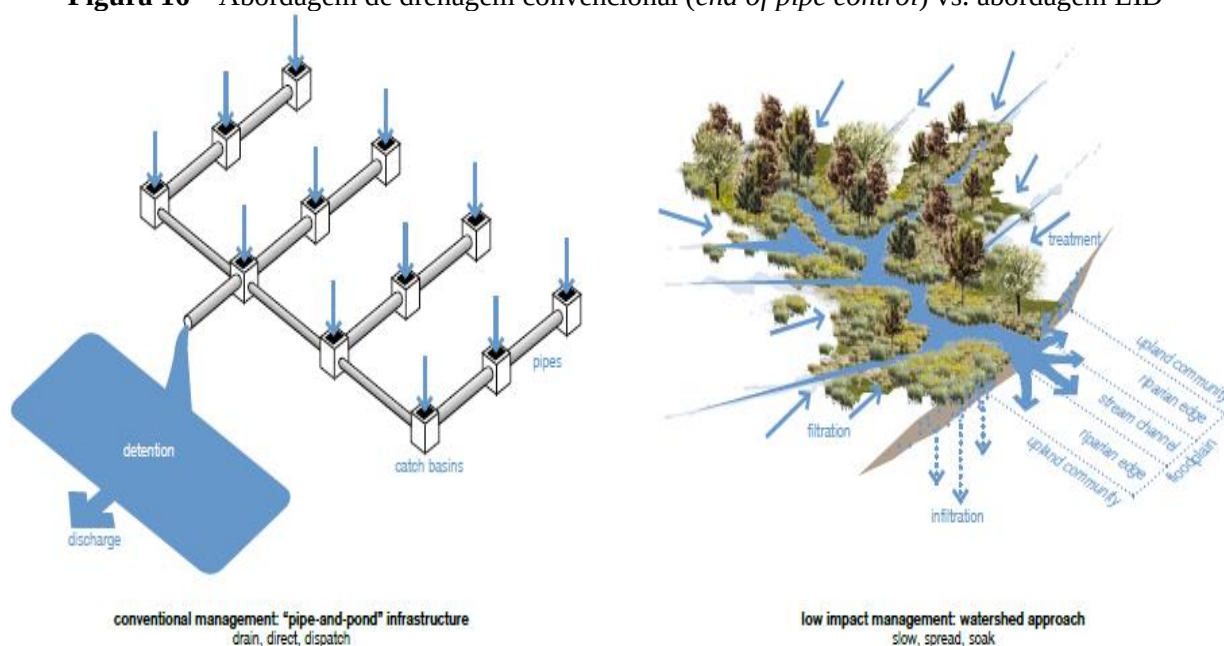
Para Debortoli *et al.* (2017), a “*flash flood*” (inundação repentina) é definida como um processo hidrológico no qual o escoamento superficial tem uma transmissão de energia alta e concentrada. O fenômeno é descrito como um transbordamento acima da capacidade máxima do canal principal do rio, geralmente causado por fortes chuvas concentradas. Essas condições causam um aumento súbito e violento nas taxas de fluxo e, conseqüentemente,

transbordamento. Nas áreas urbanas, as inundações repentinas geralmente resultam de uma deficiência dos sistemas de drenagem de águas pluviais, que podem ou não estar associados ao transbordamento de rios. As inundações repentinas exigem um monitoramento complexo porque tendem a produzir mais danos humanos e materiais do que as inundações graduais.

Righetto *et al.* (2009) relatam que as vazões de cheia produzidas na bacia hidrográfica ou localmente no espaço urbano podem ser bastante alteradas em função de um manejo eficiente do controle dos deflúvios em suas fontes geradoras e de pequenas estruturas de controle em determinados pontos da bacia, particularmente próximos às vias públicas e fundos de vale. Adicionalmente, completa os autores, o controle da geração de deflúvios em lotes e condomínios habitacionais pode ser eficientemente realizado por meio de um paisagismo que integre adequadamente as áreas impermeabilizadas com as áreas verdes.

Melo (2011) afirma que diferentemente das soluções convencionais para as águas pluviais urbanas, que buscam algum tipo de controle do volume escoado no ponto mais à jusante de todo o sistema (*end of pipe control*) – atuando sobre os hidrogramas gerados e não sobre as causas –, a metodologia de técnicas compensatórias aplicada no manejo de águas pluviais urbanas atua sobre as causas dos problemas, buscando o equilíbrio através da interação dos componentes do sistema (**Figura 16**).

Figura 16 – Abordagem de drenagem convencional (*end of pipe control*) vs. abordagem LID



Fonte: UACDC (2010)

Do ponto de vista da legislação que contribui para minimização da geração de escoamento superficial no município de João Pessoa temos algumas medidas pontuais como a fixação da taxa de área permeável mínima para os lotes edificados com construções verticais, prevista no art. 6º do Decreto 5.900/2007 PMJP (2007b), que obriga um percentual mínimo de 4% de área total do lote destinado ao solo permeável e 10% para os passeios públicos referentes a estas edificações. O Decreto 5.844/2007 PMJP (2007a) determina reservar, no mínimo, 30% de área com solo permeável dos lotes localizados na Zona Prioritária Adensável do bairro Altiplano Cabo Branco. Por outro lado, o art. 3º do Decreto 5.343/2005 PMJP (2005) estabelece que a taxa de impermeabilização do solo, em qualquer situação, não deve ser superior a 50%, e as demais áreas livres deverão ser tratadas com jardins utilizando-se espécies nativas para as áreas pertencentes ao Setor de Amenização Ambiental, referente à Zona de Preservação Ambiental e de Proteção Paisagística do Parque do Cabo Branco.

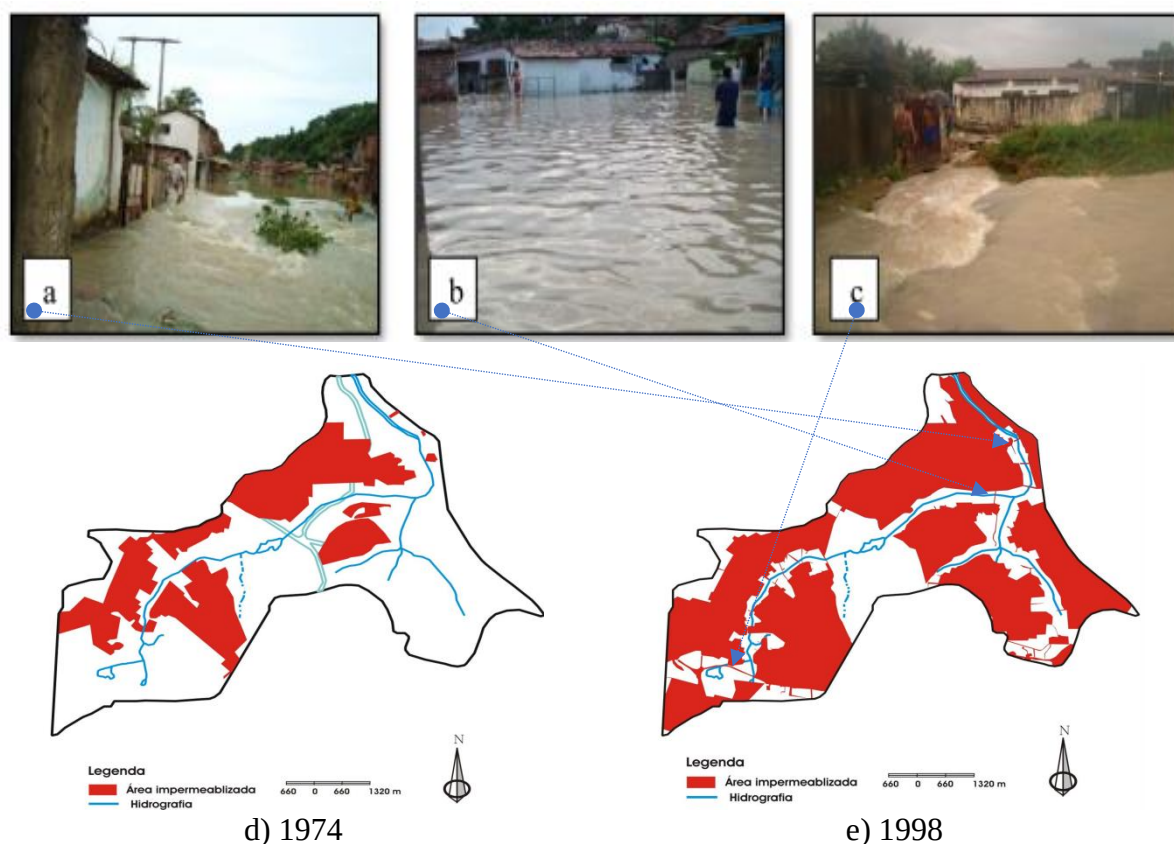
O art. 34º, da Lei Complementar nº 93/2015 PMJP (2015) impõe como dever dos usuários de serviços de saneamento básico: “inciso V – primar pela retenção das águas pluviais no imóvel, visando a sua infiltração no solo ou seu reuso”. Lançado no contexto geral do saneamento básico do município, este inciso da lei é meramente figurativo, já que não há política de drenagem urbana efetiva que promova a redução dos riscos de inundações e enchentes recorrentes na cidade de João Pessoa.

Nesse sentido algumas áreas da cidade não têm legislações específicas e continuam a sofrer os danos causados pela deficiência no sistema de drenagem urbana. Foi o que ocorreu no ano de 2019, quando em 24 horas choveu 257 mm em João Pessoa segundo a Defesa Civil Municipal⁵. Alagamentos, inundações, queda de barreiras, entre outros eventos, trouxeram graves transtornos e perdas econômicas para a população da cidade.

Também no mês de junho de 2013 foi observada a ocorrência de enchentes em toda a extensão da bacia do Rio Jaguaribe, não se restringindo, apenas, ao baixo curso. O extravasamento das águas fluviais alcançou o leito maior, colocando em situação de risco até as residências localizadas mais distantes do canal fluvial, como pode ser observado na **Figura 17**.

⁵ Disponível em: <http://www.joaopessoa.pb.gov.br/joaopessoa-registra-maior-volume-de-chuvas-dos-ultimos-anos-e-defesa-civil-nacional-emite-alerta-de-risco-alto/>. Acesso em: ago. 2019.

Figura 17 – Inundação em comunidades, bacia do Rio Jaguaribe



Fonte: Santos (2018) e Sobreira (2006)

A imagem ilustra a inundação na bacia do Rio Jaguaribe ocorrida entre os dias 1º e 3 de julho de 2013. Na imagem (a) está a Comunidade São José, baixo curso fluvial; na imagem (b) a Comunidade Tito Silva, médio curso fluvial; na imagem (c) a Comunidade Jardim Guaíba, alto curso fluvial. A imagem (d) apresenta área impermeabilizada da bacia do Rio Jaguaribe em 1974, e a imagem (e) a área impermeabilizada da bacia do Rio Jaguaribe em 1998.

Como já exposto, o processo de urbanização e o consequente aumento de áreas impermeáveis (**Figuras 17d e 17e**) colabora de forma determinante para a ocorrência de eventos de desastres naturais relacionados aos escoamentos de águas pluviais urbanas.

Nesse contexto, o gerenciamento de águas pluviais usando a abordagem de Infraestrutura Verde emergiu como solução local que forma partes integradas do sistema de drenagem mais amplo e tenta recriar a hidrologia de pré-desenvolvimento. Embora contribua para reduzir os impactos dos fluxos excedentes na condição de enchente (por exemplo, fornecendo atenuação através de zonas de armazenamento de superfície), ele também fornece múltiplas funções na condição de não inundação do dia a dia (DAVIES *et al.*, 2015).

2.4 Drenagem e técnicas de manejo de águas pluviais – origens e desenvolvimento

O desenvolvimento das técnicas de drenagem de águas pluviais é fruto de um longo caminho de aprendizado acumulado no tempo. Apesar do desenvolvimento dessas técnicas de engenharia, principalmente a partir do século XIX, esse conhecimento remonta a antigas civilizações no Mediterrâneo, Ásia Meridional e vale dos rios Tigre e Eufrates. Para Gorokhovich *et al.* (2011), as tecnologias modernas de gerenciamento de recursos hídricos visam uma eficiência imediata através de uma alta especialização do conhecimento, apoiada por estruturas dominantes capazes de mobilizar recursos externos ao meio ambiente. O conhecimento tradicional, por outro lado, operava conectando-se e integrando-se e teria se apoiado em um sistema para coletar água meteórica (aqui no sentido de origem atmosférica direta) ou explorar áreas de escoamento usando a força da gravidade ou métodos de captação de água, como a coleta de água da chuva, que permitiria o reabastecimento e aumentaria a durabilidade do recurso.

Dessa forma, sugerem os autores, a iminente crise hídrica atual em muitas partes do mundo deve ser enfrentada usando conhecimentos e técnicas tradicionais herdados do passado, além de nossas capacidades tecnológicas atuais para alcançar formas mais sustentáveis de lidar com a escassez de água, particularmente em partes do mundo em desenvolvimento. Muitos problemas atuais da água podem ser resolvidos usando o conhecimento tradicional desenvolvido por culturas antigas, como os minoicos, concluem os autores.

A captação de água da chuva é certamente uma das tecnologias de conhecimento tradicional usadas pelos povos antigos e poderia ser implementada em partes desenvolvidas e em desenvolvimento do mundo para promover a sustentabilidade dos recursos hídricos.

Segundo Charlesworth *et al.* (2016) e De Feo *et al.* (2014), os primeiros babilônios e mesopotâmios, na região do atual Iraque (4000 – 2500 AC), tinham sistemas de drenagem de águas superficiais e viam o escoamento urbano como um incômodo. No entanto, eles também perceberam que o escoamento deslocava o lixo, o que, para alguns, era um recurso. À medida que esses sistemas de drenagem se desenvolviam, eles dependiam principalmente de uma infraestrutura mais elaborada. Os minoicos (3000 – 1200 AC), por exemplo, usavam tubos de terracota para transportar águas pluviais de seus assentamentos. Para De Feo *et al.* (2014), foi em Creta com a civilização Minoica e na Ásia meridional com a civilização Harappan ou Harapiana (por causa da cidade de Harappa no *Indus Valley*), que os sistemas de drenagem

foram desenvolvidos pela primeira vez e eram sistematicamente bem projetados, organizados e operados. (**Figura 18**).

Figura 18 – Sistema de drenagem em Mohenjo-Daro – cidade do Indus Valley (2500-1500 AC)



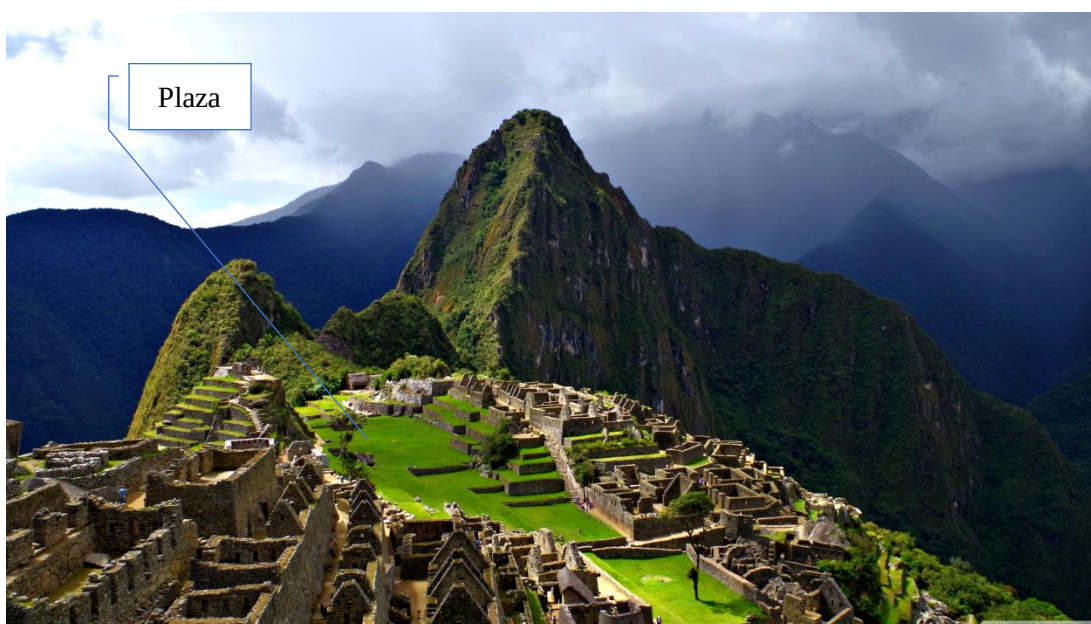
Fonte: Larry Burrows/The LIFE Picture Collection/Getty Images ⁶

Estudos realizados em cidades andinas das antigas civilizações pré-colombianas, como Machu Picchu (cidade do Império Inca, situada nos Andes Peruanos com 2.438m de elevação), indicam que sofisticados sistemas de drenagem foram utilizados em suas construções, inclusive a infiltração. De acordo com Wright *et al.* (1999), essa foi uma técnica padrão nos terraços circundantes do sítio arqueológico, mas também foi encontrada em áreas de praças, onde águas pluviais se infiltravam e, posteriormente, eram descartadas. Eles afirmam que abaixo de uma praça do sítio arqueológico foram encontradas camadas de rocha solta e pedaços de pedra de até um metro de profundidade, o que proporcionava drenagem subsuperficial. As lascas de rocha foram recicladas das pedreiras como subproduto das construções de prédios e paredes no local. A água dos principais eventos pluviométricos capazes de percolar nas camadas abaixo da praça era temporariamente armazenada nos vazios da camada de rocha e lentamente liberada no ponto de descarga abaixo da superfície a uma taxa modesta, sem causar um distúrbio no lençol freático, que de outra forma levaria à instabilidade da praça e de seus solos (**Figura 19**).

⁶ Disponível em: <https://www.gettyimages.ie/detail/news-photo/drainage-system-in-mohenjo-daro-ancient-city-of-indus-news-photo/92923527>. Acesso em: ago. 2019.

As áreas das praças também foram usadas para receber e descartar a drenagem de águas pluviais de bacias adjacentes urbanizadas através de infiltração e escoamento superficial. Como fator de segurança, os engenheiros incas também construíram instalações de drenagem superficial para a área da praça.

Figura 19 – Cidade inca de Machu Picchu – Andes Peruanos



Fonte: Young Rausis (2019)⁷

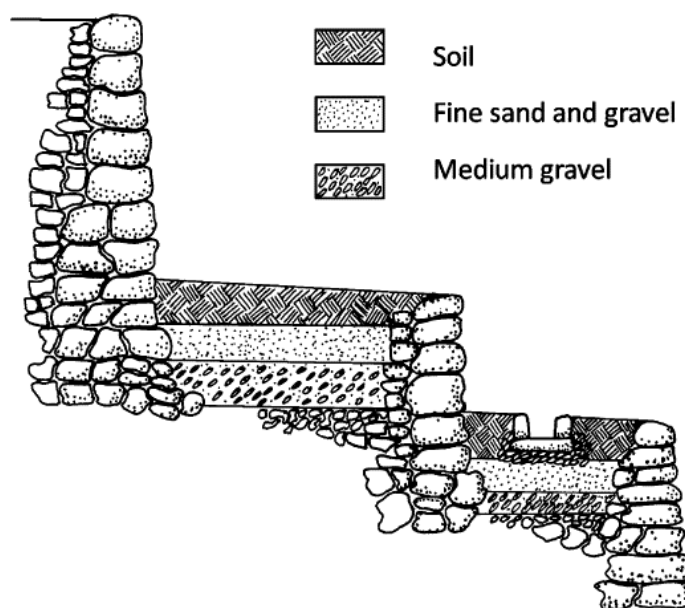
Em Machu Picchu, com base no exame da topografia, falta de erosão, tipo de solo, cobertura vegetal provável e potencial de drenagem subsuperficial, estima-se que na área dos terraços agricultáveis cerca de 90% da precipitação anual tenha se infiltrado, e 10% resultaram em escoamento superficial. Por outro lado, na área urbana, aproximadamente 60% seria escoamento superficial, com 40% infiltrados devido à impermeabilidade dos telhados de palha e solos compactados. O levantamento de campo do sistema de drenagem de edifícios e paredes de Machu Picchu prova que a capacidade e o caráter do sistema de drenagem subterrâneo eram geralmente adequados em termos de capacidade de fluxo e armazenamento de retenção temporária para aceitar e transportar o componente de água subterrânea de chuvas intensas para a encosta abaixo (WRIGHT *et al.*, 1999).

Para Wright (2013), os terraços agrícolas de Machu Picchu forneciam proteção contra o escoamento excessivo e a erosão das encostas e representam uma boa administração do solo. Cerca de 600 a 700 desses antigos terraços agrícolas totalizam 4,9 ha, são formados por muros

⁷ Disponível em: http://www.wallpaperswide.com/machu_picchu-wallpapers.html. Acesso em: ago. 2019.

de contenção de pedra, contêm solo superficial espesso e são bem drenados. A **Figura 20** mostra a estratificação típica de materiais. A inspeção dos terraços em comparação com as fotografias tiradas em 1912 por Bingham (descobridor do sítio arqueológico em 1911) indicou poucas evidências de erosão do escoamento superficial, mesmo depois de quase quatro séculos sem manutenção e chuvas significativas (2.000 mm de precipitação anual). Para Wright (2013), o sistema de drenagem de superfície, paralelo aos terraços agrícolas, forneceu redundância e um fator de segurança de drenagem para eventos intensos de chuva.

Figura 20 – Seção transversal típica dos terraços agrícolas Inca em Machu Picchu



Fonte: Wrigth (2013)

É proposto por Apt (2011) que os terraços em Machu Picchu representam uma forma inicial de biorretenção, já que sua estrutura é similar às versões modernas de tais dispositivos, tendo cascalho como camada de base, areia no meio e uma camada de solo superficial como recurso de superfície para desenvolvimento da vegetação. Isso proporcionaria, segundo o autor, o aprisionamento físico dos poluentes, bem como o tratamento biológico e químico, melhorando assim a qualidade da água. Além disso, as plantas retardariam o fluxo de água, atenuando o pico de vazão das chuvas. Acredita-se, sugere o autor, que a água era direcionada para fontes nos terraços inferiores, onde era utilizada para beber.

Portanto, sustentam Charlesworth *et al.* (2016) que essas antigas civilizações também usaram técnicas de manejo da água, que estão incluídas no conjunto de drenagem sustentável de intervenções e, assim, pode-se considerar que os sistemas de drenagem sustentáveis (SuDs)

como técnica não é nova. Pode não ter sido chamado de “drenagem sustentável” no passado, mas, por exemplo, a captação de água, o armazenamento e o transporte foram todos bem conhecidos e eficientemente utilizados por culturas antigas desde o início da Idade do Bronze em Creta e nas antigas cidades dos povos pré-colombianos nas Américas, como citado acima.

O fato é que com a denominação de LID, WSUD, SuDs ou Técnicas Alternativas, os elementos de Infraestrutura Verde estão sendo usados com o propósito de tornar as cidades ambientalmente sustentáveis, principalmente no que concerne à gestão de águas pluviais. A principal atração das soluções naturais é a sua multifuncionalidade, ou seja, sua capacidade de fornecer várias funções e benefícios na mesma área espacial.

Fletcher *et al.* (2015) destacam que a Infraestrutura Verde é definida de forma variada na literatura de gerenciamento de águas pluviais dos EUA, como uma rede de práticas descentralizadas de gerenciamento de águas pluviais, como telhados verdes, jardins de chuva e pavimentos permeáveis, que podem capturar e infiltrar a chuva onde cai, reduzindo o escoamento das águas pluviais e melhorando a saúde das vias circundantes. Pode também estar relacionada a objetivos ambientais ou de sustentabilidade que as cidades estão tentando alcançar através de uma combinação de abordagens naturais.

Na verdade, o termo GI é cada vez mais usado na literatura de águas pluviais, de uma maneira que é quase sinônimo de prática de desenvolvimento de baixo impacto ou LID.

Para a U.S. EPA (2017), a Infraestrutura Verde é uma abordagem econômica e resiliente para gerenciar os impactos provenientes das precipitações que oferece muitos benefícios para comunidade. Enquanto a infraestrutura de águas pluviais cinzentas de uso único – sistemas convencionais de drenagem com canos e de tratamento de água – é projetada para mover as águas pluviais urbanas para longe do ambiente construído, a Infraestrutura Verde reduz e trata as águas pluviais na sua fonte, ao mesmo tempo em que oferece benefícios ambientais, sociais e econômicos.

Por outro lado, a *European Environment Agency* (2014) relata que a infraestrutura "cinza" é cara e geralmente apenas atende a funções únicas, como a drenagem ou o transporte, enquanto a natureza muitas vezes fornece soluções múltiplas que também são mais baratas, mais robustas e muito mais sustentáveis de forma econômica e social.

Para essa agência europeia, isso não quer dizer que a infraestrutura cinza seja dispensável. Vista de uma forma funcional, a infraestrutura cinza facilita a produção de bens e serviços e a distribuição de produtos acabados nos mercados. A infraestrutura cinza também

facilita a prestação de benefícios sociais básicos, como a acessibilidade aos serviços de saúde e possibilita o transporte de matérias-primas por estrada.

Fletcher *et al.* (2015) descrevem que o termo “*alternative techniques*” (ATs) ou “*techniques alternatives*” (TAs), começou a ser usado no início dos anos 1980 em países de língua francesa para descrever um novo paradigma de drenagem urbana, afastando-se da tradicional abordagem de eliminação rápida. O termo “alternativa” foi entendido no sentido de “não convencional”, e até mesmo no sentido de “contra” soluções conservadoras.

Ainda segundo os autores, as técnicas alternativas destinavam-se a neutralizar o efeito da expansão urbana, otimizando o uso da terra urbana, e a limitar os custos de investimentos. Elas eram, portanto, também chamadas de técnicas compensatórias, uma vez que foram consideradas para compensar os impactos da urbanização, objetivando reduzir o volume de escoamento, os fluxos de pico e, em geral, reduzir a vulnerabilidade das áreas urbanas às inundações e, em menor medida, proteger a qualidade dos ambientes receptores. Esse termo foi particularmente usado em Bordeaux (França) a partir da década de 1980 e em alguns outros países como o Brasil (BAPTISTA *et al.*, 2011). Um dos princípios iniciais era que as técnicas compensatórias deveriam manter as taxas de fluxo que ocorreriam sob condições naturais. Desse ponto de vista, o conceito era semelhante à abordagem LID.

Baptista *et al.* (2011) destacam que as técnicas compensatórias se baseiam, primordialmente, na retenção e na infiltração das águas precipitadas, visando o rearranjo das vazões ao longo do tempo e, eventualmente, a diminuição do volume escoado, reduzindo assim a probabilidade de inundações. Outro aspecto citado por esses autores é a possibilidade dessas técnicas assumirem múltiplas formas, permitindo suas utilizações em diferentes escalas, desde pequenas parcelas até o projeto de sistemas de drenagem para grandes áreas. Elas podem, ainda, integrar-se ao meio ambiente e ao tecido urbano, permitindo usos associados, por exemplo, a áreas de estacionamentos, áreas para lazer e práticas de esportes, além de parques e outros espaços.

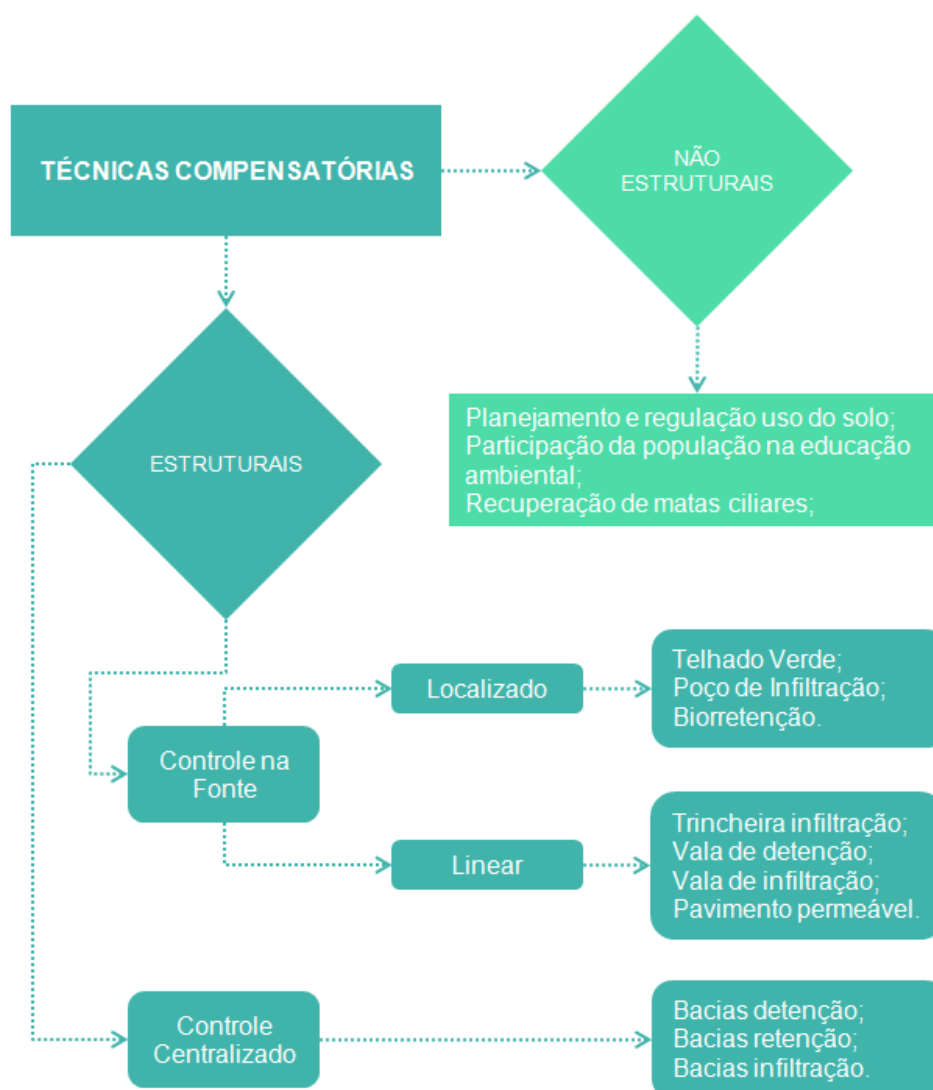
Por outro lado, Canholi (2014) trata das técnicas compensatórias com a denominação de medidas de controle, classificando-as como medidas estruturais e medidas não estruturais. As medidas estruturais compreendem as obras de engenharia que podem ser implantadas visando à correção e/ou prevenção dos problemas decorrentes de enchentes.

Medidas não estruturais são aquelas em que se procura reduzir os danos ou as consequências das inundações, não por meio de obras, mas pela introdução de normas, regulamentos e programas que visem, por exemplo, o disciplinamento do uso e ocupação do

solo, a implementação de sistemas de alerta e a conscientização da população para a manutenção dos dispositivos de drenagem.

Uma classificação combinada das diversas técnicas compensatórias pode ser mais bem visualizada no esquema proposto na **Figura 21**:

Figura 21 – Classificação das Técnicas Compensatórias.



Fonte: Adaptado de Baptista *et al.*, (2011); Righetto *et al.* (2009); Roy-Poirier *et al.* (2010) e Melo (2011).

Neste trabalho serão apresentadas, brevemente, as principais técnicas compensatórias estruturais de controle na fonte localizadas e lineares mais utilizadas no manejo de águas pluviais, e, mais detidamente, os dispositivos de biorretenção.

2.4.1 Telhados verdes

Collett *et al.* (2013) detalham que os telhados vegetais ou telhados verdes fornecem os benefícios de um jardim no topo dos edifícios e reduzem o escoamento através de processos de retenção e evapotranspiração de forma mais eficaz, a partir de eventos de chuva curtos e leves. Em climas temperados, os telhados com vegetação são capazes de reduzir o escoamento anual do telhado em 50%. Eles podem ser classificados como extensivos e intensivos e consistem em camadas de solo, materiais vegetais e uma variedade de membranas de isolamento e impermeabilização (**Figura 22**). Telhados com vegetação extensiva normalmente usam entre 10 cm e 15 cm de substrato, enquanto telhados intensivos consistem em pelo menos 15 cm de substrato. Telhados verdes intensivos sustentam mais espécies de plantas, incluindo arbustos e árvores, e podem ser projetadas como jardins de telhado destinados à habitação humana.

Figura 22 – Camadas de um telhado verde



Fonte: www.sky-garden.co.uk⁸

Os telhados vegetais adicionam isolamento térmico e podem reduzir os custos de aquecimento e arrefecimento dos edifícios. Eles também reduzem significativamente o calor refletido pela construção de telhados em comparação com os materiais de cobertura convencionais, reduzindo assim as ilhas de calor e introduzindo o espaço verde e a biodiversidade nos ambientes urbanos.

⁸ Disponível em: <http://www.sky-garden.co.uk>. Acesso em: ago. 2019.

Temperaturas de superfície reduzidas ajudam os edifícios a permanecerem mais frios porque menos calor flui através do telhado para dentro do edifício. Além disso, temperaturas mais baixas do telhado verde resultam em menos transferência de calor para o ar acima do telhado, o que pode ajudar a manter as temperaturas do ar mais baixas também.

Segundo a U.S. EPA (2008), um estudo na cidade de Chicago, no estado de Ilinoi, nos EUA, comparou as temperaturas da superfície do verão em um telhado verde de um prédio, com um teto convencional de um prédio vizinho (**Figura 23**). Em um dia de agosto no início da tarde, na década de 1990, a temperatura da superfície do telhado verde variou de 33 °C a 48 °C, enquanto no teto escuro e convencional do prédio adjacente a temperatura era de 76 °C. A temperatura do ar próxima da superfície, acima do telhado verde, era cerca de 4 °C mais fria que a do teto convencional.

Ainda segundo a U.S. EPA (2008), um estudo similar na Flórida descobriu que a temperatura média máxima da superfície de um telhado verde era 30 °C, enquanto o teto claro adjacente era de 57 °C.

Figura 23 – Diferenças de temperatura (°F) entre um telhado verde e convencional - Chicago – Ilinoi



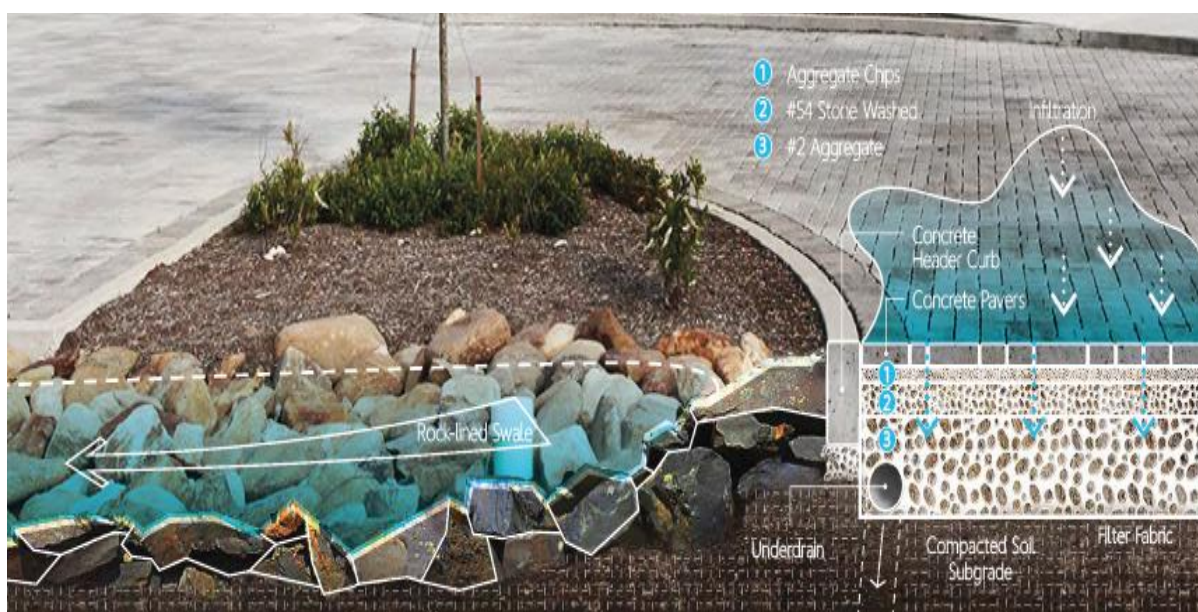
Fonte: U.S. EPA (2008)

Para a utilização de telhados verdes é preciso que se tenha alguns cuidados – que podem ser vistos como desvantagens – mas que são necessários em qualquer estrutura de engenharia, tais como: uma adequada manutenção da sua estrutura saudável e com boa aparência; o investimento financeiro inicial pode ser alto; restrições quanto à estrutura da edificação; e mão de obra especializada para instalação para evitar problemas de vazamento e infiltrações danosas.

2.4.2 Pavimento permeável

Canholi (2014) define Pavimento permeável ou poroso como aquele constituído geralmente de concreto ou asfalto convecionais, dos quais foram retiradas as partículas mais finas, criando uma descontinuidade na granulometria desses materiais. Esses pavimentos podem ser construídos também com elementos celulares de concreto sobre bases granulares. Mantas sintéticas geotêxteis podem ser colocadas entre a base e o pavimento, de forma a evitar a passagem de finos (Figura 24).

Figura 24 – Pavimento permeável com blocos de concreto intertravados



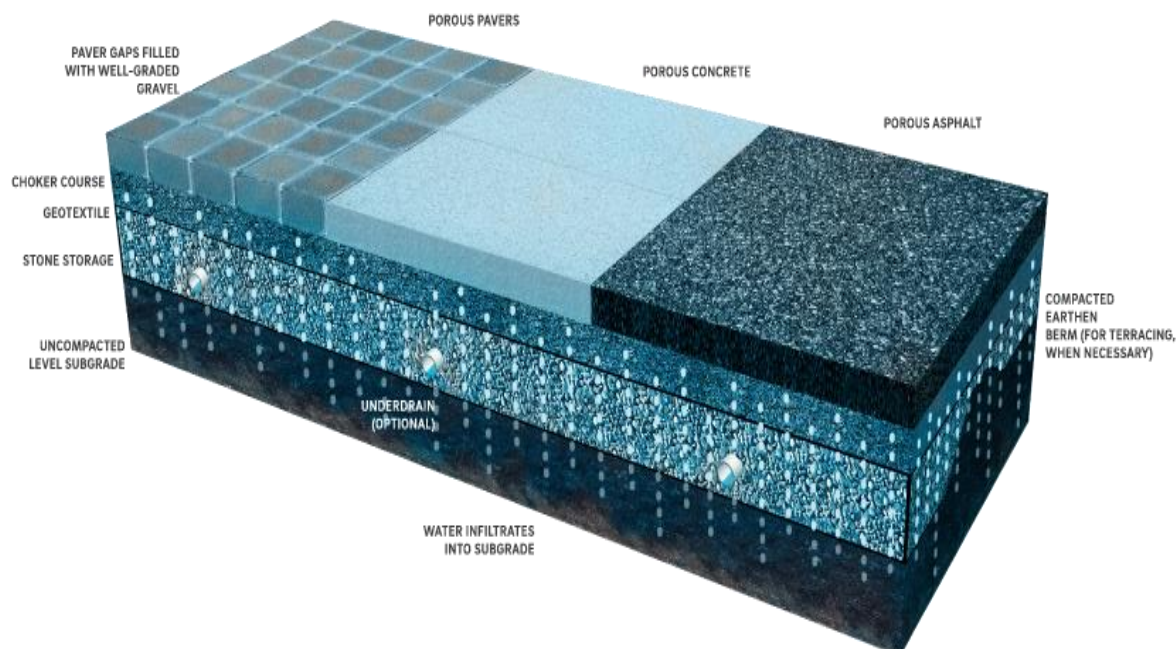
Fonte: Collett *et al.* (2013)

Collett *et al.* (2013) descrevem que os Pavimentos permeáveis ajudam na redução do escoamento, permitindo retenção e infiltração. Eles podem ser usados como um substituto para pavimentação impermeável em áreas como estacionamentos, praças e passarelas, onde superfícies duras são necessárias. Ao utilizar áreas que já estão programadas para uso humano ou veicular, a pavimentação permeável pode reduzir a quantidade de área necessária para instalações adicionais de gerenciamento estrutural e agregar valor a uma propriedade, preservando o espaço edificado.

Cuidados com a manutenção desses BMPs são necessários e requerem um plano de manutenção completo da superfície pavimentada e da área circundante. A aspiração ou lavagem anual da pavimentação permeável é necessária para remover o sedimento acumulado e assim

não comprometer a eficiência do sistema. Adicionalmente, tubos de drenagem podem ser colocados sob o pavimento para melhorar a eficiência do sistema (**Figura 25**).

Figura 25 – Pavimento permeável com tubos de drenagem sob o pavimento



Fonte: *Philadelphia Water Department* (2018)⁹

Os Pavimentos permeáveis podem ser usados para substituir o pavimento impermeável tradicional para a maioria das aplicações pedestres e veiculares. Projetos compostos que usam asfalto convencional ou concreto em áreas de alto tráfego adjacentes a pavimentos permeáveis em áreas de menor tráfego ao longo dos acostamentos de rodovias ou em áreas de estacionamento podem ser implementados para atender às necessidades de gerenciamento de transporte e águas pluviais. Os Pavimentos permeáveis são usados com mais frequência na construção de passarelas de pedestres, calçadas, estradas de baixo volume de tráfego e áreas de estacionamento de prédios de escritórios, instalações recreativas e *shopping centers*.

Especificamente sobre pavimento de concreto, asfalto ou de cimento, a principal diferença entre o convencional e o poroso é o índice de vazios deste último. Enquanto o concreto convencional é compacto e tem propriedades que o fazem enrijecer ao longo do tempo, tornando-o mais resistente, a característica do permeável é outra. Ele é feito a partir de material granular, quase todo do mesmo tamanho, com a mesma granulometria (para aumentar os vazios), podendo ser menos resistente que o convencional.

⁹ Disponível em: http://www.philly-watersheds.org/what_were_doing/gsdm. Acesso em: jun. 2018.

2.4.3 Trincheiras de infiltração

Na concepção de Melo *et al.* (2016) as Trincheiras de infiltração são projetadas ao longo de superfícies impermeáveis, destinadas a amortecer os volumes de escoamentos superficiais. Trata-se de uma técnica linear, na qual a dimensão de comprimento é superior ao de largura e profundidade. Não há um padrão de proporcionalidade entre as dimensões da trincheira de infiltração. É um sistema de infiltração do tipo controle na fonte linear, podendo ser implantado em diversos locais, pois se integra facilmente ao ambiente através de suas propostas de design (**Figura 26**).

Figura 26 – Trincheira de infiltração



Fonte: Collett *et al.* (2013)

Ainda segundo Melo *et al.* (2016), as Trincheiras de infiltração são projetadas, principalmente, para armazenamento das águas superficiais, para uma posterior percolação da água no solo e para recarga das águas subterrâneas, concomitantemente à retenção de partículas poluentes advindas do escoamento superficial. São implantadas em áreas com espaços limitados, a exemplo de calçadas, rodovias, lotes residenciais e estacionamentos.

Para Graciosa *et al.* (2008) as Trincheiras de infiltração podem ser superficiais ou subterrâneas, e preenchidas ou não com brita. A geometria longa e estreita objetiva reduzir a área de base, que tende a colmatar devido às partículas sólidas presentes na água infiltrada, ao

mesmo tempo em que aumenta a relação entre a principal área de infiltração (as laterais) e o volume de armazenamento.

2.4.4 Dispositivos de biorretenção

As instalações de biorretenção (células, canteiros ou plantadores) (**Figura 27**) são projetadas para tratar e infiltrar uma quantidade específica de águas pluviais. Elas têm critérios de projeto exatos para garantir que elas funcionam de acordo com a intenção do projeto. Essas instalações possuem requisitos de operação, manutenção e inspeção, uma vez que fazem parte de um sistema de controle de fluxo e tratamento de águas pluviais. As instalações incluem misturas de solo projetadas e, às vezes, estruturas de controle como subdrenos para auxiliar no controle de transbordamento, bacias de captura para filtrar sedimentos e barragens ou represas para diminuir o fluxo de água que se desloca pela instalação (LIU *et al.*, 2014).

Figura 27 – Sistema de Biorretenção – canteiros pluviais



Fonte: Collett *et al.* (2013)

No mesmo sentido, Fletcher *et al.* (2013) mencionam que as tecnologias de gerenciamento de águas pluviais são desenvolvidas para duas aplicações principais: tratamento da qualidade da água e mitigação das mudanças hidrológicas. Como a urbanização não só aumenta a frequência e a magnitude dos fluxos máximos, mas muitas vezes (embora nem

sempre) resulte em depleções para o fluxo de base, as tecnologias apropriadas dependerão do regime de fluxo desejado.

Para esses autores as tecnologias baseadas na infiltração de águas pluviais incluem Canteiros de infiltração, Trincheiras de infiltração, Bacias de infiltração, sistemas de biorretenção sem revestimento ou *rain gardens* (jardins de chuva), Pavimentos porosos, entre outros. A característica desse grupo de técnicas é que ele ajuda na restauração de fluxos de base através da recarga de fluxos de águas subterrâneas.

Os sistemas de biorretenção consistem em pequenas áreas que são escavadas e preenchidas com uma mistura de solo de alta permeabilidade e matéria orgânica projetada para maximizar a infiltração e o crescimento vegetativo, além de serem cobertas com vegetação terrestre nativa. Essas instalações aceitam as águas pluviais de uma pequena área contributiva em células com plantas e uma mistura de solo projetada para fornecer uma condutividade hidráulica saturada específica. Uma grande variedade de plantas pode ser usada em áreas de biorretenção, incluindo árvores, arbustos, gramíneas e/ou outras plantas herbáceas. As células de biorretenção podem ou não ter uma subdrenagem, e não são projetadas como um sistema de transporte de água (HINMAN, 2012; ROY-POIRIER *et al.*, 2010) (**Figura 28**).

Figura 28 – Dispositivo de biorretenção com tubo de drenagem auxiliar



Fonte: Philadelphia Water Department (2018)¹⁰.

¹⁰ Disponível em: http://www.philly-watersheds.org/what_were_doing/gsdm. Acesso em: jun. 2018.

2.4.4.1 Dispositivos de biorretenção – estrutura e funcionamento

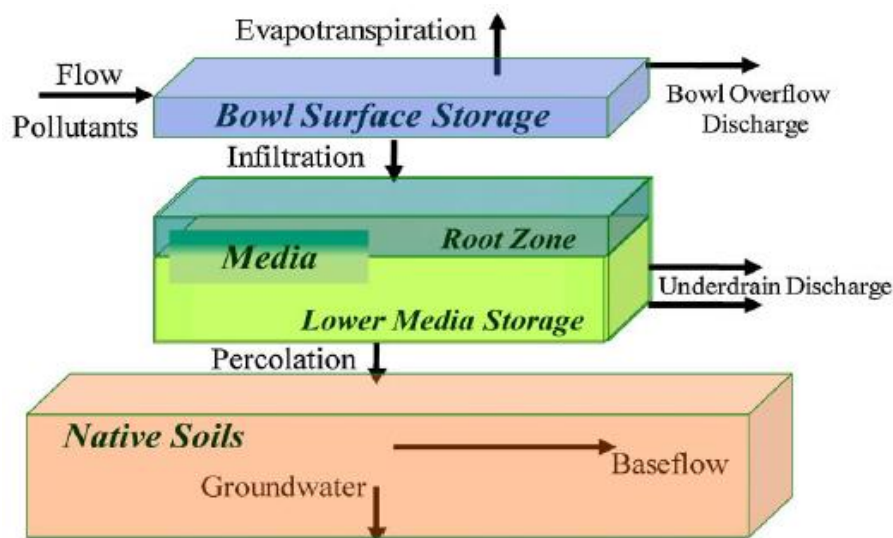
Ao receber influxos de água e promover a retenção, infiltração e filtração, os sistemas de biorretenção, de acordo com a sua estrutura, sua configuração espacial e as condições locais, atuam de maneira análoga – porém em menor escala – ao que se processa na natureza e englobam processos químicos, biológicos e físicos. É dessa forma que os sistemas de biorretenção alcançam seus objetivos: controles qualitativo e quantitativo do escoamento superficial.

Segundo Olszewski e Davis (2013), integrar instalações de biorretenção nos pontos de descarga de áreas impermeáveis é um método popular de desacelerar e filtrar o escoamento urbano antes que ele atinja os ecossistemas circundantes. Essas células fazem parte do esforço de desenvolvimento de baixo impacto (LID) para reduzir os efeitos do desenvolvimento no meio ambiente terrestre e aquático pelos meios mais naturais possíveis. Os projetos de biorretenção, portanto, enfatizam a simplicidade e incorporam espaços verdes dentro e ao redor de superfícies impermeáveis. Seguindo essa filosofia, as células de biorretenção incluem camadas de solo para promover a infiltração e incorporar vegetação para facilitar vários benefícios de qualidade da água, bem como a evapotranspiração entre eventos de chuva.

Por seu turno, Roy-Poirier *et al.* (2010) afirmam que os sistemas de biorretenção foram projetados para tratar o escoamento como fluxo, antes de ser drenado do local. O projeto inicial do sistema de biorretenção consiste em uma área escavada preenchida com solo natural, sublinhada por uma fina camada de areia e plantada com espécies nativas de gramíneas, arbustos e árvores. Esses sistemas são introduzidos como um meio de tratar o escoamento do “*first flush*” (primeiro fluxo) das áreas urbanas, que é a porção inicial do escoamento em um evento de chuva que transporta cargas desproporcionalmente grandes de poluentes.

O conceito de sistemas de biorretenção para tratamento de águas pluviais pode ser comparado com sistemas naturais similares usados para tratar efluentes de esgoto. Nesses sistemas, conhecidos no Brasil como valas de infiltração, a aplicação terrestre de efluentes do tratamento de águas residuais depende de processos naturais dentro do solo e da vegetação, para promover o ciclo de nutrientes.

Davis *et al.* (2012) descrevem que a análise fundamental do balanço hídrico do sistema de biorretenção é baseada nos dois volumes de controle e na zona nativa do solo apresentada na **Figura 29**.

Figura 29 – Análise de fluxo de uma biorretenção

Fonte: Davis *et al.* (2012)

Para esses autores, o fluxo para a célula de biorretenção entra pela primeira vez na bacia de armazenamento da instalação, cuja profundidade geralmente varia de 15 cm a 52 cm. Um armazenamento adicional está disponível no volume de poros da camada de solo (*Media*, na **Figura 29**). Essa camada tem profundidade de 0,6 a 1,2 m. O volume de poros do solo é chamado de porosidade efetiva do solo (ϕ) e representa a relação entre o volume de vazios do solo e o volume total, variando geralmente entre 30% e 70%, (PINTO, 2006). Para fins de balanço hídrico, a camada de solo é ainda separada em uma zona de raiz (*Root Zone*) e uma camada mais profunda. A quantidade de espaço poroso disponível para armazenamento é controlada pela condição de umidade antecedente na camada. A água se infiltra a partir da bacia de armazenamento para os espaços vazios das camadas, saindo através de um tubo de drenagem (*Underdrain*), de evapotranspiração (ET) ou via percolação para os solos nativos ao redor. Por conseguinte, todo o volume de escoamento que entra na célula de biorretenção e é mantido em armazenamento (para posterior evapotranspiração) ou transmitido para o solo nativo circundante não será descarregado em águas superficiais.

O desempenho do sistema depende então da condutividade hidráulica do solo nativo da camada e do gradiente hidráulico. Portanto, os sistemas de biorretenção terão um desempenho único com base na bacia de detenção da superfície, volume de poros da camada de solo, conteúdo de umidade (armazenamento disponível) da camada, interface camada/solo nativo e configuração de drenagem.

Zhang e Chui (2017) concordam que as águas subterrâneas rasas são uma restrição comum para a implementação de células de biorretenção, além de superfícies íngremes e solos *in situ* impermeáveis. Em áreas de águas subterrâneas rasas, os sistemas de infiltração de águas pluviais podem formar bolsões de águas subterrâneas e aumentar o lençol freático nas proximidades. Eles podem influenciar a capacidade de infiltração de uma célula de biorretenção, aumentar o risco de poluição das águas subterrâneas, danificar as instalações subterrâneas urbanas e afetar a vegetação próxima. Há também uma preocupação de que os tubos de drenagem auxiliares de uma célula de biorretenção possam drenar a água subterrânea continuamente, se a superfície do lençol freático for muito rasa. Portanto, diferentes locais estabeleceram requisitos qualitativos ou quantitativos da distância mínima entre o fundo da célula de biorretenção e o lençol freático sazonal.

Schlea *et al.* (2014) sugerem a seguinte equação do balanço hídrico em uma instalação de biorretenção (**Equação 01**):

$$R+P = \Delta S + G + ET + D + Bypass \quad (01)$$

Onde, *R* (*run off*) = escoamento superficial; *P* = precipitação direta; ΔS = (*surface storage + media layer + gravel layer*) armazenamento na superfície e camadas do dispositivo; *G* = exfiltração ou percolação para o solo local; *ET* = evapotranspiração; *D* (*underdrain*) = parcela drenada para dutos de drenagem preexistente e *Bypass* = parcela do escoamento que eventualmente passa direto pelo dispositivo de biorretenção.

Alguns estudos consideram, para efeito de cálculo, as parcelas de *P* e *ET* como insignificantes e, portanto, de valor nulo na equação acima.

2.4.4.2 Dispositivos de biorretenção – aplicação de canteiros pluviais

Schlea *et al.* (2014) apontam que pouco foi feito para estudar o desempenho de jardins de chuva em reformas de empreendimentos residenciais mais antigos, com espaço limitado. Os *street-side rain gardens* (jardins de chuva de lateral de rua) são usados em *retrofits* urbanos para evitar que o escoamento da rua descarregue para uma bacia de captação, interceptando a água através de um corte de meio-fio.

Um canteiro de águas pluviais é um tipo de instalação de biorretenção localizado entre a faixa de rolamento de uma via e a calçada. Com essa localização, um canteiro de águas pluviais destina-se a fornecer tratamento de escoamento da água da faixa de rolamento (espaço

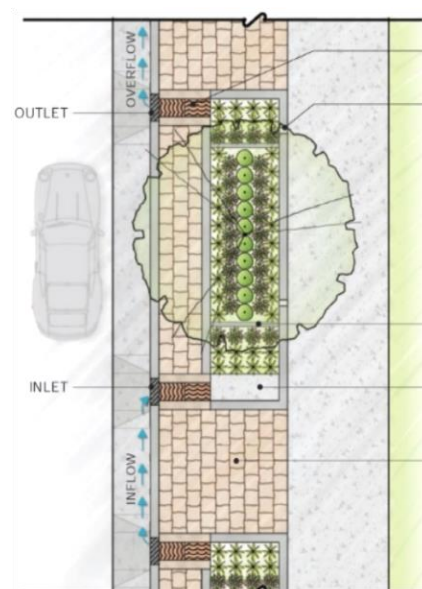
predominantemente impermeável) e zona de pedestres adjacente e também pode ser projetado para tratar o escoamento de fontes privadas adjacentes. O escoamento de águas pluviais entra no canteiro através de uma abertura do meio-fio (entrada d'água), espalha-se sobre a camada de solo de plantio, infiltra-se verticalmente para baixo e sai através de um duto subterrâneo ou percola para as camadas de solo nativo. Processos de tratamento incluem filtração, absorção e adsorção de plantas. Uma variedade de vegetação pode ser estabelecida em canteiros de águas pluviais, incluindo gramíneas, plantas perenes, arbustos e um número limitado de árvores.

A **Figura 30** ilustra como um canteiro de águas pluviais na margem da via pode ser integrado à zona de conforto de uma seção de rua típica.

Figura 30 – Canteiro pluvial em Portland, Oregon



Fonte: Hinman (2012)



No contexto atual de mudanças climáticas, Moura (2013, p. 62) reforça que o aumento nas precipitações, associado ao crescimento urbano e a expansão das superfícies impermeáveis, deverão impactar a infraestrutura de drenagem, com “grandes riscos de enchentes”. Portanto, a aplicação de técnicas de BMPs no manejo de águas pluviais é uma oportunidade que as cidades têm para realizar a transição da infraestrutura de drenagem convencional para soluções mais sustentáveis, “resilientes e integradas à paisagem urbana” no dizer do autor.

O **Quadro 4** traz algumas aplicações de sistemas de biorretenção do tipo canteiro pluvial.

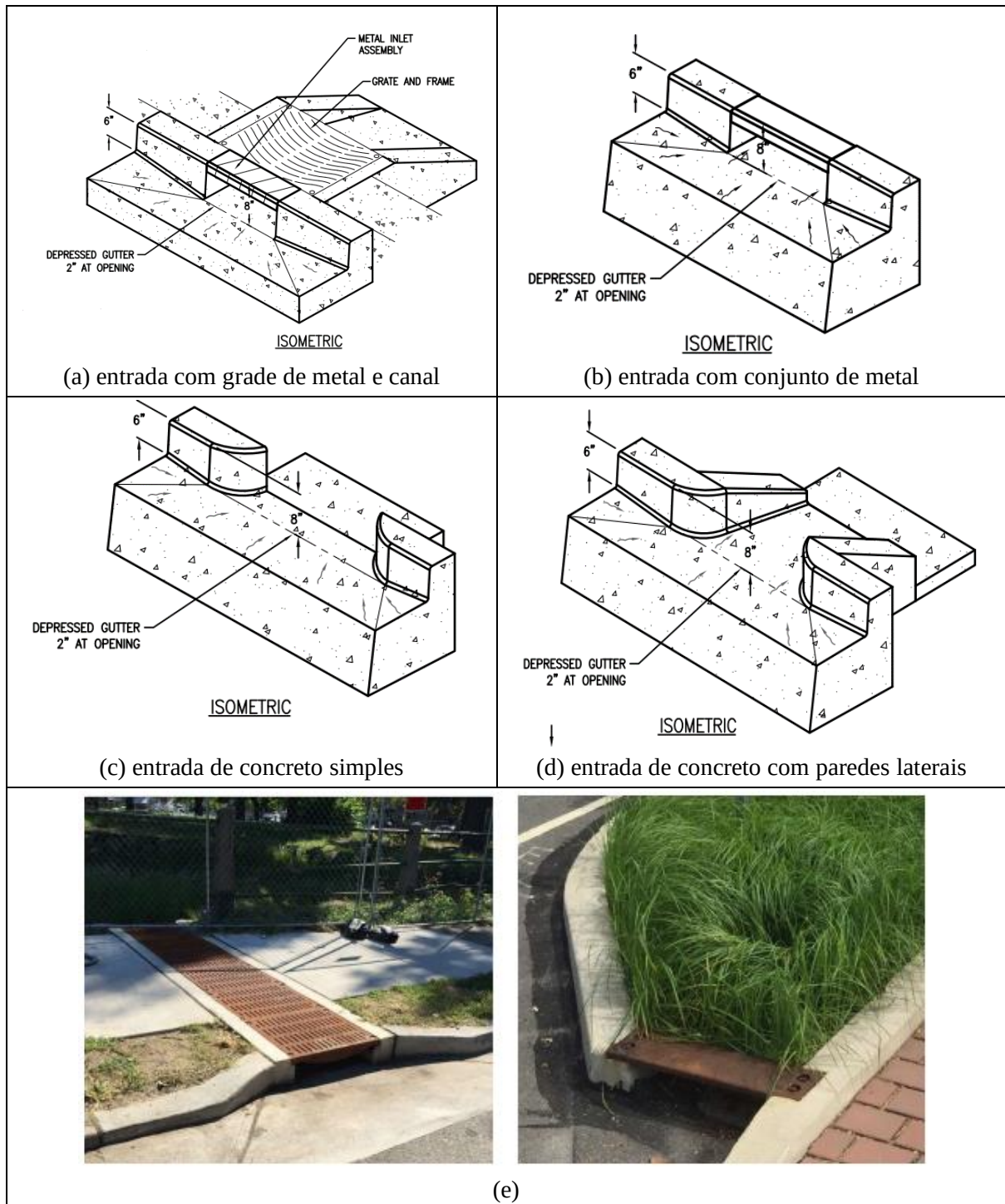
Quadro 4 – Stormwater planter (canteiro pluvial) – exemplos de aplicação



Fonte: (a) City of Portland (2016); (b), (c) e (d) City of Philadelphia (2018); (e) City of Sandpoint (2012)

O **Quadro 5** traz alguns detalhes de entradas d'água de sistemas de biorretenção do tipo canteiro pluvial, lembrando que as vazões de entrada devem ser calculadas (geralmente pelo Método Racional) para determinação das dimensões necessárias dos dispositivos.

Quadro 5 – Detalhes de entradas d'água em canteiros pluviais



Fonte: (a), (b), (c) e (d) City of Portland (2016); (e) City of Philadelphia (2018)

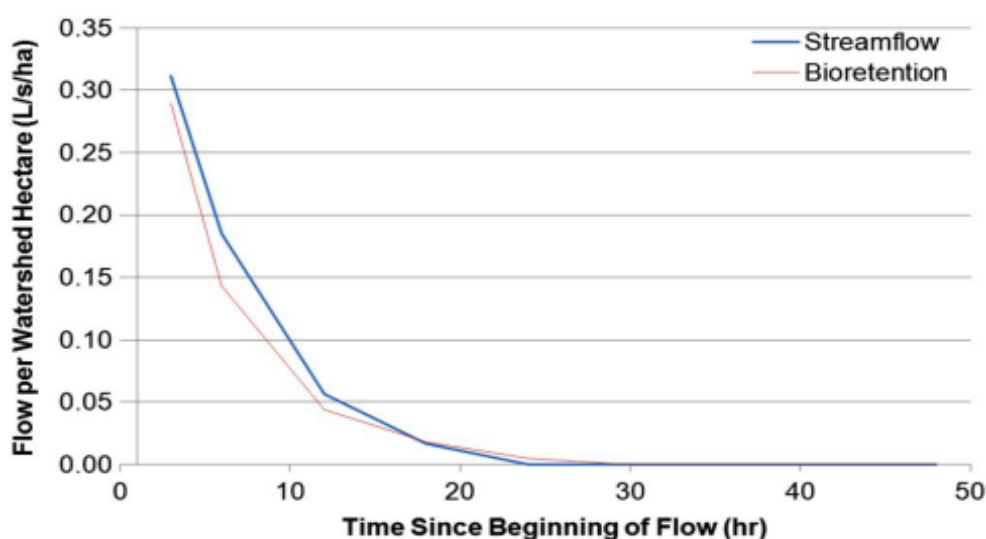
Nota: as ilustrações (a), (b), (c) e (d) não estão em escala.

2.4.4.3 Dispositivos de biorretenção – performance hidrológica

Segundo Prince George's County (1999a), a LID oferece uma abordagem inovadora para o gerenciamento de águas pluviais urbanas, uma vez que não depende dos métodos estruturais convencionais *end-of-pipe* (fim de linha) ou *in-the pipe* (tubulações), mas integra de forma uniforme ou estratégica os controles de águas pluviais em toda a paisagem urbana. Além disso, o principal objetivo dos métodos de desenvolvimento de baixo impacto é imitar a hidrologia do local de pré-desenvolvimento usando técnicas de projeto de local que armazenam, infiltram, evaporam e retêm o escoamento. Como todos os aspectos do desenvolvimento do terreno afetam a resposta hidrológica do local, as técnicas de controle do LID se concentram principalmente na hidrologia do espaço.

Uma característica fundamental da biorretenção, segundo Liu *et al.* (2014), é a sua capacidade de imitar o hidroperíodo de pré-desenvolvimento de uma bacia subdesenvolvida e, assim, ajudar a manter um ciclo natural da água em áreas urbanas. Nesse sentido, DeBusk *et al.* (2011) realizaram estudos que demonstram que a vazão de água de três pequenas bacias hidrográficas não urbanas, localizadas no Piemonte, parte da região central da Carolina do Norte, nos EUA, foi comparada com a saída de biorretenção de quatro células na mesma região. Cada bacia hidrográfica de referência foi drenada para um pequeno riacho, onde a vazão foi monitorada por um longo período (**Figura 31**).

Figura 31 – Relação entre a vazão para biorretenção e vazão entrando em riachos não urbanos.



Fonte: DeBusk *et al.*, (2011)

Nota: fluxos normalizados por área da bacia em 3, 6, 12, 18, 24, 30, 36, 42 e 48 h após o início do fluxo.

Os resultados indicaram que não há diferença estatística entre as vazões nos riachos que drenam as bacias não urbanizadas e as vazões de biorretenção nas primeiras 24 horas após o início do fluxo. Da mesma forma, não há diferença estatística entre os volumes cumulativos liberados pelos dois sistemas durante as 48 horas após o início do fluxo. Esses resultados, segundo os autores, indicam que as células de biorretenção comportam-se comparativamente a bacias hidrográficas em condições naturais ou não urbanas, com relação a vazões e volumes de fluxo.

Schlea *et al.* (2014) simularam eventos de escoamento em cinco jardins de chuva de lateral de rua que foram instalados no bairro de *Brook Run* em Westerville, Ohio, EUA, em julho e agosto de 2010. O empreendimento residencial consiste em 33 lotes com uma média de 0,14 ha e foi construído no final dos anos 1980 e início dos anos 1990.

No geral, os resultados desse estudo indicam que os jardins de chuva de lateral de rua, em *retrofits*, podem ser eficazes na mitigação do escoamento das águas pluviais urbanas, apesar de problemas potenciais, como espaço limitado e infraestrutura de esgotos de águas pluviais existentes. Para oito eventos de escoamento simulados, conduzidos com precipitações equivalentes variando de 0,1-1,7 cm, os jardins de chuva de lateral de rua reduziram o volume de entrada em um total de 37% com valores de eventos individuais médios, para redução de volume, redução de pico de vazão e de atraso (*lag time*) em 52%, 62% e 16 min, respectivamente. As relações de regressão entre a profundidade de precipitação equivalente e a redução de volume foram utilizadas para prever de forma conservadora a redução de volume para eventos de tormentas naturais. Com base nessas relações de desempenho hidrológico, estimou-se que a vazão zero ocorreu em 26% dos eventos de tempestades naturais monitorados.

Usando piezômetros e registradores de nível de água, os autores estudaram a dinâmica das zonas internas de armazenamento de água nos jardins de chuvas, o que não foi completamente investigado por outros estudos. Durante os eventos simulados, verificou-se que os dois jardins de chuva testados tinham taxas muito diferentes no aumento e no declínio do lençol freático. Esses resultados sugerem diferenças na conectividade hidráulica ao sistema de drenagem existente e a possível forte influência de caminhos de fluxo preferenciais.

Outros estudos com dispositivos de biorretenção são apresentados por Liu *et al.* (2014), indicando a eficiência dessa técnica compensatória na mitigação quantitativa dos escoamentos, redução das vazões de pico e aumento no tempo de atraso dos hidrogramas (**Tabela 2**).

Tabela 2 – Resumo de estudos de biorretenção em campo com a performance hidrológica

Fonte	Local	Características da Biorretenção			Características da Bacia Hidrográfica		Performance Hidrológica		
		Altura Camada (cm)	Área superfície Biorretenção (m ²)	Altura da Retenção (cm)	Impermeável (%)	Área superfície drenagem (há)	Atraso T _{P(out)} /T _{P(in)}	Vazão de pico Redução(%)	Volume de Escoamento Redução (%)
Brown e Hunt, 2008	Rocky Mount, NC	90	140	**	76	0,22	**	**	90 ²
		90	150	**	72	0,24	**	**	98 ²
	Nashville, NC	60	425	23	79	0,65	**	**	75 ³
		90	300	**	94	0,43	**	**	50 ³
Brown e Hunt, 2011	Rocky Mount, NC	110	146	16	76	0,22	**	**	89
Brown e Hunt, 2012	Nashville, NC	60	290	13	83	0,68	**	84	63
		60	322	20	83	0,68	**	92	88
		90	206	15	97	0,43	**	92	65
		90	226	27	97	0,43	**	95	89
Davis, 2008	College Park, MD	90	28	**	100	0,24	7,2	44	52
		120	28	**	100	0,24	5,8	63	65
DeBusk e Wynn, 2011	Blacksburg, VA	180	35	10	96	0,17	**	99	97
Hunt <i>et al.</i> , 2006	Greensboro, NC	120	10	**	**	0,2	**	**	78
Li et al., 2009	College Park, MD	50-80	156	10-34	**	0,26	22	14 ¹	60 ¹
	Silver Spring, MD	90	90	30	**	0,45	200	2 ¹	10 ¹
	Greensboro, NC	120	250	23	**	0,50	200	0 ¹	0 ¹
		120	240	23	**	0,48	13	0 ¹	10 ¹
	Louisburg, NC	50-60	162	15	**	0,36	4	4 ¹	36 ¹
		50-60	99	15	**	0,22	3	10 ¹	60 ¹
Olszewski e Davis, 2013	Silver Spring, MD	50-80	102	**	**	0,37	**	83	79

Fonte: Adaptado de Liu *et al.* (2014).

Notas: ** Não disponível; ¹Expresso como fracção, isto é, $Q_{p(out)} / Q_{p(in)}$, em vez de uma redução de %. Os valores estão em %; ²Medido quando houve vazão; ³Valor com 50% de probabilidade de excedência.

2.4.4.4 Dispositivos de biorretenção – critérios e métodos dimensionamento

Para Davis *et al.* (2009), inúmeros problemas de projeto estão associados ao uso de BMP de biorretenção. Para os autores, algumas dessas questões decorrem do fato de o sistema de biorretenção ser uma nova geração de BMP que integra o conhecimento de várias disciplinas, incluindo engenharia, hidrologia e hidráulica, fluxo de águas superficiais e subterrâneas, ciência do solo, horticultura e arquitetura da paisagem. Consequentemente, o desenvolvimento de diretrizes para essa tecnologia requer uma abordagem de equipe. Um segundo conjunto de questões surge do fato de que a tecnologia de biorretenção é frequentemente aplicada como parte da abordagem LID de desenvolvimento de baixo impacto para o gerenciamento de águas pluviais. Uma abordagem relativamente nova que gera inúmeras questões relacionadas aos objetivos e procedimentos do projeto e métricas de desempenho, concluem.

Em relação aos critérios de projeto, Davis *et al.* (2009) enfatizam que devem priorizar o estudo do solo, no que concerne às suas permeabilidade e considerações sobre a variação de nível do lençol freático. De outro turno, Li *et al.* (2010) consideram como mais adequados parâmetros de projeto a profundidade da camada do aquífero, a permeabilidade do solo e as áreas de superfícies impermeáveis.

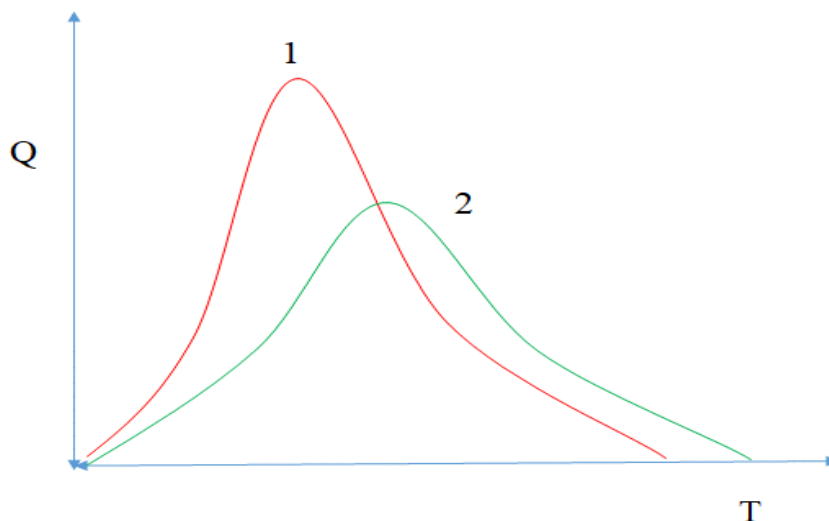
Carpenter e Hallam (2010) relatam algumas metodologias publicadas para a concepção e dimensionamento de biorretenção de células ou jardins de chuva. Segundo os autores, esses métodos incluem a lei de Darcy, espectro de frequências de escoamento (RFS), método de área impermeável, fórmula racional, método do número da curva do USDA e um método de número de curva modificado (LUCAS, 2004). Eles concluem que esses métodos de projeto não explicam explicitamente a maioria das variáveis hidrológicas ou propriedades do solo da célula.

No Brasil, algumas metodologias têm sido empregadas para dimensionamento de dispositivos de biorretenção. Cadore (2016) utilizou os métodos da Curva-Envelope e o LID *Hydrologic Analysis*, que seguem os critérios de projeto adotados por Prince George's County (1999b). Melo (2011), para dimensionamento de um jardim de chuva piloto, dividiu o processo em duas etapas: para a área utilizou um percentual mínimo da área impermeável, no caso, aproximadamente 5%, e para a estrutura do jardim piloto o dimensionamento foi baseado no armazenamento, ou seja, na camada de brita utilizada no projeto.

Rosa (2016) propõe, se baseando nas equações gerais apresentadas por Silveira e Goldenfun (2007), o método *Bioretention Cell Method* (BIRENICE). Em suma, o método proposto por Rosa (2016) realiza a determinação do volume de armazenamento da estrutura de

biorretenção a partir da diferença entre os volumes de escoamento de pós-desenvolvimento e de pré-desenvolvimento (calculados pelo método NRSC/SCS) representados pelas áreas sob as curvas dos hidrogramas esquematizados abaixo (**Figura 32**):

Figura 32 – Hidrogramas hipotéticos antes (2) e depois (1) da urbanização



Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

Características da cobertura do solo

Gribbin (2009) descreve que para determinar as perdas (iniciais e por infiltração), as características de cobertura do solo devem ser conhecidas. Essas características podem ser representadas por um “número de escoamento” (*curve number*) (CN), sendo função do tipo de solo e da cobertura superficial, como uma cobertura impermeável ou por vegetação. O valor é $CN \leq 100$, e quando o número de curva é igual a 100 o armazenamento é nulo. Para a estimativa do valor do CN deve-se observar os valores tabelados disponíveis em função do tipo de solo e ocupação existentes na área de interesse.

Volume de Armazenamento – Método BIRENICE

Rosa (2016) defende que o objetivo do dispositivo LID é mitigar os efeitos da urbanização para que a precipitação efetiva seja igual ou menor que a situação anterior de urbanização. Dessa forma calculando a precipitação efetiva pelo método do NRSC/SCS, o volume de água pluvial a ser armazenado é calculado diretamente pela **Equação 2**.

$$S_t = \frac{P_{\text{pós}} - P_{\text{pré}}}{1000} \cdot A, \quad (2)$$

onde S_t é o volume de água a ser armazenado na biorretenção (m^3), $P_{\text{pós}}$ é a chuva efetiva para o período de pós-desenvolvimento (mm), $P_{\text{pré}}$ é a chuva efetiva para o período de pré-desenvolvimento (mm) e A corresponde à área da bacia de drenagem (m^2).

Portanto, conhecendo-se o volume S_t a ser armazenado, calcula-se o volume da célula de biorretenção pela **Equação 3**.

$$V_c = \frac{S_t}{\phi}, \quad (3)$$

onde ϕ representa a porosidade do solo onde será instalada o dispositivo de biorretenção e V_c é o volume total da célula de biorretenção em m^3 .

Como medida de avaliação pode-se dividir o S_t pela condutividade hidráulica do meio poroso (K_{sat}), de modo a estimar o tempo de infiltração total (T_i) na instalação de biorretenção de área de infiltração (A_{inf}) com a **Equação 4**.

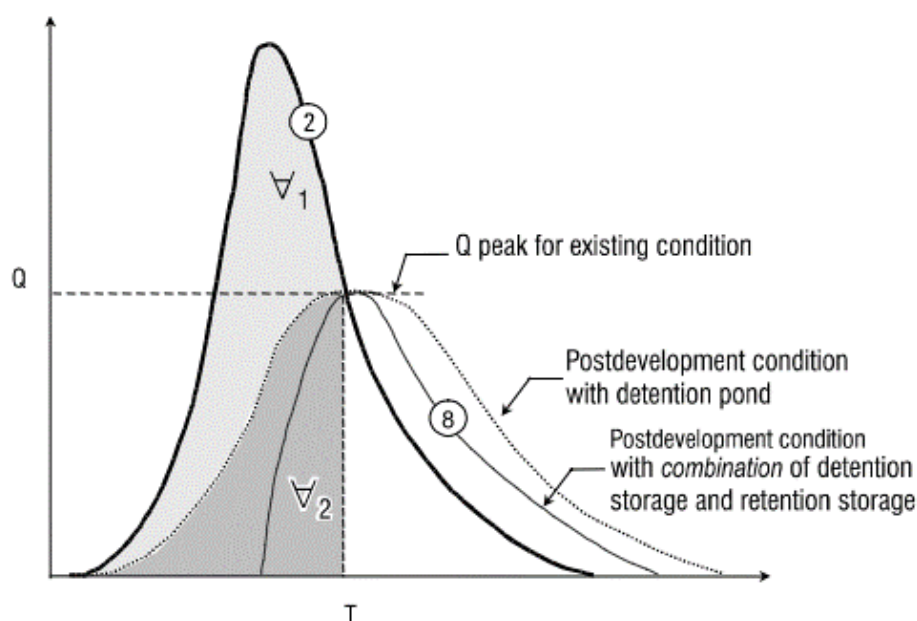
$$T_i = \frac{S_t}{\lambda \cdot K_{\text{sat}} \cdot A_{\text{inf}}}, \quad (4)$$

onde λ é o coeficiente de redução da condutividade hidráulica variando de 0,1 a 0,5, para microrreservatórios, segundo Silveira e Goldenfun (2007).

Volume de Armazenamento – Método LID Hydrologic Analysis

O método do LID *Hydrologic Analysis* pode ser representado de forma esquemática pela **Figura 33**, em que o volume de armazenamento da estrutura é obtido a partir da estimativa do volume necessário para que a vazão em um cenário futuro (pós-desenvolvimento, representada pela linha 2) não supere a vazão máxima atual (pré-desenvolvimento, linha tracejada). A vazão de pico é considerada a vazão limite máxima que pode sair em um determinado momento da estrutura.

Figura 33 – Determinação do volume de armazenamento com o método LID *Hydrologic Analysis*



Fonte: Prince George's County (1999b)

Pelo método, o volume V_1 representa o volume que seria armazenado se fosse utilizado um reservatório (detenção) para o amortecimento das vazões. Em se tratando de um dispositivo de biorretenção, a ideia é que os deflúvios se esgotem por infiltração e evapotranspiração em intervalos de tempo consideravelmente maiores do que o intervalo das precipitações. Daí a necessidade de se armazenar os volumes combinados de V_1 e V_2 de forma a garantir a retenção de 100% da vazão de pico de pré-desenvolvimento.

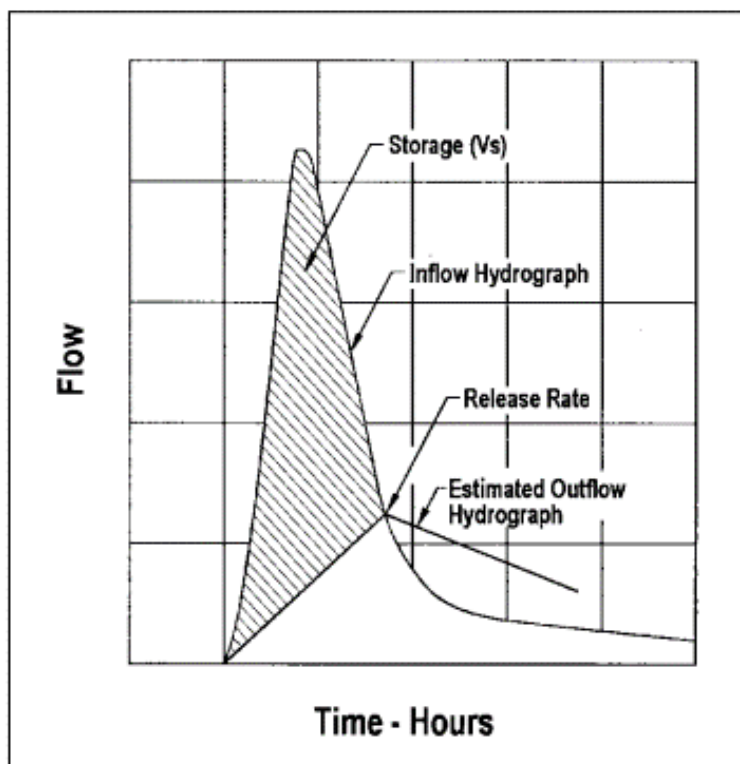
Nesse método, o volume calculado é comparado com o volume necessário para melhorar a qualidade da água, baseando-se na obrigatoriedade de tratar os primeiros 12,5 mm de chuva efetiva de áreas impermeáveis. O volume final será o maior dos dois valores.

Volume de Armazenamento – Método do Hidrograma

Segundo o U. S. Department of Transportation (2009), o método do Hidrograma de estimar o volume necessário de armazenamento requer um hidrograma de entrada e um hidrograma de saída. O armazenamento necessário para a bacia será a diferença de volume entre os dois hidrogramas. O hidrograma de entrada será aquele estabelecido como o escoamento de pós-desenvolvimento. Para a estimativa inicial do armazenamento necessário, o hidrograma de saída deve ser estimado. Pode ser aproximado por linhas retas ou esboçando uma curva de fluxo assumida, e o pico desse hidrograma estimado de saída não deve exceder a vazão de pico

desejada da bacia de retenção. Depois que essa curva é estabelecida, a área sombreada entre as curvas (**Figura 34**) representa o armazenamento estimado que deve ser fornecido. Para determinar o armazenamento necessário, a área sombreada pode ser planificada ou computada matematicamente, usando um período razoável e ordenadas hidrográficas apropriadas.

Figura 34 - Aproximação do volume da bacia através do Método do Hidrograma



Fonte: U. S. Department of Transportation (2009)

3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

Para o desenvolvimento do estudo e uma melhor compreensão dos processos físicos de infiltração e percolação da água em um sistema de biorretenção é apresentada neste capítulo uma revisão de conceitos, equações e processos relativos ao conteúdo e movimento da água no solo. Assim, o cálculo da água no solo, a energia potencial da água no solo, a curva característica de retenção da água no solo e as equações de Darcy, Darcy-Buckingham e de Richards são explanadas, bem como é feita também uma breve análise sobre o software HYDRUS-1D, utilizado para modelagem hidrológica no presente estudo.

3.1 Dinâmica da água no solo – conceitos da ciência dos solos

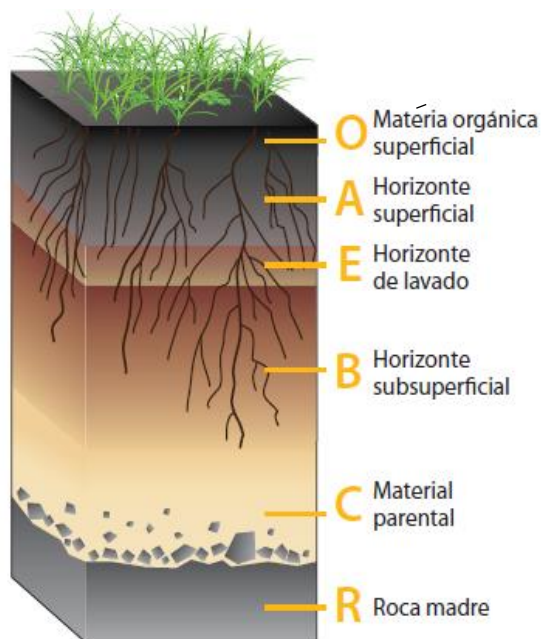
Para Gardi *et al.* (2014) o solo é composto por uma mistura complexa de partículas minerais e orgânicas que representam os produtos de processos bioquímicos e de intemperismo. As rochas são erodidas em fragmentos, enquanto a vegetação e organismos mortos são transformados em matéria orgânica do solo. Além desses elementos sólidos, também são encontrados líquidos e gases nesse sistema.

Esse conceito inicial explicita a grande complexidade que é o estudo do solo. Entretanto, uma das formas de estudar o solo é avaliar o perfil do solo, que é de fundamental interesse para o tema deste trabalho.

Ainda segundo Gardi *et al.* (2014), ao examinar um perfil de solo como o da **Figura 35**, por exemplo, geralmente encontramos restos de plantas na fina camada superior, também conhecida como horizonte orgânico (horizonte O). Abaixo do horizonte “O” geralmente aparece uma camada escura que contém uma mistura de matéria orgânica e minerais. Este horizonte, identificado pela letra “A”, contém a maior parte da matéria orgânica no solo (daí sua cor mais escura). No horizonte “A” é onde a maioria dos processos bioquímicos (crescimento de biomassa, de decomposição de resíduos orgânicos e liberação de nutrientes, formação de ácidos orgânicos e reações com os minerais) é dada. Embaixo do solo superficial (horizontes O e A) existe o subsolo mineral, constituído por uma ou mais camadas de cores brilhantes, identificado pela letra “B”. Em todos os solos, exceto os Podzólicos, horizontes “B” são mais pobres em matéria orgânica do que o horizonte superficial (daí sua tonalidade diferente). Conforme você avança em profundidade, a estrutura do solo torna-se menos evidente, à medida que a influência dos fatores de formação diminui. Em seguida, é encontrado o horizonte identificado como camada “C”. Essa camada é geralmente encontrada acima de

rochas mais duras, e as suas características estão longe de serem as dos horizontes anteriores “A” e “B”, podendo conter fragmentos de rocha subjacente. Finalmente, o horizonte “R” é a camada de rocha mais dura, abaixo do solo.

Figura 35 – Perfil teórico de Solo mostrando os horizontes mais importantes



Fonte: Gardi *et al.* (2014)

3.1.1 Conteúdo de água no solo

Libardi (2018) considera o solo um material natural, sólido e poroso, em que as partículas minerais e substâncias orgânicas são chamadas de esqueleto, sólidos ou matriz do solo. Já a parte porosa, isto é, a parte não ocupada pela matriz, consiste em poros interconectados e recebe o nome de espaço poroso ou poros do solo. Quando esses poros estão totalmente cheios de água o solo é dito **saturado**. Se a água em um solo nessas condições é drenada, o ar deve entrar para substituí-la nos poros, dando resultado a um solo **não saturado**. Esta saída de água do espaço poroso faz com que ocorra a formação de interfaces ar-água, resultantes de dois processos de retenção da água pela matriz do solo.

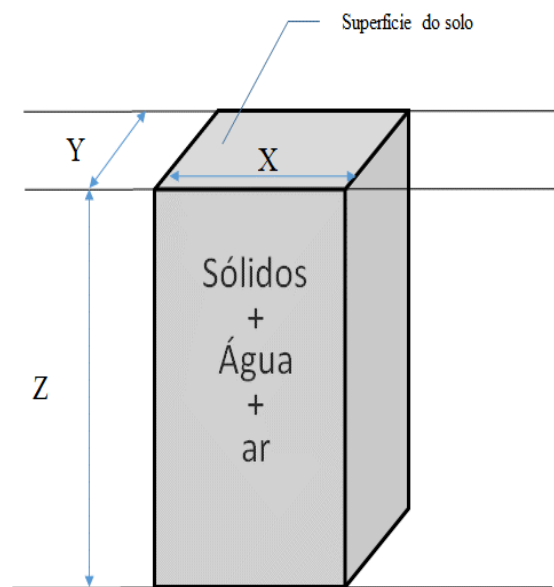
No primeiro processo, a retenção ocorre nos microporos pelo fenômeno da capilaridade, e no segundo processo a retenção ocorre na superfície dos sólidos do solo como filmes presos a ela pelo chamado processo de adsorção. Dessa forma, pode-se dizer que há dois tipos de força

que agem na matriz do solo para a retenção da água: as forças capilares e as forças de adsorção as quais, juntas, são chamadas de forças mátricas e dão origem ao potencial mátrico.

3.1.2 Cálculo da água no solo

Seja uma dada porção de solo não saturado no campo e imaginando-se que a forma dessa porção seja de um paralelepípedo, com uma de suas faces coincidindo com a superfície do solo, como mostra a **Figura 36** abaixo.

Figura 36 – Volume de solo no campo



Fonte: Adaptado de Libardi (2018)

Se chamarmos o volume dessa porção de **volume do solo** ($V=XYZ$), chamando o volume dos sólidos dessa porção de **volume dos sólidos do solo** (V_s) e chamando o volume do espaço poroso dessa porção de **volume dos poros** (V_p), então,

$$V=V_s+V_p \quad (05)$$

Como o espaço poroso está sempre preenchido por água e/ou ar, chamando de V_a o **volume de água** e de V_{ar} o **volume de ar** existentes no espaço poroso, num determinado momento, evidentemente:

$$V = V_s + V_a + V_{ar} \quad (06)$$

Da mesma forma, se chamarmos a massa dos sólidos da porção de **massa dos sólidos** do solo (m_s) chamando a massa de água na porção, num dado instante, de **massa de água** no solo (m_a) e chamando a massa de ar na porção, no mesmo instante, de **massa de ar** no solo (m_{ar}), então a massa da porção do solo não saturado, no referido instante, será:

$$m = m_s + m_a + m_{ar} \quad (07)$$

Em comparação com a magnitude de $m_s + m_a$, m_{ar} é desprezível, e a **Equação 07** torna-se:

$$m = m_s + m_a \quad (08)$$

De modo que a **Equação 08** pode ser utilizada para solos saturados e não saturados.

A densidade de um corpo é, por definição, a razão da massa pelo volume desse corpo. Portanto, a densidade dos sólidos ou densidade das partículas ρ_s (g.cm^{-3}) de uma amostra de solo é dada pelo quociente da massa dos sólidos e o volume dos sólidos, isto é:

$$\rho_s = \frac{m_s}{V_s} \quad (09)$$

A densidade das partículas é também conhecida como densidade real do solo (LIBARDI, 2018).

Quando o espaço poroso é considerado, ou seja, em vez de se utilizar V_s , utiliza-se V (volume do solo) a densidade passa a chamar-se densidade do solo (ρ) (g.cm^{-3}), então,

$$\rho = \frac{m_s}{V} \quad (10)$$

Outro índice que quantifica a fração do volume do solo ocupada pelos poros é a porosidade do solo (ϕ) sendo usualmente dada em porcentagem:

$$\phi (\%) = \left(\frac{V - V_s}{V} \right) \cdot 100 \quad (11)$$

Ou também,

$$\phi (\%) = \left(1 - \frac{\rho}{\rho_s}\right) \cdot 100 \quad (12)$$

Conhecendo-se as relações explicitadas acima é possível determinar o conteúdo de água no solo propriamente dito. Esse índice é tradicionalmente expresso de duas maneiras:

a) à base de massa (w)

É, por definição, o quociente da massa de água presente numa amostra de solo num dado instante e a massa de sólidos da amostra, isto é, em porcentagem:

$$w (\%) = \left(\frac{m - m_s}{m_s}\right) \cdot 100 \quad (13)$$

b) à base de volume (θ)

É a fração que expressa quanto do volume de uma amostra de solo é volume de água, num determinado instante, ou seja:

$$\theta (\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}) = \left(\frac{V_a}{V}\right) = \theta (\%) = \left(\frac{V_a}{V}\right) \cdot 100 \quad (14)$$

Ou,

$$\theta (\%) = \left(\frac{m - m_s}{\rho_a \cdot V}\right) \cdot 100, \quad (15)$$

sendo que ρ_a representa a densidade da água.

Pode-se obter o valor do conteúdo de água à base de volume (θ) a partir do valor do conteúdo de água à base de massa (w), multiplicando-se o valor de (w) pelo valor da densidade relativa da amostra, isto é,

$$\theta = \left(\frac{\rho}{\rho_a}\right) \cdot w \quad (16)$$

Se considerarmos $\rho_a = 1 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$, então pela **Equação 16**, $\theta = \rho \cdot w$ (numericamente).

3.1.3 Energia potencial total da água no solo

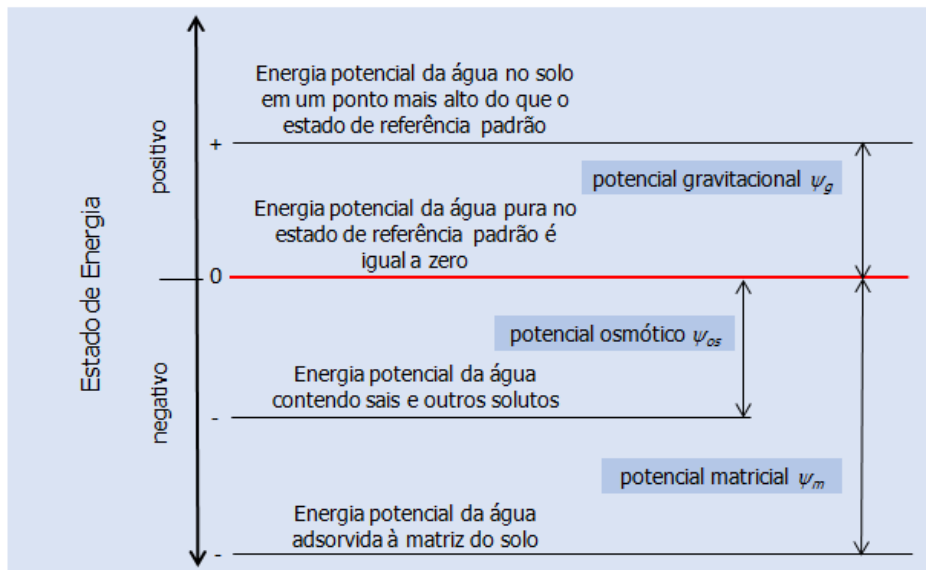
Para Silva (2011), a retenção e o movimento da água nos solos, sua absorção e sua perda para a atmosfera são todos fenômenos relacionados à energia. Diferentes tipos de energia estão envolvidos, incluindo energia potencial e energia cinética (fator importante no fluxo rápido e turbulento da água em um rio, por exemplo, mas insignificante em relação ao movimento da água no solo). Dessa forma, a energia potencial é a mais importante na determinação do estado e movimento da água no solo.

A discussão da estrutura e propriedades da água no solo sugere três importantes forças afetando o nível de energia da água no solo. Em primeiro lugar a adesão, ou a atração da água pelos sólidos do solo (matriz), que proporciona uma força mátrica (responsável pela adsorção e capilaridade) que reduz significativamente o estado de energia da água próximo às superfícies das partículas. Em segundo lugar, a atração da água aos íons e outros solutos, resultando em forças osmóticas, que tendem a reduzir o estado de energia da água na solução do solo. A terceira principal força atuando sobre a água no solo é a gravidade, que sempre puxa a água para baixo. O nível de energia da água no solo a uma dada elevação no perfil é, portanto, maior do que da água a um nível inferior.

A determinação do nível de energia absoluta da água no solo é uma tarefa difícil e, por vezes, impossível. A solução para esse problema, segundo Libardi (2018), é a introdução do conceito de potencial total da água no solo (ψ) com o intuito de estabelecer o sentido do movimento da água entre duas posições num meio poroso sem conhecer os valores individuais da energia potencial total específica da água em cada posição.

Dessa forma, Libardi (2018) aponta que o estudo da água no solo, do ponto de vista energético, é feito segundo um modelo no qual se considera sempre duas situações com a água em equilíbrio. Uma das situações é a água no solo propriamente dita, isto é, dentro do solo. A outra situação é a mesma água (com a mesma energia interna que a água no solo), mas fora do solo, denominada água padrão e definida como água livre, de mesma energia interna que a água no solo, e em cuja superfície plana, coincidente com a referência gravitacional, atua a pressão atmosférica. De modo que, em ambas as situações, assume-se que a energia interna da água é a mesma, isto é, com a mesma temperatura e a mesma concentração salina. Em suma, com tudo igual no que diz respeito às condições energéticas internas da água. De acordo com esse modelo, portanto, a única diferença que existe entre as águas nas duas situações de equilíbrio (no solo e padrão) são os campos de força externos a elas (**Figura 37**).

Figura 37 – Relação entre a energia potencial de água pura (estado padrão) e da água no solo



Fonte: Adaptado de Silva (2011)

Argumenta Silva (2011) que o potencial da água no solo é devido a diversas forças, e cada uma delas é um componente do potencial total da água no solo (ψ_t). Os componentes principais são originados das diferenças nos níveis de energia resultantes das forças gravitacional, mátrica, piezométrica (pressão) e osmótica, e são chamados de potencial gravitacional ($\psi_g = \psi(z)$), função da altura (z), potencial mátrico ($\psi_m = \psi(\theta)$), função da umidade (θ), potencial piezométrico (de pressão) ($\psi_p = \psi(P)$), função da pressão (P) e potencial osmótico ($\psi_{os} = \psi(i, sol)$), função de íons e outros solutos encontrados na água do solo, respectivamente. Todos esses componentes agem simultaneamente influenciando o comportamento da água no solo e pode ser expressa como:

$$\psi_t = \psi_g + \psi_m + \psi_p + \psi_{os} \quad (17)$$

Na prática, para maioria das situações o potencial osmótico (ψ_{os}) pode ser desconsiderado devido à baixa concentração de íons e solutos presentes no solo e da ausência de membranas semipermeáveis que permitam a ação osmótica entre elas, por diferença de concentração. Em solos não saturados, onde não há coluna d'água exercendo pressão sobre um ponto determinado, o potencial piezométrico ou de pressão (ψ_p) também não é considerado. De modo que o potencial total da água será dado por:

$$\psi = \psi_g + \psi_m \quad (18)$$

Para Libardi (2018), no caso da água no solo, é mais conveniente utilizar a energia potencial total da água por unidade de massa de água ou a energia potencial total específica da água (*energia/massa* ($J.kg^{-1}$)). Entretanto, os potenciais da água no solo (total e componentes) podem também ser expressos com base no volume (*energia/volume* ($J.m^{-3}$)) e no peso (*energia/peso* ($J.N^{-1}$)) da água. Após algumas transformações, o autor conclui que uma medida M de energia potencial na unidade energia/peso é igual à unidade de comprimento m , como também é idêntica ao valor da pressão de uma altura h (em m de água), podendo-se, portanto, dizer que $M (J.N^{-1}) = M (m) \equiv h (m \text{ de água})$.

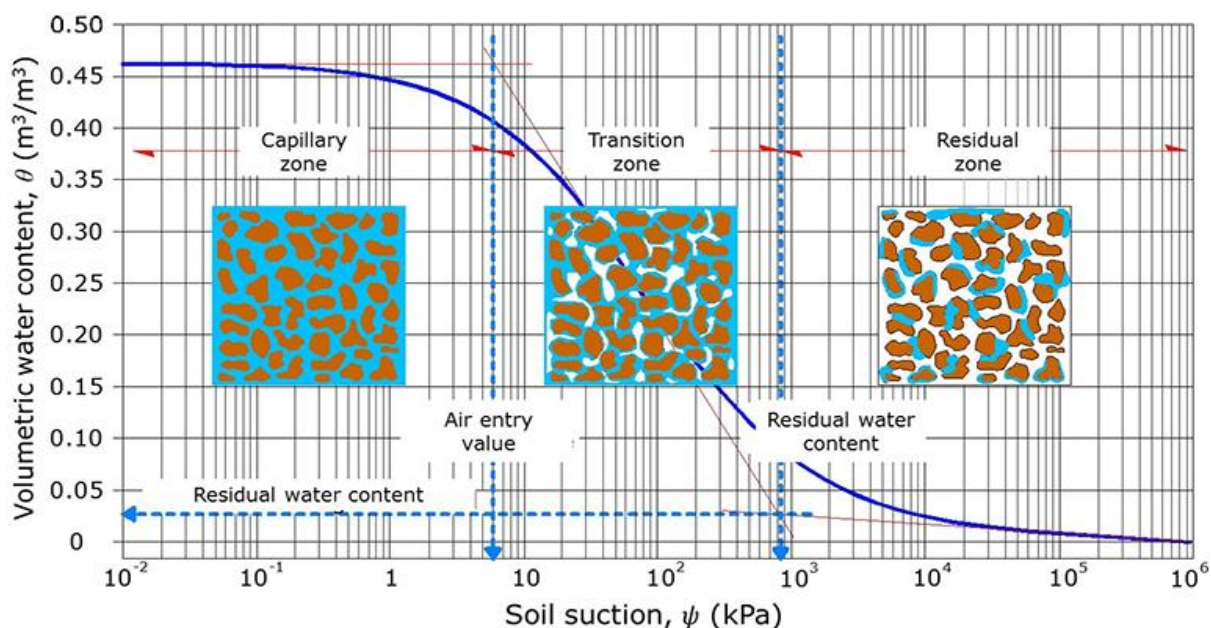
Esse h (do inglês *head*) é a carga hidráulica da água com unidade (m), de modo que o potencial total da água no solo pode ser expresso como carga hidráulica total da água:

$$h = h_g + h_m \quad (19)$$

3.1.4 Curva característica de retenção da água no solo

De acordo com Acosta e Promotor (2016), a curva de retenção característica da água no solo *Soil-Water Characteristic Curve* (SWCC), ou simplesmente curva de retenção da água no solo (CRA) (PREVEDELLO e ARMINDO, 2015), relaciona o teor de água (grau de saturação, conteúdo gravimétrico ou volumétrico de água) à sucção (Potencial matricial ψ_m). A natureza da curva característica está diretamente associada à granulometria e estrutura de um solo e representa uma relação fundamental que pode ser usada para descrever o comportamento de solos insaturados. Portanto, o conhecimento adequado dessa função leva a um melhor entendimento entre a quantidade de água contida no solo e o estado de energia em que a fase água no solo está localizada.

Acosta e Promotor (2016) apresentam a curva característica composta por três zonas que descrevem o processo de dessaturação ou perda de conteúdo de água no solo: zona capilar, zona de transição e zona residual. Além disso, fornece parâmetros como valor de entrada de ar, valor residual, teor de água saturada e teor de água residual, (**Figura 38**).

Figura 38 – Zonas da função de armazenamento da curva de retenção

Fonte: Adaptado de Acosta e Promotor (2016)

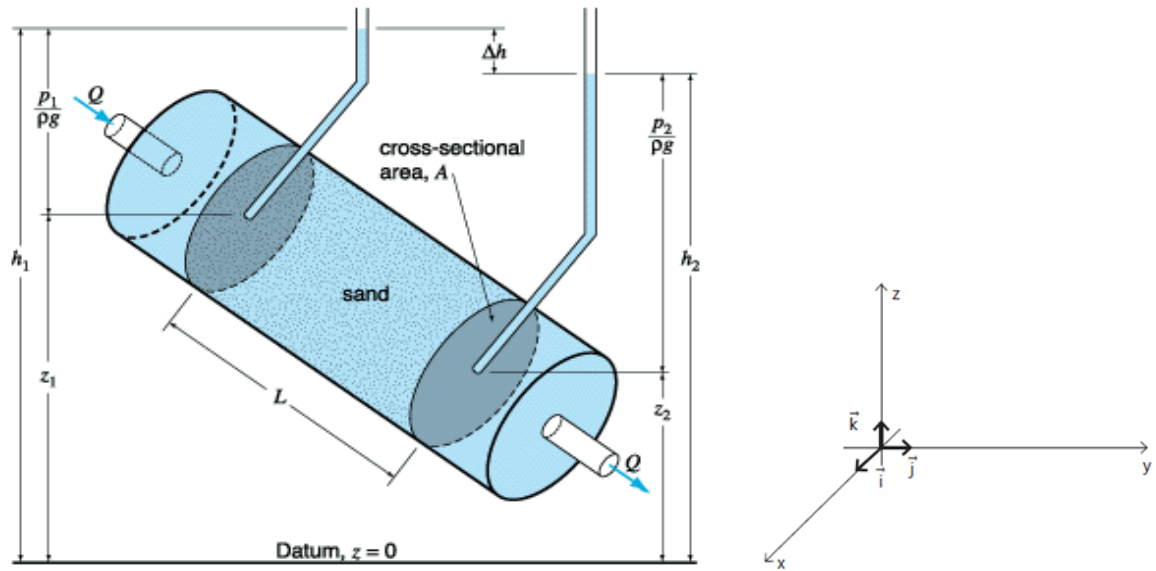
3.2 Movimento da água no solo

Libardi (2018) aponta que para descrever como a água se movimenta no solo precisamos de uma equação que quantifique esse processo. Assim pode-se descrever duas importantes equações que quantificam o movimento da solução de água no solo sob condições isotérmicas: a equação de Darcy, para solos saturados, e a equação de Darcy-Buckingham, para solos saturados e não saturados.

3.2.1 Equações de Darcy e de Darcy-Buckingham

De acordo com Simmons (2008), a Lei de Darcy é a equação fundamental que descreve o fluxo de fluido através de meios porosos, incluindo águas subterrâneas. Ela forma a base quantitativa de muitas disciplinas científicas e de engenharia, incluindo hidrologia, hidrogeologia, ciência do solo, engenharia civil, engenharia de petróleo e engenharia química.

O experimento conduzido por Darcy em 1856 realizou uma infiltração vertical de solução (= água comum) em colunas de areia homogênea do rio Saône sob condições de saturação (LIBARDI, 2018). A **Figura 39** mostra o diagrama esquemático do arranjo experimental por ele utilizado.

Figura 39 – Esquema do experimento de Darcy

Fonte: www.ldeo.columbia.edu¹¹

Com esse arranjo experimental, após atingida a condição de equilíbrio dinâmico (regime estacionário), Darcy verificou como os diversos fatores geométricos, indicados na **Figura 39**, influenciavam a vazão da água, expressando a equação que ficou conhecida pelo seu nome, **Equação 20**:

$$Q = K \cdot A_{\text{sec}} \frac{h_1 - h_2}{L'}, \quad (20)$$

onde Q = vazão; A_{sec} = área da secção transversal; K = constante característica de cada solo chamada de condutividade hidráulica e a relação $\Delta h = h_1 - h_2$ (a carga que se dissipa na percolação) por L' (distância ao longo da qual a carga se dissipa) é chamada de gradiente hidráulico. Além disso, como visto anteriormente, considerando a carga hidráulica total $h = h_g + h_p = \psi_g + \psi_p = \psi$, então, $(h_1 - h_2)/L' = (\psi_1 - \psi_2)/L'$, e no limite, quando $L' = \Delta z \rightarrow 0$, em termos infinitesimais pode ser escrito como $\partial \psi / \partial z$ e a **Equação 20** em notação vetorial fica

$$\vec{q} = -K \frac{\partial \psi}{\partial z} \hat{k} \quad (21)$$

¹¹ Disponível em: https://www.ldeo.columbia.edu/~martins/hydro/slides/eph_images/fig6_3.gif. Acesso em: ago. 2019.

Sendo ainda $q = Q/A$ denominada densidade de fluxo, a **Equação 21**, portanto, é idêntica à **Equação 20** e é válida para a quantificação do movimento do líquido através de um meio poroso saturado isotrópico em que se tenha certeza de que a movimentação se dá na direção vertical z . O sinal negativo justificando os sentidos opostos dos vetores $\vec{q}$ e $K \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} \right) \hat{k}$.

A Lei de Darcy foi generalizada por Buckingham (1907) para o fluxo da água em solo não saturado. Na equação teorizada por Buckingham não foi considerado o efeito da gravidade, o que foi feito posteriormente por Richards (1928), resultando na equação atualmente denominada equação de Darcy-Buckingham (LIBARDI, 2018). Numa configuração unidimensional na direção vertical z e na forma vetorial, a equação de Darcy-Buckingham, para solo homogêneo, é escrita como

$$\vec{q} = -K(\theta) \cdot \frac{\partial \psi}{\partial z} \hat{k} = -K(\theta) \cdot \frac{\partial}{\partial z} (\psi_m + \psi_g) \hat{k}, \quad (22)$$

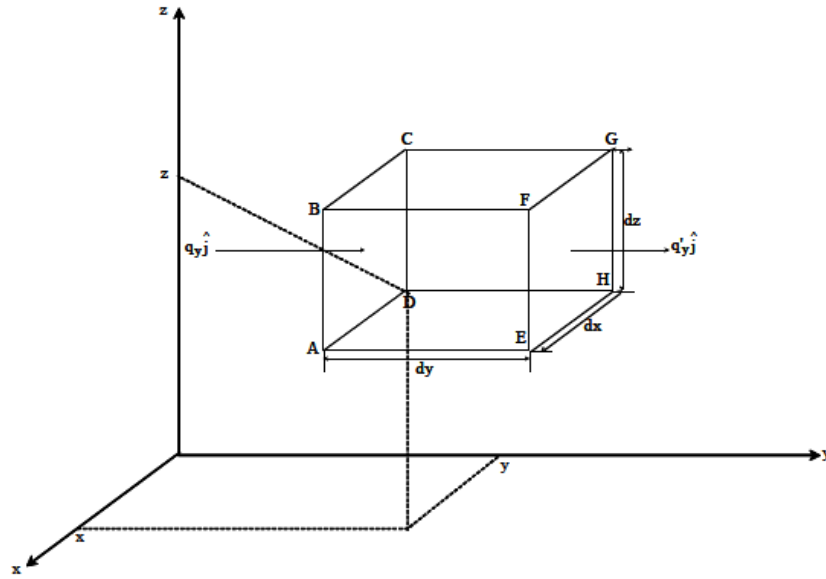
em que $K(\theta)$ é a condutividade hidráulica K como função do conteúdo de água θ , ψ é o potencial total que é igual a $(\psi_m(\theta) + \psi_g)$, sendo $\psi_m(\theta)$ o potencial mátrico como função de θ , e $\hat{k}$ o vetor unitário na direção z .

3.2.2 Equação de Richards

Libardi (2018) afirma que a equação de Darcy-Buckingham é uma equação para “condições de *steady-state*”. Esse termo, em português, é traduzido como regime estacionário ou equilíbrio dinâmico (fluxo de um fluido em que as características do fluxo não variam com o tempo, embora possam variar com a posição). No entanto, na maioria das situações na natureza é de regime não estacionário (ou transiente), e para descrevê-lo é necessário utilizar a equação da continuidade. Matematicamente, a equação da continuidade estabelece que não pode haver nem criação nem destruição de massa, isto é, é a equação da conservação de massa.

Seja um elemento de volume de solo atravessado por um fluxo de água representado pela **Figura 40**.

Figura 40 – Elemento de volume de solo atravessado por um fluxo de água



Fonte: Adaptado de Libardi (2018)

Abstendo-se da demonstração, a equação da continuidade para a densidade de fluxo de água $\vec{q}$ através de um elemento de volume de solo pode ser enunciada como

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} \right), \quad (23)$$

em que $\partial \theta / \partial t$ é a taxa de variação instantânea do conteúdo de água à base de volume θ no volume de solo ($dV = dx.dy.dz$). A **Equação 23** é denominada equação da continuidade para a densidade de fluxo da água no solo, e nela utilizou-se diferencial parcial de θ com relação a t , porque o elemento de volume e , portanto, as coordenadas x , y e z , permanecem fixas no espaço enquanto t varia.

Se na **Equação 23** as componentes da densidade de fluxo nas direções x e y são constantes, então $(\partial q_x / \partial x) = (\partial q_y / \partial y) = 0$ (isto é, a densidade de fluxo ocorre somente na direção vertical z), a **Equação 23** pode ser expressa como:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q_z}{\partial z} \quad (24)$$

A qual, segundo Prevedello e Armino (2015), se interpreta dizendo que, se num instante t e profundidade z do solo houver uma variação na densidade de fluxo com relação a

direção vertical, então, necessariamente, nessa profundidade, deve estar havendo uma variação da umidade com o tempo ($\partial\theta/\partial t$) e que essas taxas de variação são numericamente iguais.

A combinação da equação de Darcy-Buckingham (**Equação 22**) com a equação da continuidade (**Equação 23**) fornece a equação diferencial geral que rege o movimento da água no solo não saturado, em regime transiente, também conhecida como equação de Richards, escrita como

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K(\theta) \frac{\partial\psi}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K(\theta) \frac{\partial\psi}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \frac{\partial\psi}{\partial z} \right]. \quad (25)$$

Supondo fluxo unidimensional na direção z a **Equação 25** fica

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \frac{\partial\psi}{\partial z} \right]. \quad (26)$$

sendo $\psi = \psi_m + \psi_g$ quando se expressa os potenciais na unidade de energia peso ($J N^{-1} = m \equiv m$ água). Lembrando que z é a coordenada vertical de posição do ponto em questão, podemos verificar que um gráfico de ψ_g em função de z resultará numa situação na qual $\partial\psi_g/\partial z = +1$.

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \left(\frac{\partial\psi_m}{\partial z} + 1 \right) \right] \quad (27)$$

A equação acima é conhecida como equação de Richards para fluxo unidimensional.

Para solucionar a equação de Richards é necessário conhecer uma expressão que relacione o potencial matricial e a umidade, uma vez que na condição não saturada, devido a presença de ar, os poros não são completamente ocupados por água, reduzindo-se com isto a área efetiva de fluxo. Esta relação pode ser função tanto do potencial matricial (ψ_m) quanto da umidade (θ), uma vez que ambas estão relacionadas pela curva de retenção de água do solo CRA vista anteriormente.

Uma função empírica bastante utilizada para representar a CRA foi apresentada por Van Genuchten (1980):

$$\theta(\psi_m) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left[\frac{1}{1 + (\alpha |\psi_m|)^n} \right]^m \quad (28)$$

Segundo Libardi (2018), utilizando uma simplificação de que $m = 1-1/n$, Van Genuchten (1980) combinou a **Equação 28** com o modelo de Mualen (1976) para previsão de $K(\theta)$, obtendo a seguinte expressão conhecida como o modelo de Van Genuchten-Mualen para a condutividade hidráulica:

$$K(\theta) = K_s \sqrt{\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}} \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{1/m} \right]^m \right\}^2, \quad (29)$$

onde θ_r é a umidade residual, θ_s é a umidade de saturação, α , n e m são parâmetros empíricos, ψ_m é o potencial matricial e K_s é a condutividade hidráulica do solo saturado.

K pode também ser expressa em termos de ψ_m de modo que $K(\psi_m)$ é dada por:

$$K(\psi_m) = K_s \frac{\left\{ 1 - (\alpha |\psi_m|)^{n-1} \left[1 + (\alpha |\psi_m|)^n \right]^{-m} \right\}^2}{\left[1 + (\alpha |\psi_m|)^n \right]^{\frac{m}{2}}} \quad (30)$$

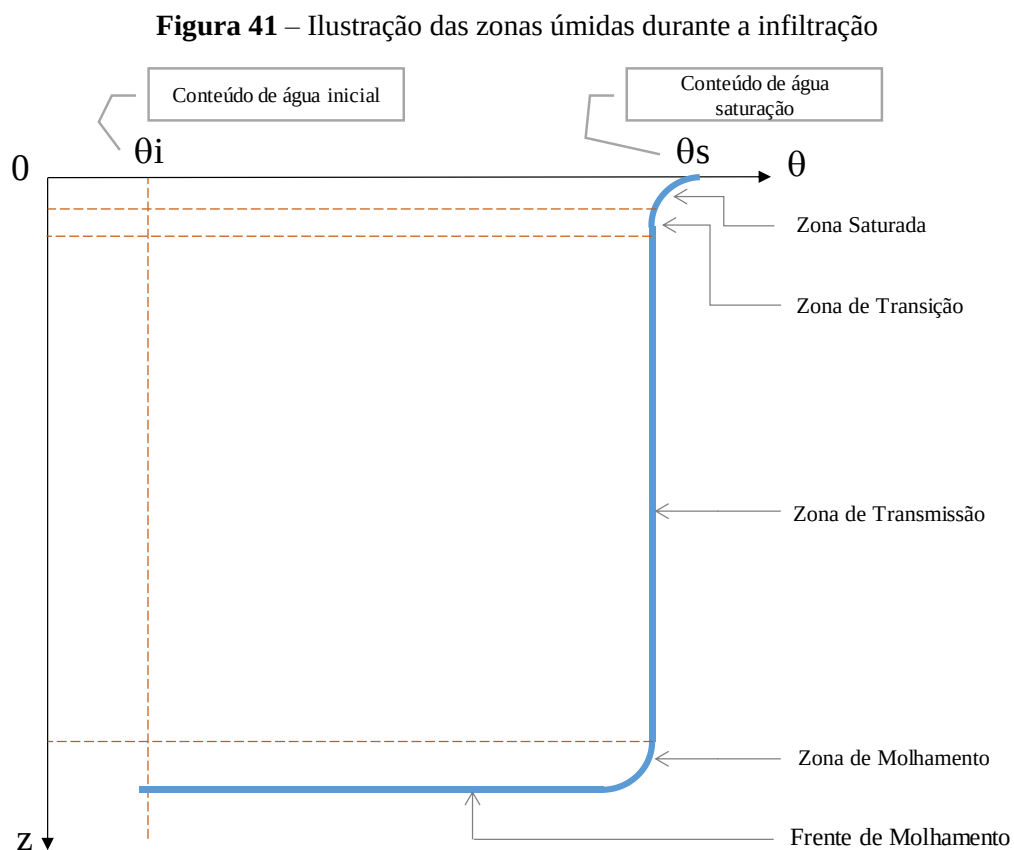
Para Prevedello e Armindo (2015), o modelo de Van Genuchten (1980) é o que tem maior chance de ajustar-se satisfatoriamente aos valores medidos de uma curva de retenção se comparado com qualquer um outro modelo proposto anteriormente. Segundo os autores isso é fundamental para alcançar precisão nas estimativas das propriedades hidráulicas porque todas elas são dependentes dos parâmetros de ajuste da curva de retenção.

3.3 Infiltração da água no solo

Libardi (2018) define infiltração como a penetração da água no solo através de sua superfície. Nesse processo, a infiltração separa quanto da precipitação flui sobre a superfície do solo e quanto flui abaixo dessa superfície, esta última tanto verticalmente como horizontalmente. Já a chamada taxa de infiltração refere-se à quantidade de água que atravessa a unidade de área da superfície do solo por unidade de tempo.

Muitos fatores influenciam a taxa de infiltração, incluindo a condição da superfície e sua cobertura vegetal, as propriedades do solo, tais como sua porosidade e condutividade hidráulica, e o conteúdo úmido corrente do solo.

A distribuição da umidade do solo no perfil do solo uniforme durante o movimento para baixo da água e após determinado tempo é ilustrada na **Figura 41**. Para Prevedello e Armindo (2015), existem cinco zonas de umidade: uma zona saturada, estreita, imediatamente abaixo da superfície do solo; a zona de transição, que é uma região de decréscimo de umidade entre a zona saturada e a zona de transmissão – essa zona ocupa poucos milímetros e nem sempre são distinguíveis; a zona de transmissão que cresce continuamente com a aplicação de água na superfície – nessa zona, a umidade do solo pouco varia com a profundidade e a taxa de variação é próxima da saturação; uma zona molhada ou de umedecimento na qual a umidade apresenta grandes variações; e uma frente de molhamento ou umedecimento, onde a mudança do conteúdo úmido com a profundidade é abrupta entre o solo molhado acima e o solo seco abaixo, onde o gradiente de pressão $\partial \psi_m / \partial z$ é enorme, principalmente nos solos inicialmente secos.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

Um gráfico relacionando à taxa de infiltração $i(t)$ (eixo das abscissas), expressa em unidades $[L.T^{-1}]$, com o tempo t (eixo das ordenadas), é chamada de lei da infiltração, e o valor final constante da taxa de infiltração chama-se de capacidade de infiltração (LIBARDI, 2018).

Dessa forma, a taxa de infiltração pode ser expressa por:

$$i(t) = \frac{dI}{dt} \quad (31)$$

Onde I é a infiltração acumulada e t o tempo. Naturalmente, a altura acumulada de água infiltrada I durante um dado período de tempo é igual à integral da taxa de infiltração naquele período, conforme a **Equação 32**:

$$I(t) = \int_0^t i \, dt \quad (32)$$

O processo de infiltração da água no solo pode ser descrito por diversas equações ou modelos, alguns desenvolvidos a partir de considerações físicas, enquanto foram formulados de forma empírica. Libardi (2018) cita as equações de Green-Ampt e as equações de Philip como métodos teóricos e as equações de Kostiaikov e de Horton como métodos empíricos, por exemplo. O autor reforça que essas equações se aplicam somente a solos homogêneos e que permaneçam homogêneos durante todo o processo.

Um método bastante utilizado para determinação da chuva excedente – parcela da chuva que escoará superficialmente pela bacia – é o já citado método do *Natural Resources Conservation Service* (NRCS/SCS), anteriormente denominado método SCS-CN do *U.S Department of Agriculture*.

O método NRCS/SCS foi desenvolvido encontrando primeiro uma função matemática cuja forma, como uma função do tempo, corresponde às características observadas da taxa de infiltração. A essa função é então fornecida uma explicação física do processo. Nesse método, para um evento de precipitação como um todo, a altura do excesso de precipitação ou escoamento direto (P_e) é sempre menor ou igual à altura de precipitação (P). Do mesmo modo, depois que o escoamento começa, a altura adicional de água retida na bacia (F_a) é menor ou igual a alguma retenção máxima potencial (S). Existe alguma quantidade de chuva (I_a) (abstração inicial antes do empoçamento) para a qual não ocorrerá escoamento, então o

escoamento potencial é $P - I_a$. A hipótese do método NRCS/SCS é que as razões das quantidades potenciais são iguais, isto é,

$$\frac{F_a}{S} = \frac{P_e}{P - I_a} \quad (33)$$

A partir do princípio da continuidade temos:

$$P = P_e + I_a + F_a \quad (34)$$

Combinando as **Equações 33 e 34** para resolver para P_e tem-se:

$$P_e = \frac{(P - I_a)^2}{P - I_a + S} \quad (35)$$

A **Equação 35** é a equação básica para cálculo da altura do excesso de chuva ou escoamento direto de um evento pelo método NRCS/SCS. Adicionalmente, pelo estudo dos resultados de várias pequenas bacias experimentais, uma relação empírica foi desenvolvida, tal que $I_a = (0,2.S)$.

Nessa base, a **Equação 35** fica:

$$P_e = \frac{(P - 0,2.S)^2}{P + 0,8.S} \quad (36)$$

Por meio da análise de mais de 3 mil tipos de solos e coberturas de vegetação e plantações foi estabelecida uma relação empírica que visa relacionar a capacidade de armazenamento pela bacia a um índice denominado de número de curva (CN) de modo que:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254, \quad (37)$$

onde S é o armazenamento máximo (mm); CN é o fator adimensional definido tal que $0 \leq CN \leq 100$ para superfícies impermeáveis $CN = 100$; para superfícies naturais $CN < 100$.

Os valores de CN encontram-se tabelados no **Anexo B**, de acordo com a combinação do grupo hidrológico do solo e com o tipo de cobertura e tratamento da terra, estando relacionados a uma condição de umidade antecedente (AMC) da bacia.

Para Sartori (2004), o CN representa uma curva média de infiltração, que separa a parte da precipitação que escoará superficialmente. Uma dispersão natural dos pontos em torno da curva média é interpretada pela medida da variabilidade natural da umidade do solo e associado à relação chuva-escoamento. A condição de umidade antecedente foi usada como um parâmetro representativo dessa variabilidade. Dessa forma, de acordo com esse autor, a variabilidade do CN depende do volume precipitado num período de 5 a 30 dias antecedente a uma determinada chuva. Tendo em vista tal fato, o NRCC/SCS definiu três condições de umidade antecedente do solo, que são:

- AMC I: condição em que os solos estão secos, mas não ao ponto de murchamento das plantas.
- AMC II: caso em que os solos se encontram na “umidade ideal”, isto é, nas condições que precederam a ocorrência de uma enchente máxima anual.
- AMC III: condição em que os solos se apresentam quase saturados, quando da ocorrência de chuvas fortes ou fracas e de baixas temperaturas durante cinco dias anteriores a uma determinada precipitação.

As condições de umidade antecedente podem ser identificadas a partir dos limites sazonais da precipitação estabelecidos para ambas, como se vê na **Tabela 3**.

Tabela 3 – Limites da precipitação para a estimativa de umidade antecedente

Condições de Umidade antecedente	Precipitação acumulada nos 5 dias antecedentes (mm)	
	Estação Seca	Estação Úmida
I	< 13	< 36
II	$13 \leq \text{entre} < 28$	$36 \leq \text{entre} < 53$
III	≥ 28	≥ 53

Fonte: McCuen (1989)

3.4 Modelagem com o HYDRUS-1D

Para Kaykhosravi *et al.* (2018), o principal objetivo da modelagem de uma bacia hidrográfica é prever o comportamento da bacia sob diferentes condições ou cenários futuros, por exemplo, para gerenciar os recursos hídricos ou prever condições de inundação. Para fazer

isso é necessário um processo de modelagem de bacias hidrográficas que inclua fases, conceitual, preliminar, de pesquisa e de projeto detalhado.

Ainda segundo Kaykhosravi *et al* (2018), uma das principais aplicações dos modelos de LID na fase de pesquisa é o projeto e a otimização de uma única unidade de GI (por exemplo, uma única célula de biorretenção ou telhado verde). Nessa fase de pesquisa são necessárias ferramentas com a capacidade de modelar mecanismos existentes em qualquer tipo de GI. Eles avaliaram 11 modelos hidrológicos que analisam estruturas de infraestrutura verde como LID's. Para comparar e contrastar os modelos selecionaram primeiro um conjunto de critérios que indicam as habilidades e limitações do modelo em diferentes campos (por exemplo, processos hidrológicos). Esses critérios estão em três categorias principais. A primeira categoria são as características gerais do modelo, incluindo: a aplicação de modelos, que mostra as habilidades do modelo na modelagem de bacias hidrográficas em diferentes escalas; a resolução temporal (tempos mínimo e máximo permitidos) e o formato de dados espaciais (capacidade de visualização de dados e abordagem de colocação de GI na bacia hidrográfica). A segunda categoria de critérios inclui os diferentes componentes dos processos hidrológicos. Finalmente, a terceira e última categoria de critérios considerada é a hidráulica dos sistemas, com foco nos métodos de roteamento de fluxo. No **Quadros 6** é apresentada a análise dos resultados da comparação, segundo os critérios de aplicação.

Quadro 6 – Comparação dos modelos de acordo com a aplicação.

Aplicação	Modelos										
	GIF-Mod	GREEN VALUES	HEC-HMS	HYDRUS 1D	L-THIA-LID	MIKE Urban	PCSWMM	RECARGA	SWAT	WBM	Win-SLAMM
Projeto e Otimização de GI (Pesquisa)	✓			✓				✓			
Projeto Conceitual		✓	✓		✓	✓	✓		✓	✓	
Projeto preliminar, detalhamento/análises			✓			✓	✓		✓		✓

Fonte: Adaptado de Kaykhosravi *et al.* (2018)

Segundo a descrição contida no website *PC-Progress Engineering Software Developer* (www.pc-progress.com), o programa de domínio público HYDRUS-1D (versão 4.17), desenvolvido por Simunek, Van Genuchten e Sejna (2013), é um modelo de elementos finitos para simular o movimento unidimensional de água, calor e múltiplos solutos em meios saturados e não saturados. O programa resolve numericamente a equação de Richards para o

fluxo de água saturado ou insaturado e equações de dispersão-advecção para o transporte de calor e soluto.

No **Quadros 7** é apresentada a análise dos resultados da comparação, segundo os critérios de capacidade de modelagem para diferentes tipos de GI.

Quadro 7 – Capacidade dos modelos na modelagem de diferentes tipos de GI.

Capacidade	Modelos										
	GI-Mod	GREEN VALUES	HEC-HMS	HYDRUS 1D	L-THIA-LID	MIKE Urban	PCSWMM	RECARGA	SWAT	WBM	Win-SLAMM
Modelo com GI pré-definido		✓			✓	✓	✓	✓		✓	✓
Modelagem de múltiplas camadas	✓			✓		✓	✓	✓	✓		✓
Modelagem de <i>underdrain</i> (tubo de drenagem)	✓		✓	✓		✓	✓	✓	✓		✓
Modelagem de rega	✓		✓	✓							
Modelagem de captação inclinada			✓			✓	✓				✓
Biorretenção com tubo de drenagem	✓			✓		✓	✓	✓			✓
Jardim de chuva sem tubo de drenagem	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓
Pavimento poroso		✓				✓	✓			✓	✓
Vala natural de infiltração		✓	✓			✓	✓		✓	✓	✓
Telhado verde	✓	✓	✓	✓		✓	✓		✓		✓
Cisterna e Barril de chuva	✓	✓	✓			✓	✓		✓		✓
Trincheira de infiltração	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓

Fonte: Adaptado de Kaykhosravi *et al* (2018)

O HYDRUS-1D apresenta várias possibilidade de cenários possíveis em relação à geometria do solo, aos tipos de materiais que compõem as camadas, situações temporais da simulação e do cálculo computacional (discretização de tempo), condições iniciais e condições de contorno para o fluxo, e permitindo emprego dos modelos de Brooks & Corey, Van Genuchten, Vogel & Císlerová, Kosugi e Durner para a função de retenção de água no solo.

O modelo permite ainda simular as propriedades hidráulicas do solo, incluindo precipitação e as condições de contorno de *run-off* (permite analisar a capacidade de armazenamento de água no solo), *Surface layer* (permite simular o considerando uma lâmina de água na superfície) e evapotranspiração (ET). A condição de contorno inferior pode ser especificada com pressão constante e variável, fluxo constante e variável, drenagem livre, drenagem horizontal, *deep drainage* (permite o cálculo do fluxo vertical tendo em conta a

posição do aquífero) e o *seepage face* (a água deixa a zona saturada através desse ponto sem acumular na superfície inferior).

Em relação a técnicas compensatórias, o modelo HYDRUS-1D foi utilizado nos recentes trabalhos de Liu e Fassman (2017) para avaliar a resposta hidrológica em telhados verdes e em biorretenção. Meng *et al.* (2014) avaliaram a performance hidráulica de duas células de biorretenção utilizando o modelo. Já Hilten *et al.* (2008) simularam o desempenho de águas pluviais em um telhado verde utilizando o HYUDRUS-1D. No Brasil, Mujovo (2014) simulou o fluxo vertical em Trincheiras de infiltração com o modelo.

Como dito anteriormente, o HYDRUS-1D é um modelo que resolve a **Equação 27**, conhecida como a Equação de Richards para fluxo unidimensional, e apresenta alguns cenários possíveis de modelagem, como a infiltração de água superficial, de tal sorte que o fluxo de água em um sistema de biorretenção pode ser simulado com o modelo.

Para tanto, o HYDRUS-1D necessita de requisitos de entrada que incluem informações de geometria e tempo, propriedades hidráulicas e hidrológicas e condições iniciais de contorno¹². Nesse modelo é possível levar em consideração a presença de vegetação no solo (como uma opção do modelo) e consequentemente a evapotranspiração.

3.5 Determinação da condutividade hidráulica de campo

Os métodos de determinação direta da condutividade hidráulica dos solos podem ser classificados em métodos de laboratório e métodos de campo. Nos métodos de laboratório, podem ser utilizadas amostras deformadas ou amostras indeformadas. Nos métodos de campo, as medidas são executadas com mínima perturbação possível do solo (LIBARDI, 2018).

A determinação de K (condutividade hidráulica) é um aspecto importante no que diz respeito ao comportamento do solo nas instalações de biorretenção em relação à infiltração. Nestingen (2007) e Asleson *et al.* (2007) tratam dessa variável e propõem um novo método de determinação em campo. Ahmed *et al.* (2011a) reportam que a infiltração é um processo essencial da maioria das práticas de gerenciamento de águas pluviais, e as medidas da taxa de infiltração aplicada a uma chuva de projeto são necessárias para determinar o desempenho, a manutenção e os requisitos regulatórios. As taxas de infiltração, no entanto, apresentam uma grande variação espacial, e as técnicas de medição de infiltração são relativamente lentas. O

¹² Condições iniciais de contorno: são um conjunto de restrições adicionais em que a solução de um sistema de equações diferenciais satisfaça estas condições iniciais de contorno.

infiltrômetro modificado Philip-Dunne (MPD) e proposto por eles é uma nova técnica para medir a condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) do solo superficial (**Figura 42**).

Figura 42 – Modified Philip-Dunne Infiltrometer (MPD)



Fonte: Ahmed *et al.* (2011b)

Asleson *et al.* (2007) compararam diversos dispositivos para medição da condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) e chegaram a alguns resultados, como se observa na **Tabela 4**.

Tabela 4 – Comparação entre infiltrômetros e permeâmetros utilizados para medição de K_{sat}

Critério	Infiltrômetro Duplo Anel	MPD	Infiltrômetro Minidisco	Permeâmetro de Guelph	Infiltrômetro de tensão
Transportabilidade do equipamento	2	1	1	2	3
Volume água necessária	3	1	1	2	3
Duração experimento	3	2	1	3	2
Simplicidade de operação	2	1	2	3	3
Custos	2	1	1	3	3
Pessoal qualificado	1	1	1	2	2
Acurácia	1	1	2	1	2

Fonte: Asleson *et al.* (2007)

Nota: Critérios de avaliação: 1 = mais desejado; 2 = segundo mais desejado; 3 = menos desejado. (Tradução nossa)

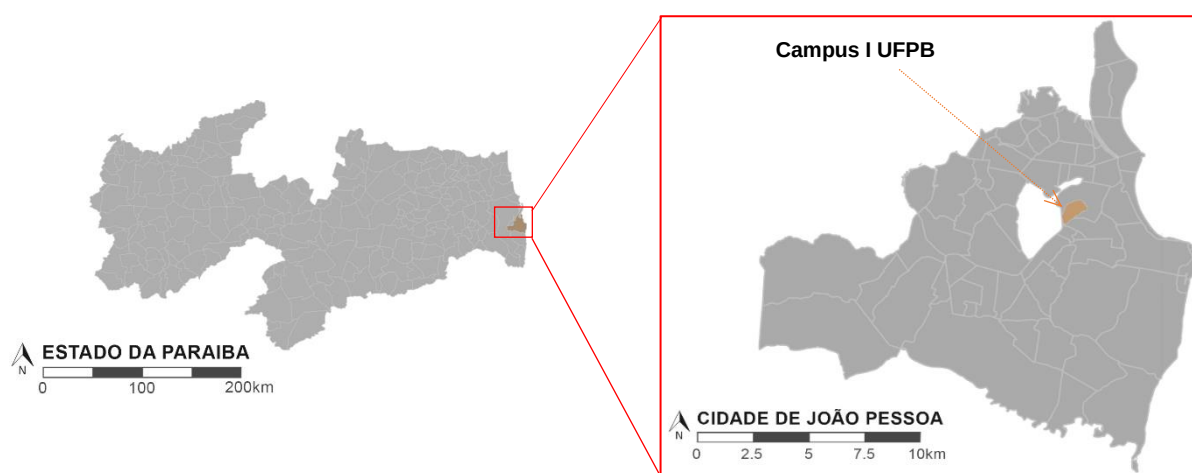
4 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente capítulo discorre sobre a metodologia aplicada na pesquisa incluindo: a caracterização da área de estudo no campus I da UFPB referente a localização geográfica, tipo climático, índices pluviométricos e topografia. Numa área de estacionamento do campus foram coletadas amostras de solo em canteiros verdes preexistentes e, utilizando as instalações do Lapav, foram analisadas as características físicas das amostras de solo. Testes de campo foram realizados para determinação da Condutividade Hidráulica do solo local. Por sua vez, utilizando procedimentos e métodos de cálculo de Hidrologia, foram calculadas as chuvas de projeto de pré e pós-urbanização, escoamento superficial e hidrogramas, pelo método NRCS/SCS. Com os dados obtidos acima foram modeladas, com o *software* HYDRUS-1D, a resposta hidrológica quanto ao movimento da água no solo em alturas de perfis de solo variadas. Por fim foram calculadas as dimensões necessárias para implantação de um sistema de biorretenção do tipo canteiro pluvial na área de estudo.

4.1 Caracterização da área de estudo

O campus I da UFPB está localizado na cidade de João Pessoa, capital do estado da Paraíba, no litoral do Nordeste brasileiro (**Figura 43**).

Figura 43 – Localização campus I da UFPB - João Pessoa



Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

Essa região se caracteriza por uma heterogeneidade climática que a situa como a de maior complexidade entre as regiões brasileiras. Silva (2004) afirma que o Nordeste do Brasil sofre a influência de vários mecanismos de precipitação em larga escala devido à sua grande área e localização, incluindo o mais importante: zona de convergência intertropical (ZCIT). A ZCIT é parte integrante da circulação geral da atmosfera e atua no sentido de transferir calor e a umidade (dos oceanos) dos níveis inferiores, da atmosfera das regiões tropicais para os níveis superiores da troposfera e para médias e altas latitudes (manutenção do balanço térmico global).

O clima de João Pessoa é tropical, quente e úmido, com chuvas no inverno (tipo As na classificação climática de Koppen-Geiger), com temperaturas médias em torno de 27 °C, e é caracterizado pela ausência de chuvas de verão e sua ocorrência no "inverno" (que corresponde à estação chuvosa e não ao inverno propriamente dito), com índices pluviométricos por volta de 1.900 mm anuais.

Algumas informações a respeito de seu clima estão apresentadas na **Tabela 5** a partir das Normais Climatológicas obtidas junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet).

Tabela 5 – Normais Climatológicas de João Pessoa 1981-2010

Mês	Precipitação Acumulada Mensal e Anual (mm)	Umidade Relativa do Ar Média Compensada (%)	Evaporação Total - Evaporímetro de Piché (mm)	Temperatura Média Compensada (Bulbo Seco °C)
Janeiro	73,9	73,4	154,7	27,8
Fevereiro	105,4	73,6	136,7	27,9
Março	193,9	75,0	132,4	27,9
Abril	280,4	77,9	107,2	27,5
Mai	284,0	79,3	104,4	26,8
Junho	355,2	81,9	93,3	25,6
Julho	302,4	81,0	109,0	25,1
Agosto	156,4	77,8	131,8	25,2
Setembro	68,6	74,1	143,9	26,2
Outubro	33,1	72,0	169,1	27,0
Novembro	27,0	72,2	161,8	27,4
Dezembro	33,7	72,9	160,8	27,7
Total / Ano	1914,0	75,9	1605,1	26,8

Fonte: Inmet (2019)¹³.

Analisando a **Tabela 5**, alguns aspectos podem ser extraídos dos dados, que são indicativos do clima local: quanto à evaporação, as Normais Climatológicas do período 1981-

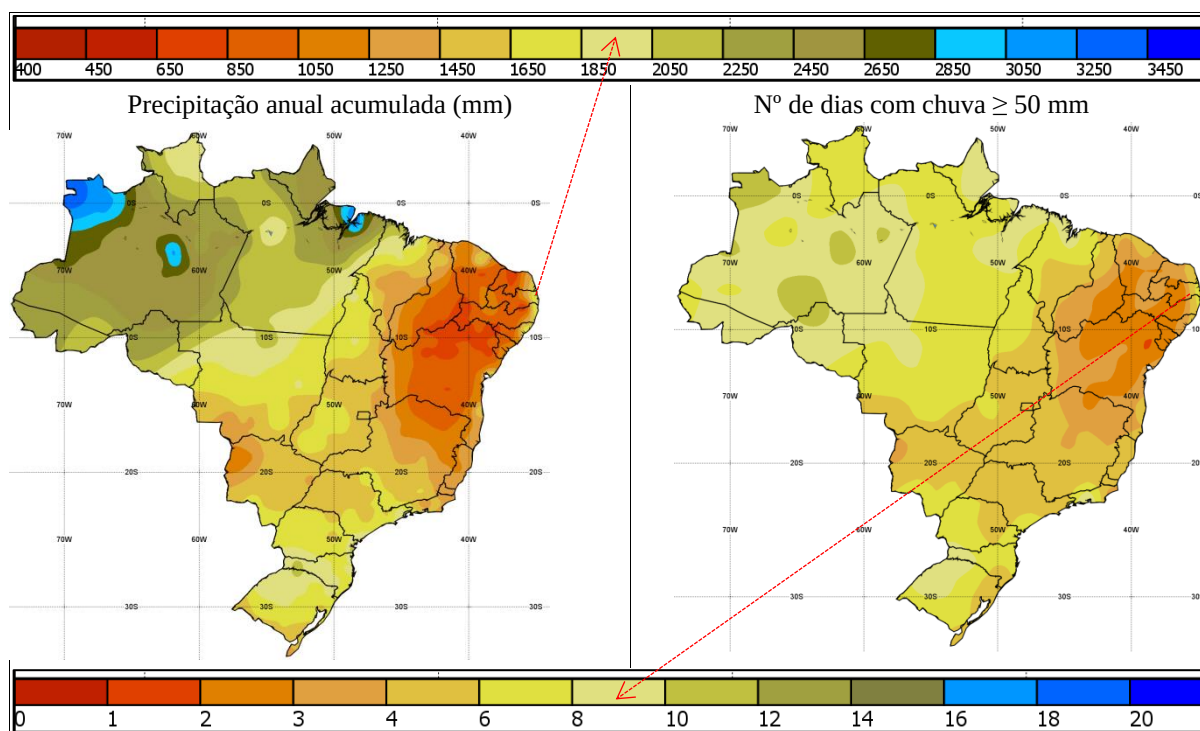
¹³ Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>. Acesso em: jun.2019.

2010 para a estação João Pessoa revelam uma significativa variação sazonal, com um máximo relativo em outubro (169,1 mm) e um mínimo relativo em junho (93,3 mm). O total de evaporação anual é de 1.605,1 mm. Comparando-se brevemente a precipitação com a evaporação, observa-se que o total anual é de superávit hídrico, pois precipita mais água do que evapora. Contudo, numa análise mensal, o superávit se dá apenas nos meses de março a agosto, sendo os meses restantes de déficit hídrico.

Em relação à precipitação pluviométrica mensal, as Normais Climatológicas de precipitação revelam nitidamente os períodos seco (setembro a janeiro) e chuvoso (fevereiro a agosto) em João Pessoa. O mínimo valor total mensal ocorre em novembro (27,0 mm), enquanto o máximo mensal se dá em junho (355,2 mm). O total anual de precipitação é de 1.914 mm para o período.

Observando-se a precipitação total anual para os decênios de 1981 a 2010 (**Figura 44**), constata-se que essa porção do litoral do Nordeste brasileiro, onde encontra-se João Pessoa, apresenta pluviometria anual total semelhante a algumas regiões do Sudeste e do Norte do país onde há historicamente abundância de chuvas anuais.

Figura 44 – Precipitação acumulada anual (mm) e número de dias com $P \geq 50$ mm. 1981 – 2010



Fonte: Inmet (2019)¹⁴

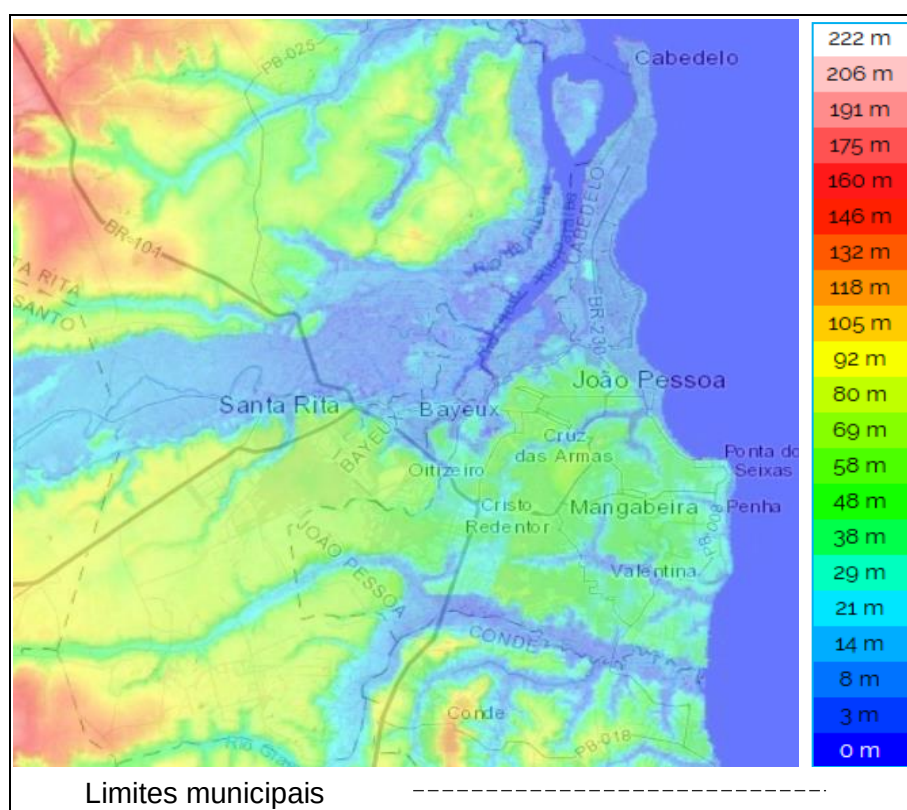
¹⁴ Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>. Acesso em: jun.2019.

Essa condição favorável a períodos com pluviometria alta é um fator determinante para que eventos de chuva recorrentes anualmente tragam transtornos, tais como: alagamentos, transbordamento de canais, deslizamentos de barreiras, entre outros, que afetam a cidade tanto nos aspectos ambientais como socioeconômicos.

Topografia da cidade de João Pessoa

Analisando perfis topográficos da cidade, Barbosa e Barbosa (2016) observaram que os padrões de comportamento do relevo do município de João Pessoa obedecem ao padrão mais geral dos baixos planaltos costeiros (altimetria de 0 – 10 m), seguidos por tabuleiros que têm altitude crescente na direção L – O, com cotas de 50 – 60 m, cortados por canais fluviais (**Figura 45**).

Figura 45 – Topografia do município de João Pessoa



Fonte: www.pt-br.topographic-map.com¹⁵

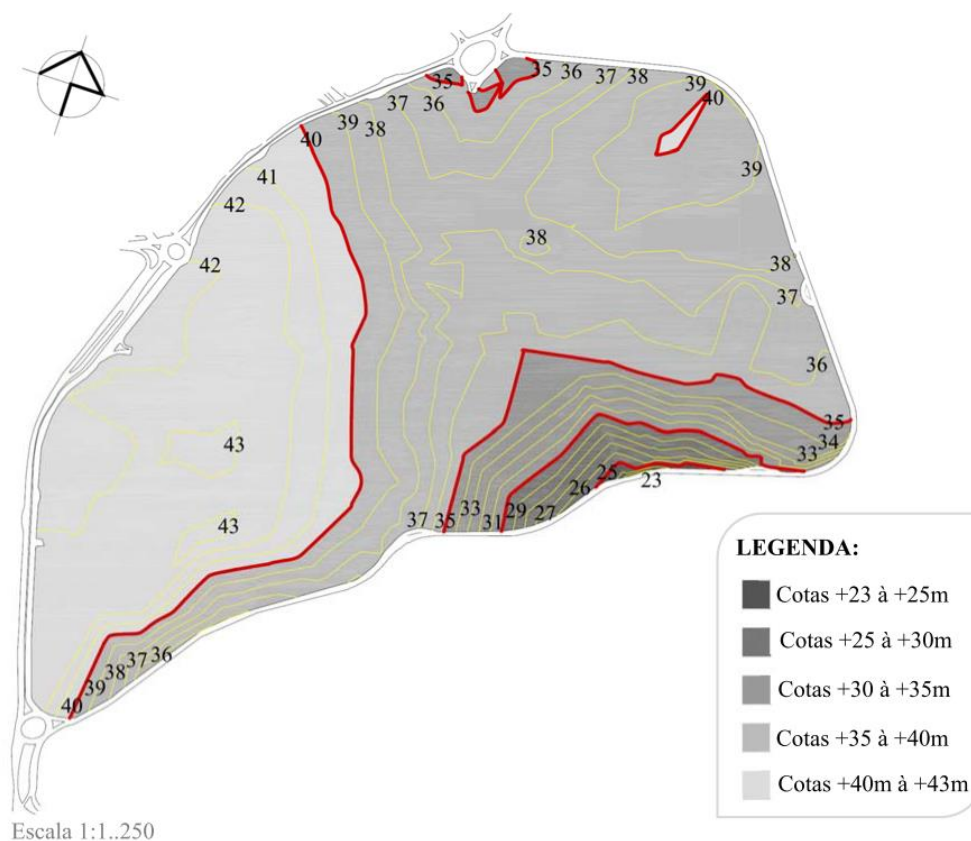
Segundo Barbosa e Barbosa (2016), o espaço territorial do município de João Pessoa tem a sua malha urbana disposta sobre áreas de bacias hidrográficas, a exemplo do Rio

¹⁵ Disponível em: <https://pt-br.topographic-map.com/maps/gnsl/Jo%C3%A3o-Pessoa/>. Acesso em: ago. 2019.

Gramame, ao sul, dos rios Paraíba/Sanhauá, a oeste, e, na sua porção central, da bacia do Rio Jaguaribe/Timbó, que são intraurbanas, além das bacias secundárias, como as dos rios Cuiá, Jacarapé, Aratu e Cabelo. Seus limites territoriais estão entre as coordenadas 07° 10' S e 34° 50' W. A maior parte do município possui declividades que vão de 0 – 12% com 184,45 km² de área. Isso ocorre por ser um terreno de relevo tabular, embora exista ainda faixas menores de declividades acentuadas, principalmente margeando os vales dos rios, que podem chegar a até 100% de declividade.

Em relação ao campus I da UFPB, Cevada (2015) aponta que o seu território alterna entre as cotas de +23m a +43m de altitude, apresentando desnível no limite Noroeste e expressiva depressão na margem Sudeste. Afora esses desníveis, o território apresenta-se predominantemente plano como demonstrado pelas curvas de níveis na **Figura 46**. Para a utilização de dispositivos de biorretenção como o proposto para este estudo, a topografia do local sempre deve ser levada em consideração, uma vez que regiões com declive acentuado dificultam ou até mesmo impedem a utilização desses dispositivos devido à velocidade de escoamento dos deflúvios.

Figura 46 – Topografia do campus I da UFPB -João Pessoa

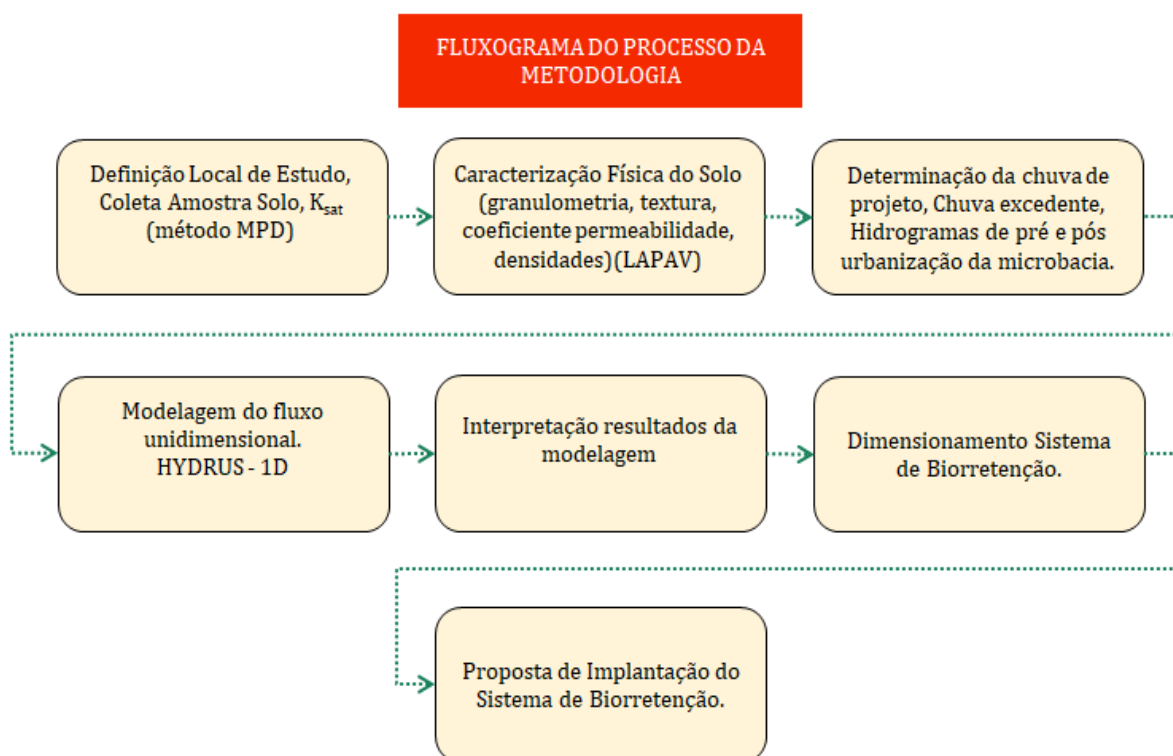


Fonte: Cevada (2015)

4.2 Etapas da metodologia

Para o desenvolvimento do estudo do presente trabalho foi seguida a sequência descrita na **Figura 47**, onde encontra-se o fluxograma do processo da metodologia. Inicialmente foi selecionado o local de estudo, onde seriam desenvolvidas as etapas das pesquisas. No local foram coletadas amostras do solo e aplicados testes de infiltração a fim de caracterizar fisicamente as propriedades do solo, concernentes ao jardim de chuva de lateral de rua. Em seguida, de acordo com as características da microbacia e os parâmetros hidrológicos locais, foram determinadas as precipitações totais e excedentes para os cenários considerados. Com os dados obtidos anteriormente, procedeu-se a simulação no modelo HYDRUS-1D a fim de verificar o efeito do movimento da água no solo, variando a altura do perfil e as condições de contorno apropriadas. Por fim, foi calculada as dimensões da célula de biorretenção e proposto um projeto de aplicação no local de estudo considerado.

Figura 47 - Etapas da Metodologia

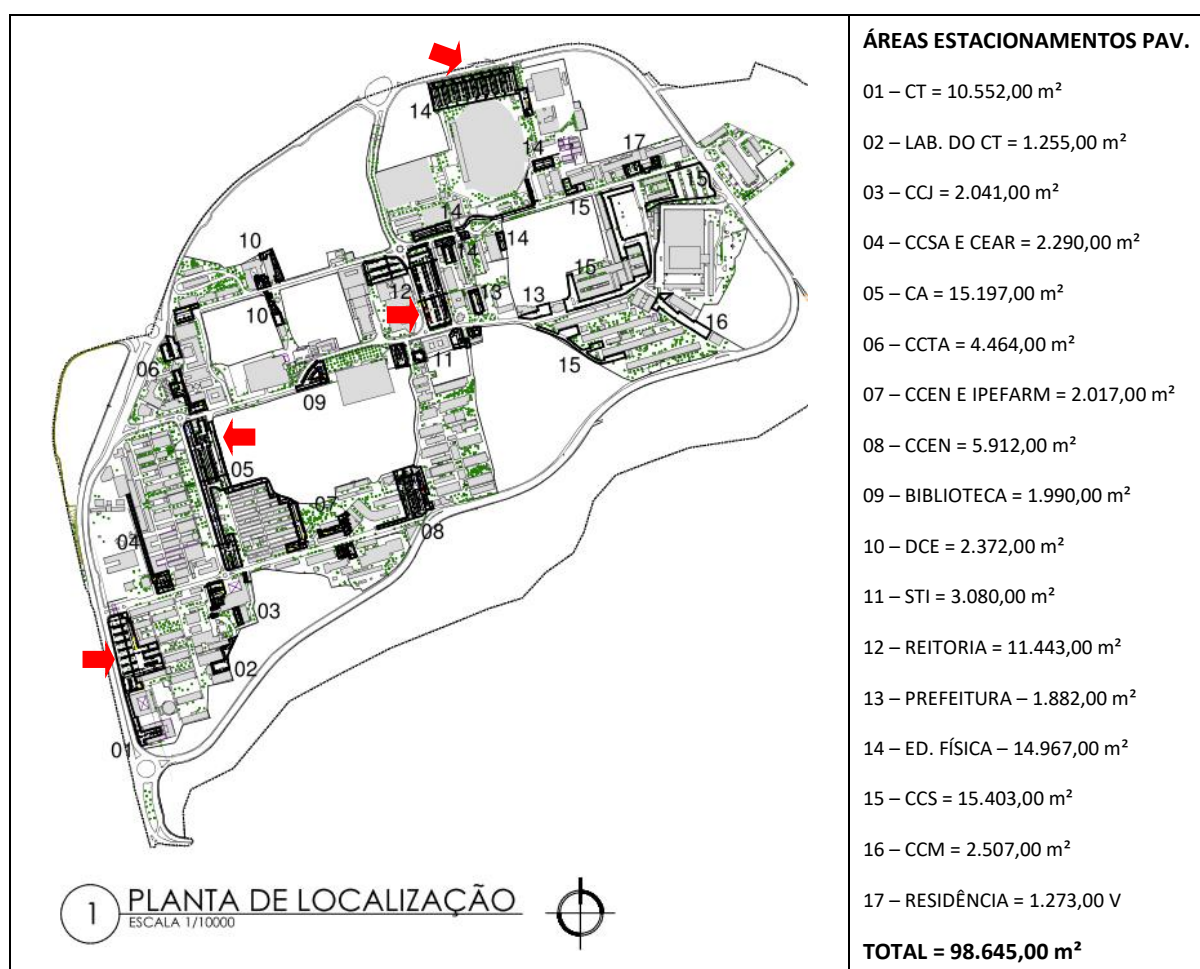


Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

4.2.1 Escolha da área do experimento

De acordo com a pesquisa de campo desenvolvida nesse estudo o campus I da UFPB conta com 17 bolsões de estacionamentos pavimentados (**Figura 47**) com aproximadamente 9,86 ha de área e cerca de 10 bolsões de estacionamentos com vagas informais em áreas com solo descoberto.

Figura 48 – Estacionamentos formais no Campus I da UFPB



Fonte – UFPB (2019)¹⁶

Entre os maiores estacionamentos em termos de área (indicados com setas vermelhas na **Figura 47**) do campus I estão o da Central de Aulas (CA) [05], o do Centro de Tecnologia (CT) [01] e o da Reitoria (12). Há ainda um estacionamento inutilizado próximo a pista de atletismo (14), de dimensões consideráveis. Esses grandes estacionamentos, como também os demais,

¹⁶ Planta fornecida pela Prefeitura Universitária mediante solicitação do autor.

são áreas impermeáveis do campus, que contribuem consideravelmente para a geração de escoamento superficial de águas pluviais.

De fato, na pesquisa de campo realizada nos estacionamentos do campus I não foram constatadas estruturas ou opções de drenagem de águas pluviais que não as convencionais, formadas por linhas d'água, meio fios, bocas de lobo, sarjetas e tubulações. Pelas questões discorridas nos capítulos anteriores, as estruturas de drenagem convencionais apenas transferem para a jusante os deflúvios oriundos das precipitações, o que ensejou o interesse da presente pesquisa em propor uma solução alternativa de drenagem em uma área compreendendo uma parte do estacionamento da Reitoria (**Figura 49**).

Figura 49 – Localização área de estudo – UFPB campus I



Fonte: Elaborada pelo autor (2019) / Google Earth Pro (2018)

Os estacionamentos formais do campus I são pavimentados, sendo o da CA (**Figura 50**) e o do CT (**Figura 51**) com revestimento em paralelepípedos de pedra granítica, e o da Reitoria com revestimento asfáltico em Concreto Betuminoso Usinado a Quente (**Figura 52**).

Na **Figura 50 (b)** observa-se uma boca de lobo como parte do sistema de drenagem existente no estacionamento da CA.

Figura 50 – Estacionamento da CA (Central de aulas)

Fonte: Arquivo Pessoal (2019)

Quanto à presença de áreas permeáveis, tanto o da CA quanto o do CT são praticamente impermeáveis, com pouquíssimos canteiros e vegetação em sua área (apesar de algumas árvores estarem presentes). Na **Figura 51 (b)** observa-se o detalhe de uma caixa coletora como única opção de drenagem da área do estacionamento do CT.

Figura 51 – Estacionamento do Centro de tecnologia e detalhe da drenagem existente

Fonte – Arquivo Pessoal (2019)

Por outro lado, o estacionamento da Reitoria apresenta canteiros com vegetação gramínea rasteira e algumas árvores em todo o seu perímetro, o que se constitui em um espaço propício a iniciativas baseadas no conceito de Infraestrutura Verde.

Dessa forma, tendo em vista a disponibilidade de recursos quanto aos estudos necessários do dispositivo de biorretenção (área com solo exposto, proximidade de laboratórios, acesso a água), foi escolhido uma parte do estacionamento da área do prédio da Reitoria do campus I da UFPB (**Figura 52**) como sendo o mais adequado para o desenvolvimento da presente pesquisa, propondo-se uma simulação de implantação de uma solução com canteiros pluviais para destinação do escoamento superficial gerado na área.

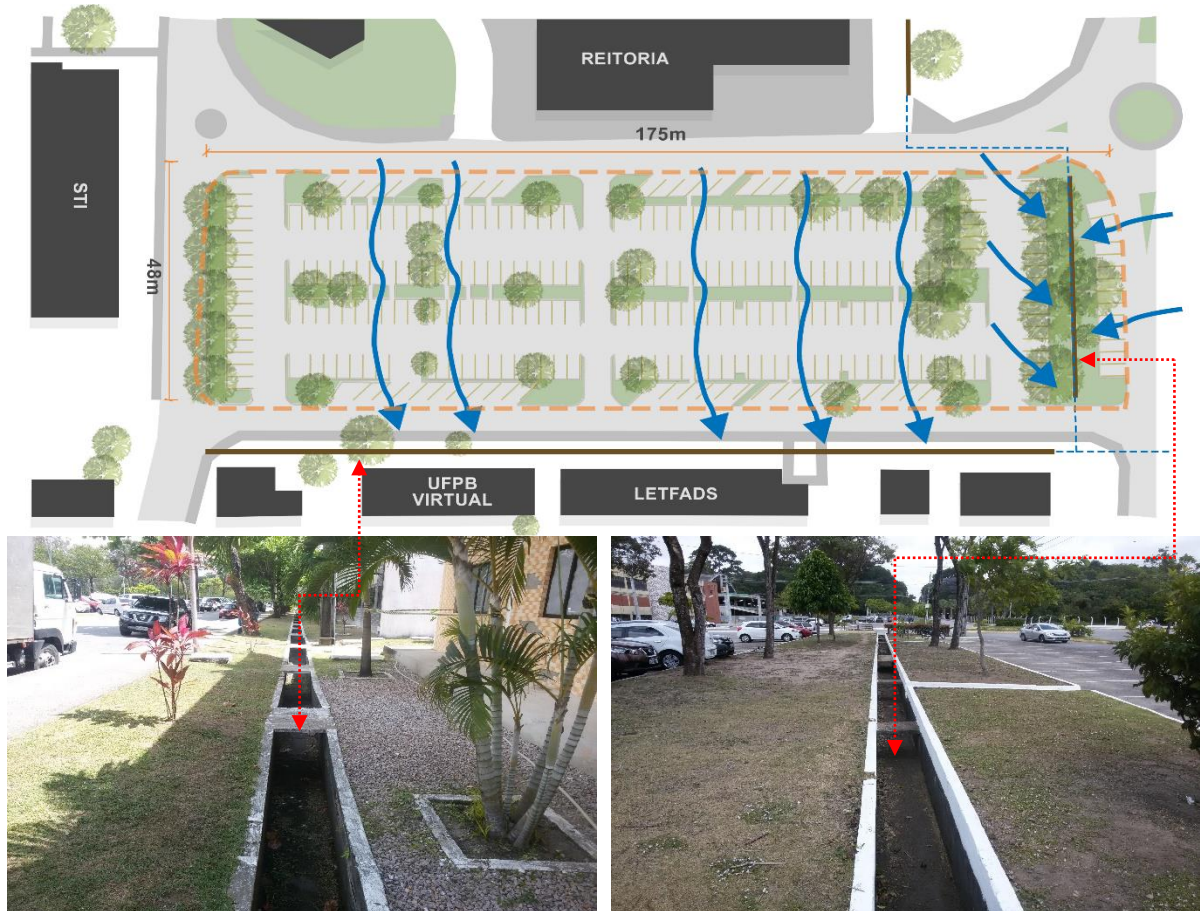
Figura 52 – Vista aspecto estacionamento da Reitoria da UFPB campus I



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

Na área selecionada existe um sistema de drenagem convencional formado por meio fio, linha d'água, caixas coletoras e canaleta com seção “U” (60 x 80 cm) em concreto, que captam as águas pluviais do estacionamento e adjacências e as destinam para uma região de mata próxima (**Figura 53**).

Figura 53 – Modelo convencional de drenagem – estacionamento da Reitoria



Fonte: Elaborada pelo autor (2019); Arquivo Pessoal (2018)

4.2.2 Estudos de caracterização física do solo local

Para a instalação de um dispositivo de biorretenção, o estudo do solo é uma etapa fundamental, pois a taxa de infiltração dele é que, em última análise, vai determinar o sucesso ou não do desempenho hídrico da instalação. Dessa forma, foi realizada a coleta de duas amostras do solo na área selecionada para o estudo, descrita anteriormente, de acordo com a Norma ABNT NBR 9603(2015) (**Figura 54**). A coleta foi feita até a camada de 100 cm de profundidade, sendo uma amostra de 0 a -50 cm e outra amostra de -50 a -100 cm de profundidade, com o diâmetro do furo na ordem de 30 cm. Nesse local, o solo mostrou-se visualmente homogêneo em relação à textura e coloração.

Mais dois outros locais nos canteiros da área de estudo foram prospectados e as amostras do solo mostraram-se, visivelmente, semelhantes após análise tátil visual quanto as características de granulometria, plasticidade, consistência, rugosidade, forma, origem e cor.

Figura 54 – Coleta do solo local e aspecto da amostra



Fonte: Arquivo pessoal (2018)

O conhecimento das proporções dos diferentes tamanhos de partículas em um solo (ou seja, a textura do solo) é, em muitas vezes, a primeira e mais importante propriedade a ser determinada e, portanto, a partir dessa informação, o investigador pode tirar muitas conclusões importantes. Além disso, a textura de um solo não é prontamente sujeita a mudanças, por isso é considerada uma propriedade básica do solo.

A caracterização do solo foi conduzida no Laboratório de Geologia e Pavimentação (Lapav) do Centro de tecnologia do campus I da UFPB. Para a determinação da textura do solo e sua posterior classificação foi realizado o ensaio de análise granulométrica do solo (**Figura 55**), de acordo com a ABNT NBR 7181(2016), que descreve o método.

Figura 55 – Série de peneiras e frações de solo após peneiramento



Fonte: Arquivo pessoal (2018)

As partículas com diâmetro superior a 0,075 mm foram submetidas ao processo de peneiramento através das peneiras de malha #38,1 mm; #25,4 mm; #19,1 mm; #9,5 mm; #4,8 mm; #2,0 mm; #1,2 mm; #0,6 mm; #0,42 mm; #0,30 mm; #0,15 mm e #0,075 mm. Após o processo de peneiramento foram pesadas em balança digital com precisão de 0,01 g. Para determinação da distribuição granulométrica por sedimentação foi separada uma amostra do material, passando na peneira de malha #2,0 mm. No entanto, devido ao solo ser essencialmente composto por areia (que será analisado nos resultados) não foi possível obter a distribuição granulométrica por sedimentação (**Figura 56**).

Figura 56 – Granulometria por sedimentação e estufa para secagem das amostras



Fonte: Arquivo pessoal (2018)

De posse dos resultados da granulometria, o solo natural foi classificado de acordo com a metodologia adotada pelo *Natural Resources Conservation Service* (USDA) do departamento de agricultura dos EUA.

A determinação da densidade real das partículas do solo foi obtida para as duas amostras do solo natural, com uma repetição para cada amostra, através do ensaio estabelecido pela norma DNER-ME 093/94 (**Figura 57**).

A determinação da densidade real (ρ_s) e densidade do solo (ρ) são ensaios de fundamental importância na caracterização física do solo de uma biorretenção. Pela **Equação 12**, esses parâmetros fornecem a porosidade (ϕ) que representa os espaços vazios em um volume de solo considerado. São esses poros que vão armazenar ou permitir o fluxo da água no volume de solo considerado, influenciando o dimensionamento de uma biorretenção, onde a infiltração e a exfiltração são os processos determinantes.

Figura 57 – Picnômetros para determinação da densidade real das partículas



Fonte: Arquivo pessoal (2018)

Neste estudo, no que se refere aos ensaios de laboratório para determinação do coeficiente de permeabilidade $K_{20^\circ\text{C}}$, foi utilizado o permeâmetro tipo 1 (parede rígida) conforme norma ABNT NBR 13292 (1995) para solos granulares à carga constante, devido à natureza granular do solo local (**Figura 58**).

Figura 58 – Ensaio de permeabilidade à carga constante



Fonte: Arquivo pessoal (2018)

O coeficiente de permeabilidade é então calculado pela **Equação 38**:

$$K = \frac{Q' \cdot L_{cp}}{h_c \cdot A_{cp} \cdot t} , \quad (38)$$

onde K = Coeficiente de permeabilidade (cm/s); Q' = Volume d'água observado na proveta no tempo t (cm³); h_c = Altura da carga hidráulica, constante durante o ensaio (cm); A_{cp} = Área da secção do corpo de prova (cm²); L_{cp} = Altura do corpo de prova (cm); t = Tempo decorrido para a água percolar no volume Q' em (s).

Para obtenção da densidade aparente do solo foi adotada a norma ASTM C29 (*Standard Test Method for Bulk Density [“Unit Weight”] and Voids in Aggregate*), uma vez que no Brasil não dispomos de norma específica para determinação da densidade aparente em laboratório. As normas brasileiras referem-se à densidade aparente *in situ* por vários métodos de campo.

4.2.3 Condutividade Hidráulica Saturada do solo in situ

Segundo Asleson *et al.* (2007) existem vários dispositivos que podem ser usados para fazer medições do solo de condutividade hidráulica saturada no campo, tais como o permeâmetro de Guelph, o infiltrômetro de tensão, os infiltrômetros de anel duplo e único, o infiltrômetro de disco e o infiltrômetro Philip-Dunne modificado (MPD). Em seu estudo, a autora demonstrou que o MPD tem uma vantagem sobre os outros dispositivos em vários dos critérios, tornando-o um dos dispositivos mais simples e eficientes para uso no campo.

Esse ensaio é normatizado pela norma ASTM D8152-18 *Standard Practice for Measuring Field Infiltration Rate and Calculating Field Hydraulic Conductivity Using the Modified Philip Dunne Infiltrometer Test* (norma padrão para medir a taxa de infiltração no campo e calcular a condutividade hidráulica de campo usando o teste do infiltrômetro Philip Dunne modificado). A presente pesquisa não teve acesso à íntegra dessa norma americana e, por isso, o estudo seguiu os procedimentos adotados por Nestingen (2007) e Asleson *et al.* (2007), que publicaram estudos comprovando a eficiência e a simplicidade do método. Um outro motivo para utilização desse método foi a não disponibilidade de outros equipamentos de teste de infiltração no Lapav.

Como visto na **Figura 42**, o MPD proposto por Armed *et al.* (2011b) é formado por um cilindro aberto de 10 cm de diâmetro interno aproximadamente, sendo o topo construído com 37,0 cm de comprimento de tubo de acrílico transparente e o fundo destacável de 7 cm de

comprimento feito de aço acabado. Uma fita métrica é colada na parte externa do cilindro de acrílico transparente. Para construção do infiltrômetro MPD utilizado no presente estudo foi utilizado um tubo de acrílico de 9,6 cm de diâmetro interno e com paredes com espessura de 2 mm e 44 cm de altura. Como base utilizou-se um adaptador de calha de PVC por se encaixar perfeitamente no tubo de acrílico e possuir o mesmo diâmetro interno. Na parte exterior foi colada uma fita métrica para medição das alturas em cm, conforme **Figura 59**.

Figura 59 – Infiltrômetro *Philip-Dunne* modificado (MPD) desenvolvido na pesquisa.



Fonte: Arquivo pessoal (2018)

O procedimento de ensaio foi realizado da forma proposta por Nestingen (2007). A formulação matemática também é apresentada pela autora e compreende a solução para as seguintes equações:

$$\frac{[H_0 - H(t)]r_1^2}{\Delta\theta} = \frac{[2[R(t)]^3 + 3[R(t)]^2L_{\max} - L_{\max}^3 - 4r_0^3]}{3} \quad (39)$$

$$\Delta P(t) = \frac{\pi^2}{8} \left\{ (\theta_1 - \theta_0) \frac{([R(t)]^2 + [R(t)]L_{\max})}{\bar{K}} \frac{dR}{dt} - 2r_0^2 \right\} \times \frac{\ln \left[\frac{[R(t)][r_0 + L_{\max}]}{r_0[R(t) + L_{\max}]} \right]}{L_{\max}} \quad (40)$$

$$\Delta P(t) = C - H(t) - L_{\max} + \frac{L_{\max}}{\bar{K}} \frac{dH}{dt} , \quad (41)$$

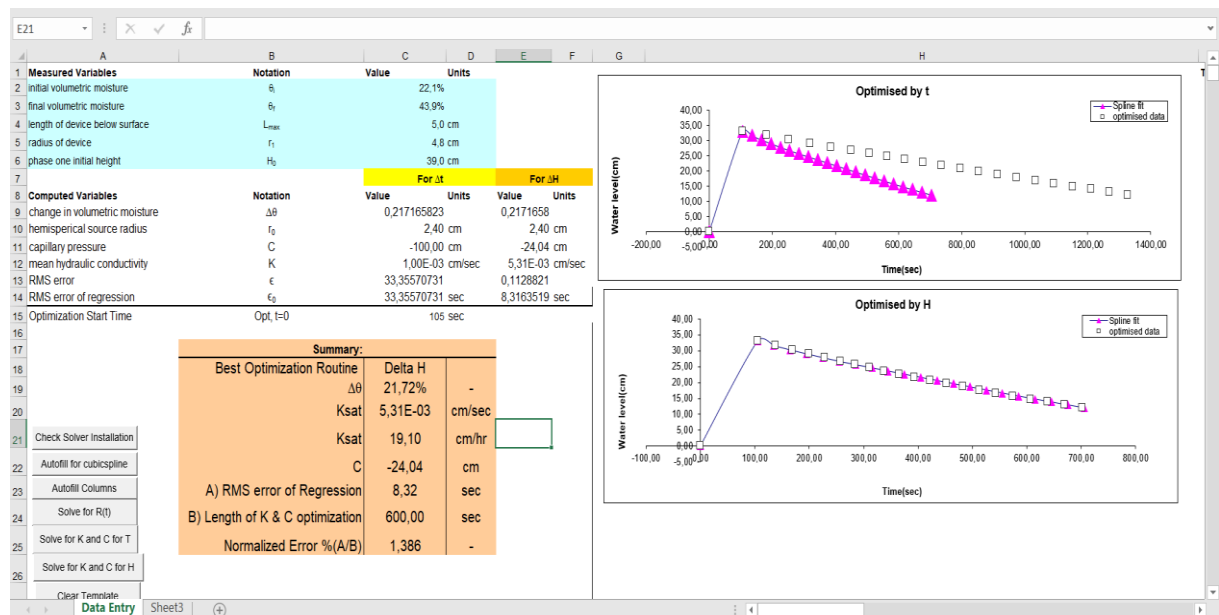
sendo H_0 a altura inicial da água; $H(t)$ a altura da água no tempo t ; $L_{\max}$ a profundidade de inserção do aparelho no solo; r_0 o raio da fonte equivalente; r_1 o raio do cilindro; r qualquer raio dentro da frente molhada; $R(t)$ o raio da frente molhada no tempo t ; θ_0 e θ_1 o teor de umidade volumétrica inicial e final do solo antes e depois do ensaio, respectivamente; $\bar{K}$ a condutividade hidráulica média no solo úmido, considerada igual à condutividade hidráulica saturada K_{sat} ; C

a pressão capilar; e ΔP a diferença de potencial de pressão capilar, da fonte esférica para a frente molhada.

A **Equação 39** é usada para resolver $R(t)$. As **Equações 40 e 41** são então usadas para resolver $\Delta P(t)$ com valores atribuídos de $\bar{K}$ e C . A solução é obtida minimizando a soma do quadrado das diferenças entre os valores de $\Delta P(t)$ calculados a partir das **Equações 40 e 41**. Para otimização dos cálculos foi utilizada uma planilha eletrônica do ©Microsoft Excel (**Figura 60**), a qual foi disponibilizada pela pesquisadora Farzana Ahmed, PhD (*The University of Oklahoma*), após contato com ela.

Uma vez que a condutividade hidráulica saturada tenha sido calculada para todos os locais dentro da BMP, os resultados devem ser calculados com base na média aritmética para obter o valor geral. Como estimativa conservadora, a condutividade hidráulica saturada pode ser considerada igual à taxa de infiltração, podendo ser utilizada nas metodologias de dimensionamento que utilizam esse parâmetro. Devido à previsão de grande variabilidade nos resultados é necessária uma certa quantidade de medidas a fim de se obter um resultado válido para o ensaio de condutividade hidráulica saturada em campo (ASLESON *et al.*, 2007).

Figura 60 – Planilha eletrônica para cálculo de K_{sat} pelo MPD



Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

4.2.4 Determinação de parâmetros hidrológicos

4.2.4.1 Determinação da chuva de projeto

Canholi (2014) informa que em projetos de obras de retenção de deflúvios é fundamental a definição do hietograma da precipitação e do volume do deflúvio. Um modelo bastante utilizado é o chamado Curvas de Intensidade-Duração-Frequência (IDF). Para calcular a intensidade da chuva, o modelo usa a equação IDF (**Equação 42**), com os coeficientes ajustados para o local desejado. Em seguida, calculamos a precipitação total P usando a intensidade da chuva (i) e a duração da chuva (t), de acordo com a **Equação 43**.

$$i = \frac{k \cdot T_R^a}{(t + b)^c}, \quad (42)$$

$$P = i \cdot t, \quad (43)$$

onde i é a intensidade de precipitação média máxima (mm.h^{-1}), k , a , b e c são parâmetros de ajuste locais (adm.), T_R é o período de retorno (ano), t é o tempo de duração da chuva (min) e P a precipitação total (mm). Os valores dos parâmetros $k = 290$; $a = 0,087$; $b = 10$ e $c = 0,398$, são utilizados de acordo com Aragão *et al.* (2000), uma vez que são valores mais atualizados, comparando-se com os trabalhos de Pfafstetter (1957) e Souza (1972).

Uma vez determinadas as curvas IDF é necessário obter uma chuva de projeto “que seja representativa de muitos eventos registrados e tenha as características de intensidade, volume e duração de uma tormenta de mesma frequência” (CANHOLI, 2014, p. 96).

Para obtenção dessa tormenta padronizada, um método bastante empregado é o método dos Blocos Alternados, que consiste em dividir a tormenta em blocos de duração Δt submúltiplos da duração t da tormenta e de modo que a parcela mais intensa esteja entre 1/3 e 1/2 da duração da chuva. Os demais blocos são colocados alternadamente, à esquerda e à direita da parcela mais intensa, para composição do hietograma de projeto.

4.2.4.2 Determinação do escoamento superficial e hidrogramas de projeto

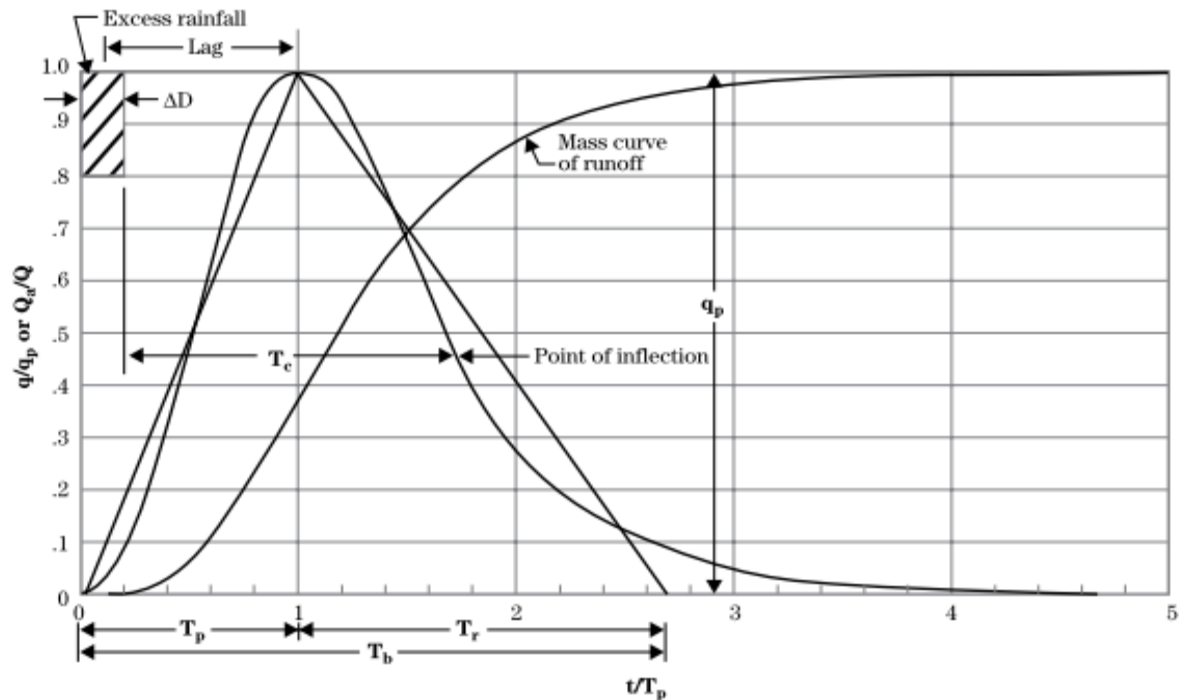
Como descrito no item 3.3 do capítulo 2, o método NRCS/SCS, para determinação da chuva excedente, é utilizado para o cálculo do escoamento ou cálculo da vazão escoada. Nesse

sentido, alerta Gribbin (2009) que para projetos de uma bacia de detenção ou de retenção, um hidrograma de escoamento é necessário para uso nos procedimentos de propagação, o que é proporcionado pelo método.

Na presente pesquisa optou-se pela classificação do grupo hidrológico do solo adotado por Sartori *et al.* (2005), que pode ser vista no **Anexo A**, por representar melhor as condições dos solos do Brasil.

Assim, o método NRCS/SCS utiliza as **Equações 36 e 37** e ainda as **Equações 44 a 48** abaixo para determinação dos hidrogramas unitários sintéticos correspondentes, que têm como base o hidrograma unitário adimensional descrito em *National Engineering Handbook, Part 630, Hydrology*, publicado pelo USDA (**Figura 61**).

Figura 61 – Hidrograma unitário curvilíneo adimensional e triangular equivalente.



Fonte: USDA Handbooks (2007)

Equações:

$$T_c = 3,42 \left(\frac{1000}{CN} - 9 \right)^{0,7} \cdot L^{0,8} \cdot S_b^{-0,5} \quad (\text{SCS Lag}) \quad (44)$$

$$t_p = 0,6 \cdot t_c \quad (45)$$

$$T_p = t_p + \frac{\Delta D}{2} \quad (46)$$

$$T_b = 2,67 \cdot T_p \quad (47)$$

$$q_p = \frac{(0,208 \cdot P_{unt} \cdot A)}{T_p}, \quad (48)$$

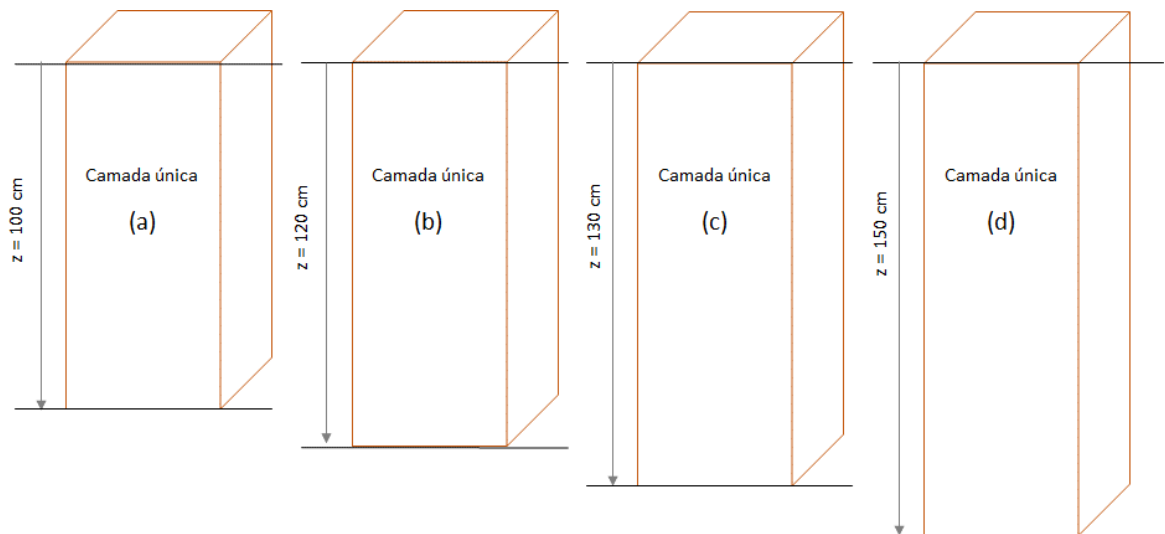
onde L é o comprimento da bacia de drenagem (Km); S_b é a declividade da bacia (m/m); T_c é o tempo de concentração (min); t_p é o tempo de retardo (Lag) (min); T_p é o tempo de ocorrência de pico (min); ΔD é o tempo de duração da precipitação; T_b é o tempo de base (utilizado para aproximação com um hidrograma triangular) (min); q_p é a vazão de pico por milímetro de chuva excedente (m³/s.mm); P_{unt} é a precipitação excedente unitária (mm); e A a área de drenagem da bacia (Km²).

Para obtenção do hidrograma de projeto, uma vez determinado o hidrograma unitário, aplica-se os princípios da proporcionalidade e da superposição (hipóteses que generalizam a aplicação do método do hidrograma unitário a qualquer duração e distribuição da chuva excedente), sendo possível calcular os hidrogramas resultantes de eventos complexos, a partir do hidrograma unitário sintético (CANHOLI, 2014).

4.2.5 Modelagem com HYDRUS-1D

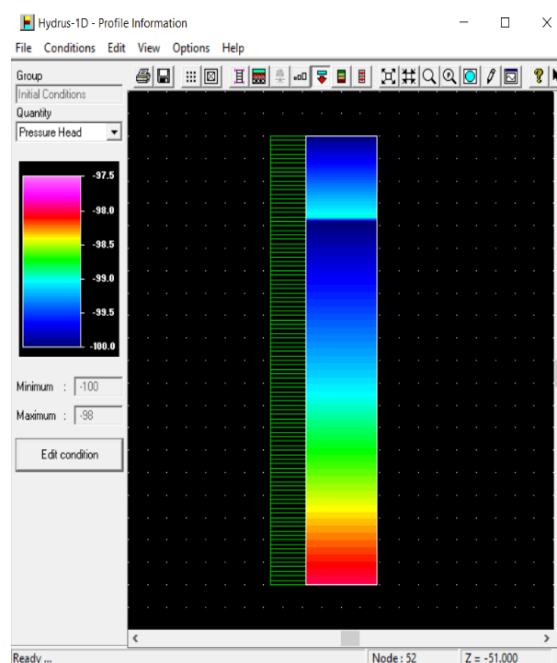
Para modelagem no HYDRUS-1D foram estabelecidos os seguintes dados de entrada:

Dados geométricos: tendo em vista que o estudo da infiltração de água em uma biorretenção e, conseqüentemente, o resultado quantitativo dependem do fluxo para dentro e através do meio poroso (CARPENTER e HALLAN, 2010), foram adotadas quatro alturas (z) de perfis de solo para simulação, com Δz variando conforme **Figura 62** e camada única de material do meio poroso.

Figura 62 – Perfis adotados para simulação de fluxo no HYDRUS-1D

Fonte: Elaborado do autor (2019)

A unidade adotada foi centímetro, sendo que o modelo divide a profundidade do perfil automaticamente em 100 células iguais e 101 nós, nos quais poderão ser especificadas características hidrológicas do solo como conteúdo água inicial, pressão de sucção, pontos de controle ao longo da altura do perfil, além da previsão da possibilidade de várias camadas de solo com propriedades distintas. (**Figura 63**).

Figura 63 – Interface do software mostrando um perfil discretizado em 100 intervalos

Fonte: HYDRUS-1D (Versão 4.17)

Dados de tempo: para unidade de tempo foi adotado minutos, com tempo de duração da simulação variando de 0 (zero) a 300 minutos, com os demais tempos de entrada padrão adotados pelo software. Para a discretização da intensidade de precipitação foi estabelecido o intervalo de tempo de 2 min, a fim de proporcionar um maior número de pontos na construção do hidrograma de escoamento e, dessa forma, permitir o cálculo dos volumes com boa aproximação para $V = \int Q(t)dt \approx \sum Q(t)\Delta t$.

Dados de características hidrológicas e hidráulicas: em relação aos parâmetros hidrológicos, a precipitação considerada foi a precipitação efetiva de pós-urbanização, calculada com os mesmos parâmetros do item 5.3 e de valor $P_{efe} = 4,56$ cm, porém discretizada em intervalos de tempo de 2 min. A distribuição temporal seguiu o método dos Blocos Alternados, com a parcela mais intensa da precipitação em 1/3 da duração da chuva de $t = 60$ minutos. Como padrão de entrada, o HYDRUS-1D requer que os dados de precipitação sejam inseridos em termos de taxa ou fluxo de precipitação com unidade $[L.T^{-1}]$, assim a lâmina de precipitação é transformada em lâmina no intervalo de tempo da discretização, de modo que, pela **Equação 49**, determina-se esses valores:

$$q_H = \frac{P_{efe}^j}{\Delta t}, \quad (49)$$

sendo q_H a taxa de precipitação em cm/min e P_{efe}^j cada lâmina de precipitação j (cm) no intervalo de tempo Δt (min).

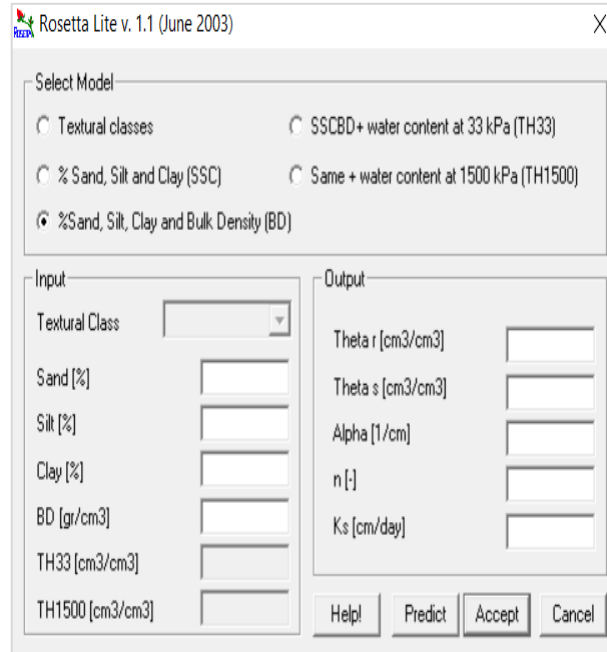
Considerando que a biorretenção irá captar o escoamento de toda a área da bacia para a simulação do sistema optou-se, como primeira aproximação, a relação entre área da biorretenção e área de captura impermeável da bacia como sendo da ordem de 5%, de modo que a taxa de precipitação q_H é multiplicada por 20.

Por seu turno, na janela *Soil Hydraulic Model*, o HYDRUS-1D permite que você considere modelos analíticos diferentes para descrever as propriedades hidráulicas do solo (isto é, curva de retenção da água e funções de condutividade hidráulica). Neste estudo, tais propriedades foram analisadas segundo a opção de Van Genuchten-Mualem.

Os parâmetros hidráulicos do solo para o modelo especificado na janela de diálogo anterior (*Soil Hydraulic Model*) podem ser especificados na janela de diálogo *Water Flow Parameters*. No presente estudo optou-se por selecionar funções de pedotransferência, as quais

relacionam propriedades do solo com os parâmetros hidráulicos. As funções de pedotransferência utilizadas no HYDRUS-1D são incorporadas em seu módulo *Rosetta Lite* Version 1.1, que é o mesmo contido no *software* RETC, conforme mostrado na **Figura 64**.

Figura 64 – Interface do módulo Rosetta



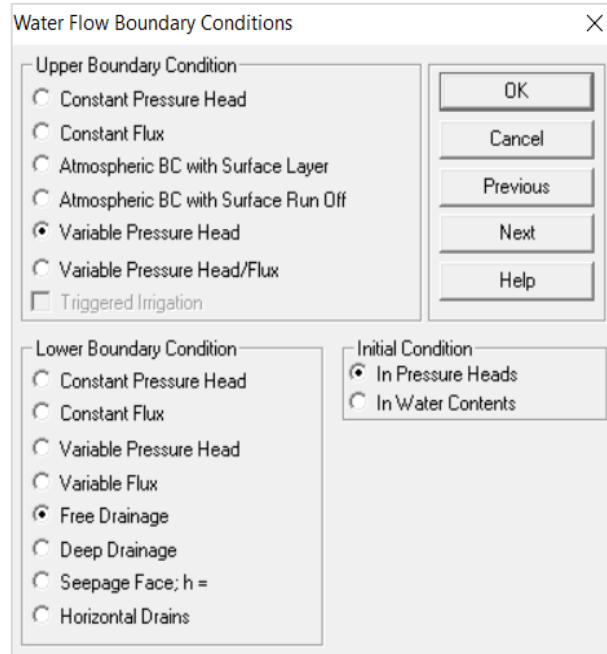
Fonte: HYDRUS-1D (Versão 4.17)

Condições de contorno: ao utilizarmos dados de precipitação variáveis no tempo é necessário marcar a condição de contorno *Time Variable Boundary Condition* (Condições de Limite Variáveis no Tempo) na janela *Time Information*, de modo que permita a inserção de dados, como valores diários de precipitação, evaporação e transpiração.

A janela *Water Flow Boundary Conditions* (Condições de Limite do Fluxo de Água) (**Figura 65**) permite selecionar condições de contorno para o topo e a base do perfil do solo, dependendo da aplicação. Carga hidráulica constante ou variável no tempo ou fluxos de água, bem como condições de contorno atmosférico, podem ser usadas na superfície do solo. Para a parte inferior do perfil do solo também é possível selecionar condições de contorno de drenagem livre ou profunda, uma face de vazamento ou condições de drenagem horizontal. Além disso, na parte *Initial Condition* da janela de diálogo você deve especificar se as condições iniciais para o fluxo de água devem ser dadas posteriormente em termos da carga hidráulica ou do conteúdo de água.

Supõe-se que o lençol freático no presente estudo esteja localizado muito abaixo do fundo do domínio do solo e, portanto, não afeta os processos de fluxo no perfil do solo adotado (por exemplo, por ascensão capilar).

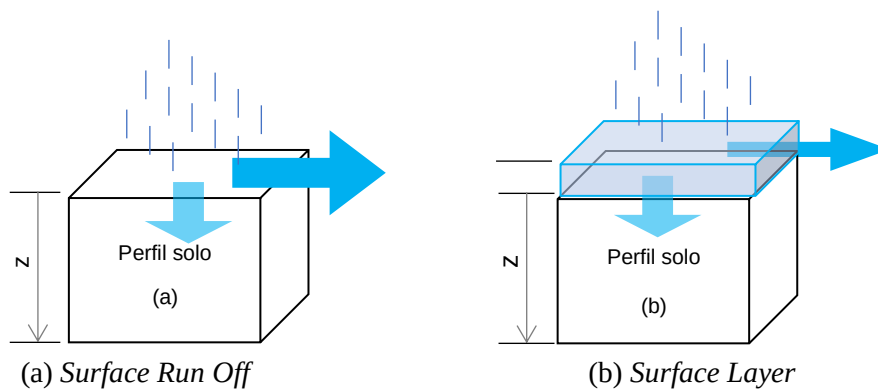
Figura 65 – Interface do software relativa às condições de contorno



Fonte: HYDRUS-1D (Versão 4.17)

No presente estudo, as condições de contorno na superfície foram selecionadas como *Atmospheric BC with Surface Layer* e como *Atmospheric BC with Surface Run off* com intuito de avaliar a resposta hidrológica das duas opções (**Figura 66**).

Figura 66 – Condições de contorno da superfície adotadas



Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Em *Surface Layer* é possível simular o efeito da retenção na biorretenção, o que é desejável e bastante empregado nos projetos dessa LID. Na condição de limite inferior foi escolhida *Free Drainage*, uma vez que essa opção permite considerar o lençol freático localizado muito abaixo do domínio de interesse.

4.2.6 Dimensionamento de um dispositivo de biorretenção

Os dispositivos LID do tipo jardins de chuva de lateral de rua são dimensionados e projetados levando-se em consideração fatores como a quantidade de escoamento que o sistema deve infiltrar para baixo através das camadas do solo da instalação (e infiltrar ou coletar em um sistema de drenagem subterrâneo) e a quantidade de espaço disponível na seção transversal da rua para a implantação de infraestrutura verde. O tamanho da célula também é informado pelo contexto da rua, incluindo fatores como a extensão da área de superfície impermeável, usos e estruturas adjacentes do local, volumes de tráfego de veículos e de pedestres e topografia local.

Objetivamente, uma célula de biorretenção ou um sistema de células de biorretenção depende de três fatores primordiais:

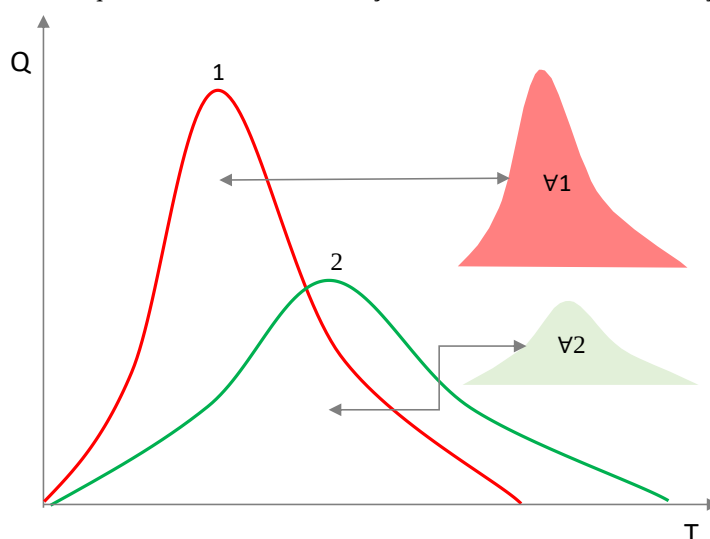
- Pegada da área molhada da célula (fornece a área de infiltração);
- Altura ou volume de retenção (prevê o armazenamento temporário da água antes da infiltração);
- Taxa de infiltração do solo projetado.

Para determinar o volume do sistema de biorretenção da presente pesquisa serão utilizadas três abordagens, que estão brevemente discutidas a seguir. O cálculo envolve o modelo NRCS/SCS para obtenção dos hidrogramas de escoamento na bacia, e dessa forma permite trabalhar com cenários de ocupação e uso do solo, que são previstos no modelo pelo número de curva *CN*.

Método BIRENICE

Na **Figura 67** temos, esquematicamente, o método proposto por Rosa (2016), que consiste na subtração dos volumes ($V_1 - V_2$) dados pelas áreas sob as curvas dos hidrogramas de projeto de pós e pré-urbanização. Nesse método, após a determinação das precipitações efetivas de pós e pré-urbanização pelo método do NRCS/SCS, utiliza-se as **Equações 2 e 3** para determinação do volume de armazenamento da biorretenção.

Figura 67 – Modelo esquemático de determinação do volumes da biorretenção (Rosa, 2016).



Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Método LID *Hydrologic Analysis*

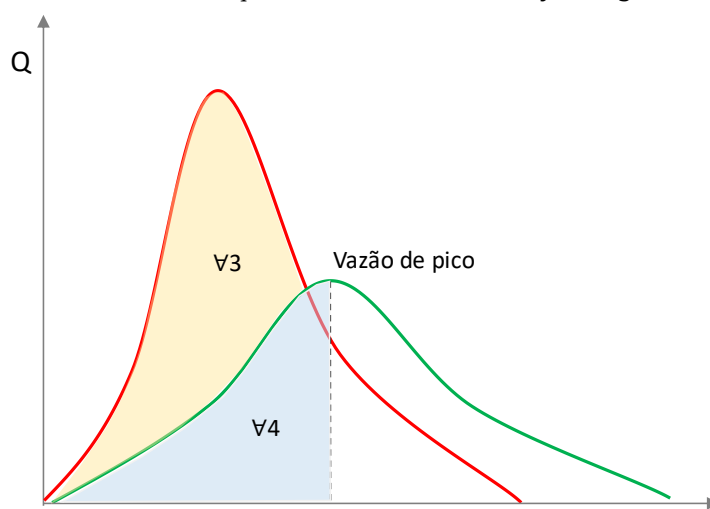
Para aplicação do método é recomendado seguir os passos seguintes (PRINCE GEORGE'S COUNTY, 2007):

- Passo 1 – Determinar porcentagem de uso / Cobertura do solo do lote ou local da instalação;
- Passo 2 – Calcular CN personalizado composto, conforme o caso de diferentes coberturas e usos do solo;
- Passo 3 – Calcular a influência do CN com base na conectividade da área impermeável do local;
- Passo 4 – Determinar a tormenta de projeto;
- Passo 5 – Aplicar um coeficiente de variabilidade na chuva de projeto (citado como 1,5);
- Passo 6 – Determinar o volume de armazenamento necessário para manter o volume de escoamento de pré-desenvolvimento usando o armazenamento de retenção e Gráficos “Série A” específicos para o local onde o método é aplicado;
- Passo 7 – Determinar o volume para o controle da qualidade da água;
- Passo 8 – Determinar o volume de armazenamento necessário para manter a taxa de pico de escoamento do pré-desenvolvimento usando retenção de 100%;

- Passo 9 – Determinar o dimensionamento de biorretenção necessário para acomodar os requisitos de volume. Recomendado usar uma profundidade máxima de retenção na superfície da biorretenção de 6 polegadas (152,4 mm) na superfície e pelo menos uma instalação por lote.

Por simplificação, o método do LID *Hydrologic Analysis* propõe a adição dos volumes $V_3 + V_4$ (**Figura 68**).

Figura 68 – Modelo esquemático método LID *Hydrologic analysis*.



Fonte: Elaborado pelo ator (2019)

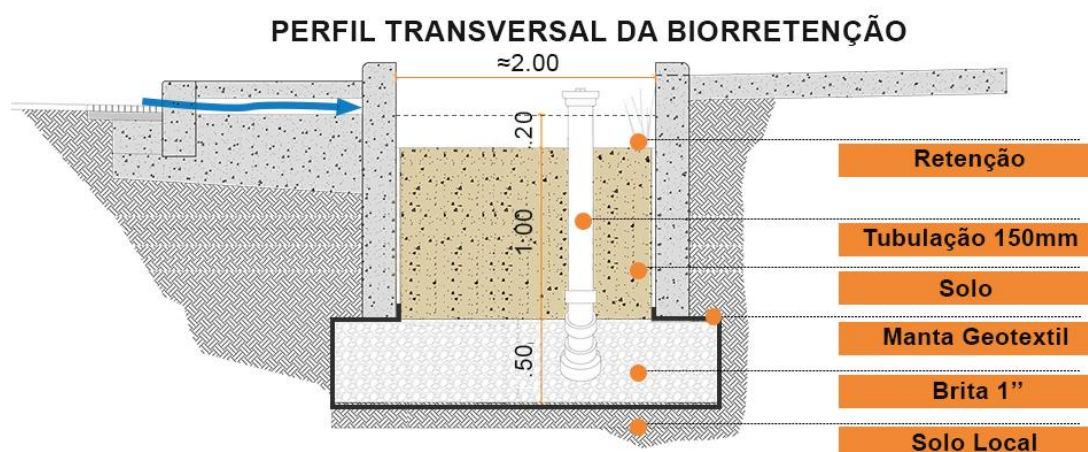
Na **Figura 68**, V_3 é o volume entre o hidrograma de pré e pós-urbanização e V_4 o volume até a vazão de pico do hidrograma de pré-urbanização, calculados seguindo os passos recomendados acima. Complementarmente, o método requer o dimensionamento para tratar os primeiros 12,5mm da chuva efetiva em áreas impermeáveis.

Método do Hidrograma

Pelo método do Hidrograma utilizado na presente pesquisa, o volume correspondente a V_3 , representado pela área delimitada pelo hidrograma de pós e acima da curva do hidrograma de pré-urbanização, foi considerado para o cálculo do volume de armazenagem da biorretenção. Tal entendimento decorre da configuração do jardim de chuva lateral de rua proposto como apresentado na **Figura 69**.

De fato, esse dispositivo de biorretenção funciona como retenção e retenção ao mesmo tempo, na medida em que promove infiltração da água através da camada de solo e também pode capturar a água excedente em relação a sua capacidade máxima de armazenamento (pelo extravasor e pela tubulação perfurada no fundo da instalação) e encaminhar para um sistema de drenagem convencional de tubulações existentes.

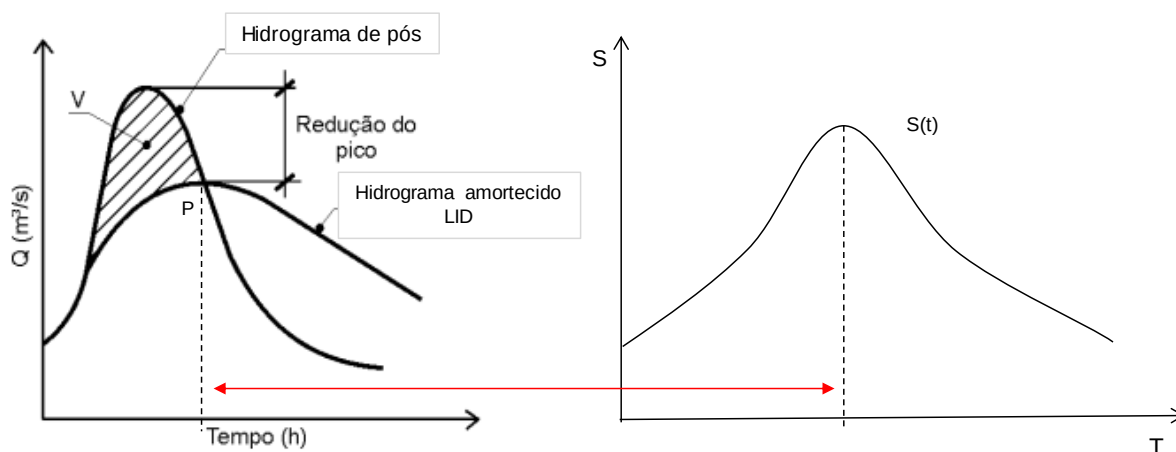
Figura 69 – Vista transversal de um canteiro pluvial



Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Considerando-se que um objetivo da abordagem LID é reestabelecer as condições de pré-desenvolvimento da bacia através de dispositivos de retenção e/ou detenção dos volumes de escoamento provocados pelo efeito da urbanização, o rearranjo temporal das vazões e a diminuição eventual do escoamento superficial podem ser obtidos com o amortecimento do volume excedente do hidrograma de pós-urbanização.

Assim, considerando os hidrogramas de pós e amortecido com LID e a curva de armazenamento $S(t)$ de uma bacia hipotética, representados esquematicamente na **Figura 70** abaixo, se percebe que existe um ponto P onde os hidrogramas se cruzam, onde I_t é a vazão de entrada e Q_t a vazão de saída, tal que, pela equação da continuidade concentrada $dS/dt = I_t - Q_t = 0$, o armazenamento $S(t)$ é máximo e igual ao volume V correspondente à área hachurada entre os hidrogramas até P.

Figura 70 – Hidrogramas e curva de armazenamento.

Fonte: Adaptado de Tucci (2007)

4.2.7 Proposta de implantação de um canteiro pluvial

Como produto da pesquisa e uma contribuição para o campus I da UFPB, visando à preservação do microclima local e do meio ambiente, será proposto um projeto de aplicação de um sistema de biorretenção do tipo canteiro pluvial para parte da área do estacionamento da Reitoria da instituição.

Este projeto poderá ser implantado por etapas e propiciar uma gestão de águas pluviais alinhada com o que se pratica em vários campi de universidades e cidades pelo mundo.

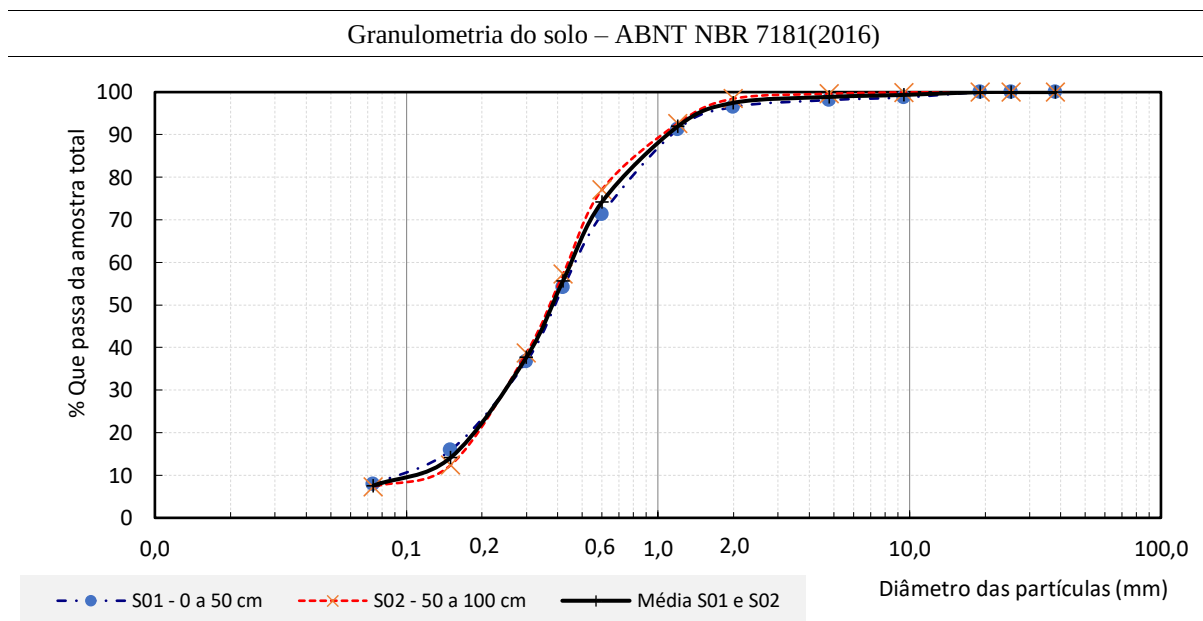
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Percorrendo o que foi preconizado na metodologia descrita no capítulo anterior, o presente capítulo explicita os resultados obtidos na etapa experimental da pesquisa, ao tempo que também vai discutir alguns resultados.

5.1 Granulometria e classificação do solo

No **Gráfico 1** abaixo consta a granulometria das amostras de solo e a sua média utilizada nos procedimentos de cálculo. Nota-se que não houve resultado para a fração passando na peneira # 2,0 mm pelo método da sedimentação. Quando da tentativa de realização do ensaio, seguindo o preconizado na ABNT NBR 7181(2016), o densímetro não apresentava leitura, de modo que não houve condições de realização do ensaio de granulometria por sedimentação. Por aproximação, foi considerado no presente estudo a fração passando na peneira # 0,074 mm como silte com diâmetro das partículas conforme ABNT NBR 6502 (1995).

Gráfico 1 – Curva granulométrica - Diâmetro em mm – Média amostras S01 e S02



Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

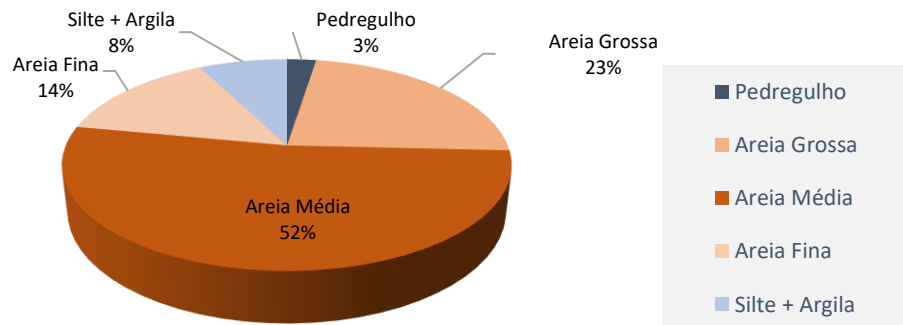
Para classificação textural foi utilizado os parâmetros de faixas granulométricas adotadas na norma ABNT NBR 6502(1995) conforme **Quadro 8**.

Quadro 8 – Classificação da textura granulométrica

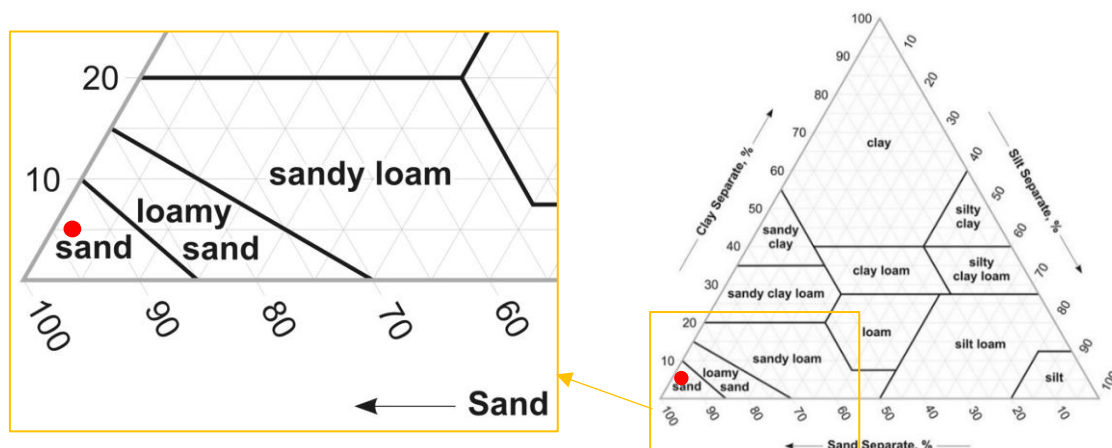
Textura	Parâmetros	Textura	Parâmetros
Pedregulho	$(d > 2,00 \text{ mm})$	Areia Fina	$(0,06 \text{ mm} < d \leq 0,2 \text{ mm})$
Areia Grossa	$(0,6 \text{ mm} < d \leq 2 \text{ mm})$	Silte	$(0,002 \text{ mm} < d \leq 0,06 \text{ mm})$
Areia Média	$(0,2 \text{ mm} < d \leq 0,60 \text{ mm})$	Argila	$(d < 0,002 \text{ mm})$

Fonte: Adaptado da ABNT NBR 6502(1995)

No **Gráfico 2** observa-se a distribuição das frações dos grãos do solo como função do diâmetro das partículas. Nele, as frações de areia somam 89%, e, se considerarmos a fração pedregulho como uma areia muito grossa, então o total será de 92% de areia da amostra. Uma vez conhecida a granulometria da amostra, aplica-se a classificação USDA conforme **Figura 71**.

Gráfico 2 – Resumo da textura da média das amostras

Fonte: Elaborador pelo autor (2019)

Figura 71 – Diagrama triangular das classes texturais

Fonte: USDA (2019)¹⁷

¹⁷ Disponível em: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_MEDIA/nrcs142p2_050242.jpg. Acesso em: ago. 2019.

Pelo gráfico da **Figura 71** conclui-se que se trata de um solo essencialmente arenoso com 8% de silte estimado – já que não foi possível o ensaio de sedimentação – na sua composição.

Os demais ensaios de caracterização do solo (permeabilidade, densidade das partículas e densidade do solo) em laboratório, foram procedidos conforme a metodologia descrita no capítulo 3. O resumo das características físicas do solo está na **Tabela 6**.

Tabela 6 – Resumo das características físicas do solo em laboratório

Característica	Unidade	Valores/classificação
Classificação Solo USDA	-	Areia
Permeabilidade K	cm/min	0,50
Densidade das partículas	g/cm ³	2,62
Densidade do solo	g/cm ³	1,374
Porosidade [$\phi = 1 - (\rho_b/\rho_s)$].100	%	47,0
Porosidade efet.[$\phi_{efe} = \phi - \phi_{ar}$].100	%	45,0

Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

Nota: porosidade do ar na areia $\phi_{ar} = 0,02$ (Ahmed *et al.*, 2011b).

5.2 Condutividade hidráulica de Campo Ksat

Para determinação do K_{sat} no campo, utilizando o método do infiltrômetro MPD, foram determinadas 10 medições no local do estudo, de modo que se tenha um valor representativo. Os resultados estão na **Tabela 7**.

Tabela 7 – Valores obtidos nos testes de campo com o MPD

Ensaio	θ_0	$\theta_{1(sat)}$	K_{sat} (cm/sec)	K_{sat} (cm/min)
1	0,22	0,44	5,88e-03	0,35
2	0,22	0,44	9,34e-03	0,56
3	0,18	0,35	1,17e-02	0,70
4	0,23	0,43	9,41e-03	0,56
5	0,15	0,35	9,91e-03	0,59
6	0,15	0,35	3,18e-03	0,19
7	0,19	0,32	9,21e-04	0,06
8	0,21	0,42	6,11e-03	0,37
9	0,18	0,38	8,24e-03	0,49
10	0,19	0,35	7,46e-03	0,45

continua

Estatística Descritiva

	θ_0	$\theta_{1(sat)}$	K_{sat} (cm/sec)	K_{sat} (cm/min)
Mín.	0,15	0,32	9,21E-04	0,06
Máx.	0,23	0,44	1,17E-02	0,70
$\bar{x}$	0,19	0,38	7,22E-03	0,43
Mediana	0,19	0,37	7,85E-03	0,47
$\sigma_{população}$	0,03	0,04	3,11E-03	0,1868
C.V.	13,7%	11,2%	43,1%	43,1%

Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

Quando uma certa grandeza x é medida n vezes é possível ocorrer que o desvio $d_j = (x_j - \bar{x})$ de um resultado x_j em relação ao valor médio $\bar{x}$ seja grande, quando comparado com o desvio padrão das medições. Dessa forma, para os resultados de K_{sat} , buscou-se identificar os dados discrepantes utilizando o critério de Chauvenet, cuja descrição mais detalhada pode ser obtida em Vuolo (1996). O critério de Chauvenet permite determinar se um valor amostral (resultante de uma medida) é discrepante em relação aos demais valores da amostra, supondo-se que a amostra segue uma distribuição normal.

Aplicando então o teste de normalidade de Shapiro-Wilk, nos dados de K_{sat} , baseado na estatística W , dada por:

$$W = \frac{b^2}{\sum_{i=1}^n (x_{(i)} - \bar{x})^2} \quad (50)$$

Onde x_i são os valores da amostra ordenados ($x_{(1)}$ é o menor). A constante b é determinada da seguinte forma:

$$b = \begin{cases} \sum_{i=1}^{n/2} a_{n-i+1} \cdot (x_{(n-i+1)} - x_i) & \text{se } n \text{ é par} \\ \sum_{i=1}^{(n+1)/2} a_{n-i+1} \cdot (x_{(n-i+1)} - x_i) & \text{se } n \text{ é ímpar} \end{cases} \quad (51)$$

Usando o *software* estatístico Gretl versão 2019c¹⁸ foram calculados os valores do teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Como ao nível de significância α de 5% o valor de $W_{calculado} = 0,950018 > W_{(0,05; 10)} = 0,842$ (tabelado) e com o p-valor = 0,668713 > $\alpha = 0,05$, pode-se afirmar que a amostra provém de uma distribuição normal.

Assim foram descartados os dados que apresentaram desvios maiores que o limite de rejeição de Chauvenet (d_{ch}), tal que $|d_j| = |x_j - \bar{x}| > d_{ch}$. Os valores de d_{ch} estão tabelados conforme **Tabela 8**.

¹⁸ Disponível em: <http://gretl.sourceforge.net/>. Acesso em: ago. 2019

Tabela 8 – Valores do critério de Chauvenet d_{ch}/σ

Número de medidas n	Razão entre o máximo desvio aceitável e o desvio padrão d_{ch}/σ
8	1,86
10	1,96
12	2,04
15	2,13
20	2,24
30	2,39
50	2,58
100	2,80

Fonte: Vuolo (1996)

Calculando os desvios d_j fica evidenciado que o teste 7 pode ser descartado pelo critério de Chauvenet, conforme **Tabela 9**. Evidentemente, depois de descartado um dado x_j , novos valores da estatística descritiva são novamente calculados.

Tabela 9 – Cálculo do teste de Chauvenet nos ensaios de K_{sat} em campo

Ensaio	$K_{sat}(\text{cm/min})$	$ d_j = x_j - \bar{x} $	d_j/σ	d_{ch}/σ (n=10)
1	0,35	0,08	0,430	1,96
2	0,56	0,13	0,683	1,96
3	0,70	0,27	1,448	1,96
4	0,56	0,13	0,703	1,96
5	0,59	0,16	0,864	1,96
6	0,19	0,24	1,296	1,96
7	0,06	0,38	2,023	1,96
8	0,37	0,07	0,355	1,96
9	0,49	0,06	0,328	1,96
10	0,45	0,01	0,078	1,96

Nova Estatística Descritiva descartando “Ensaio 7”

Mín.	0,19	-	-	-
Máx.	0,70	-	-	-
$\bar{x}$	0,48	-	-	-
Mediana	0,49	-	-	-
$\sigma_{\text{população}}$	0,1454	-	-	-
C.V.	30,6%	-	-	-

Distribuição de frequência para K_{sat} (cm/min)

Intervalo	Ponto médio	Frequência absoluta	Frequência relativa	Acumulada
< 0,25506	0,19097	1	11,11%	11,11%
0,25506 - 0,38323	0,31914	2	22,22%	33,33%
0,38323 - 0,51140	0,44731	2	22,22%	55,56%
0,51140 - 0,63957	0,57549	3	33,33%	88,89%
$\geq 0,63957$	0,70366	1	11,11%	100,00%

Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

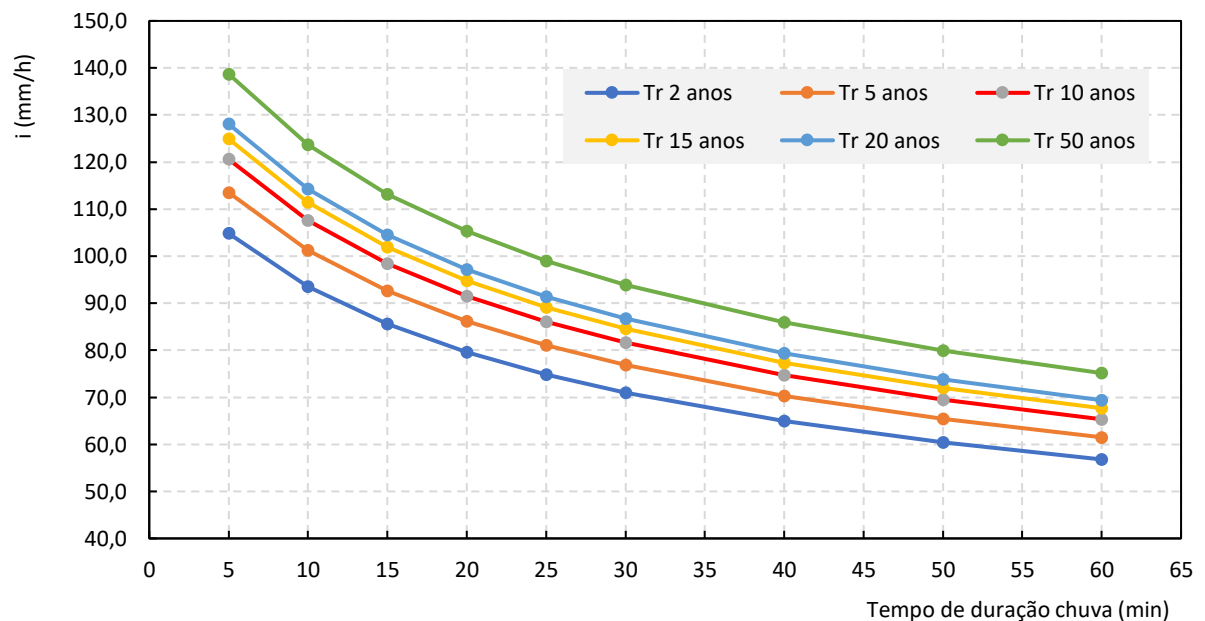
5.3 Parâmetros hidrológicos

Para o cálculo da chuva de projeto para simulação no HYDRUS-1D foi escolhido o período de retorno $T_R = 5$ anos, de acordo com o Manual de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais Vol. II da PMSP (2012), que prevê para obras de microdrenagem T_R entre 2 e 10 anos. O tempo de duração da chuva de projeto t foi assumido como 60 min. Aplicando a **Equação 42**, relação IDF correspondente, tem-se as curvas IDF para João Pessoa conforme **Gráfico 3**:

$$i = \frac{290 \times T_R^{0,087}}{(60 + 10)^{0,398}}, \quad (42)$$

onde i é a intensidade de precipitação (mm.h^{-1}) e os parâmetros da relação IDF por Aragão *et al.* (2000).

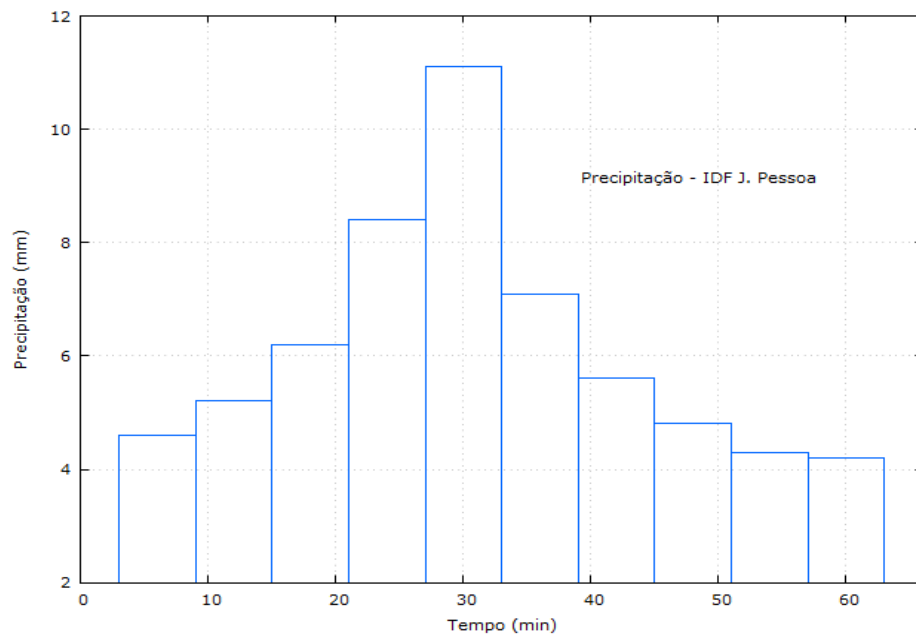
Gráfico 3 – Curvas IDF para João Pessoa



Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Com $T_R = 5$ anos e $t = 60$ min, tem-se que $i = 61,5 \text{ mm.h}^{-1}$ e a precipitação de projeto é $P = 61,5 \text{ mm}$. Discretizando a chuva em intervalos de tempo $\Delta t = 6 \text{ min}$ (0,10 h), e pelo método dos Blocos Alternados, é então determinada a sua distribuição temporal, como mostra o **Gráfico 4**.

Gráfico 4 – Hietograma da chuva de projeto com distribuição pelo método dos Blocos Alternados



Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

A partir do projeto arquitetônico atualizado do campus I da UFPB foi delimitada a área de estudo, pelo *software* ©AutoCad, e foram calculadas as áreas dos canteiros em destaque na cor laranja (permeáveis) e a área impermeável composta pelas vias e vagas de estacionamento dos veículos (**Figura 72**).

Figura 72 – Delimitação da área de estudo.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

Com os dados obtidos das áreas permeáveis e impermeáveis, bem como do tipo da cobertura do solo, pelo método NRCS/SCS, determina-se os valores de CN para as áreas específicas de acordo com o cenário de pré e pós-urbanização (**Anexo B**). Para o cenário de pós-urbanização é determinado o CN composto de acordo com a expressão $CN_{\text{composto}} = \sum(CN_i.A_i) / A_t$, sendo CN_i o número de curva de cada área individual de área A_i e A_t a área total da área de estudo.

Destaca-se que a presença de canteiros verdes em todo o perímetro do estacionamento é um exemplo do potencial do local para um projeto de *retrofit*, que pode incluir soluções com Técnicas Compensatórias, como o canteiro pluvial, ou a combinação deste com um pavimento permeável, aproveitando a infraestrutura do local e, conseqüentemente, com menores custos de implantação.

Para utilização do método NRCS/SCS foi adotada a cobertura do solo com grama < 50% da área, o que corresponde à realidade do local (**Figura 73**).

Figura 73 – Aspecto dos canteiros - Estacionamento da Reitoria da UFPB



Fonte: Arquivo Pessoal (2018)

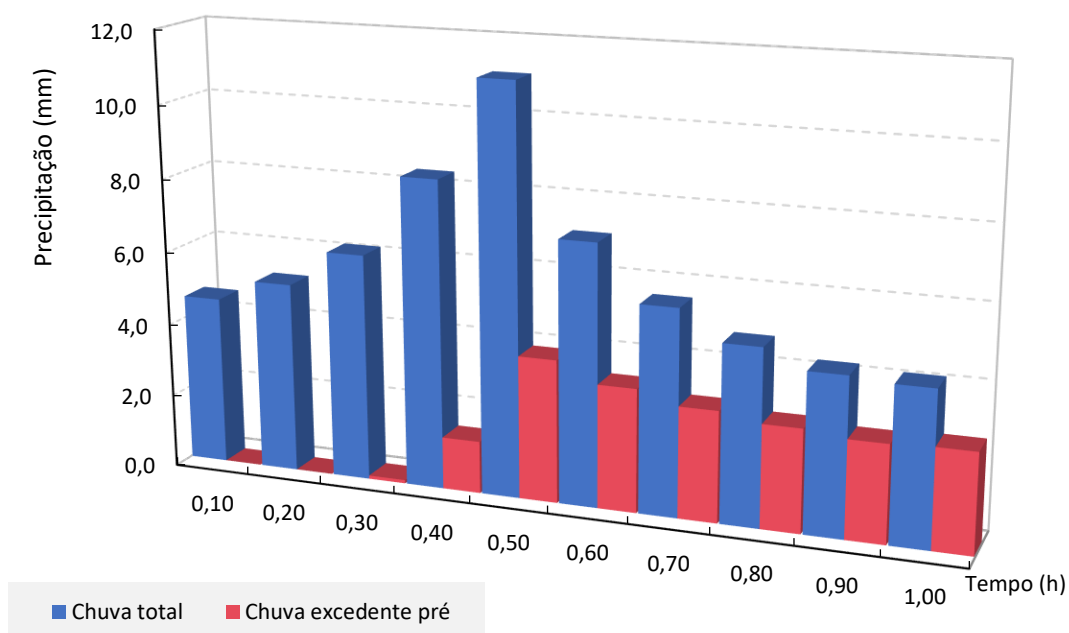
Na **Tabela 10** estão listados os dados necessários para o cálculo da chuva excedente e os valores encontrados para os cenários de pré e pós-urbanização com as **Equações 36 e 37**.

Sendo L o comprimento da bacia, S_b a declividade média ao longo do comprimento L . Uma vez determinada a precipitação excedente para os cenários de pré e pós-urbanização, discretizando a chuva nos mesmos intervalos de tempo $\Delta t = 0,10$ h, pelo método dos Blocos Alternado também são determinadas as distribuições temporais das precipitações excedentes (**Gráficos 5 e 6**), as quais serão utilizadas para compor os hidrogramas unitários e, conseqüentemente, o hidrograma total de escoamento.

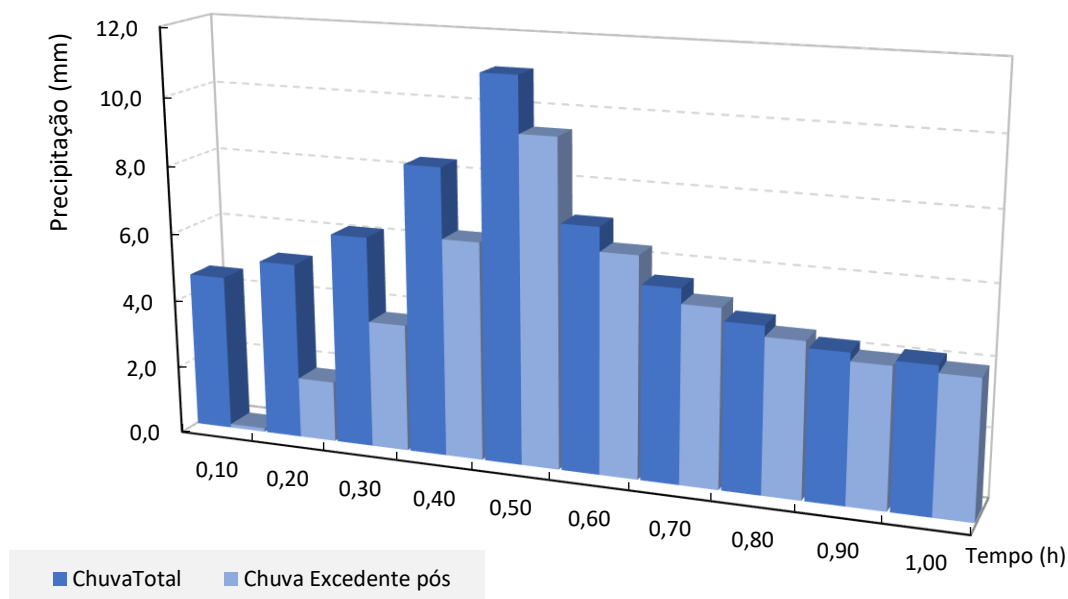
Tabela 10 – Dados da microbacia da área de estudo

Parâmetros	Cenário de Pré-Urbanização		Cenário de Pós-Urbanização	
	Valor	Condição de impermeabilização	Valor	Condição de impermeabilização
Área da bacia (Km ²)	0,00832988	100% permeável	0,00643962	77% impermeável
Solo - Grupo Hidrológico	B	-	B	-
AMC	II	-	II	-
			Estacionamento	CN 98
CN	Grama < 50%	CN 79	Canteiros	CN 79
			CN _{composto}	94
L (Km)	0,180	-	0,180	-
S _b (m/m)	0,001	-	0,001	-
P (mm)	61,5	-	61,5	-
P _{efe} (mm)	19,94	-	45,57	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

Gráfico 5 – Hietograma da chuva total vs. precipitação excedente pré-urbanização

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Gráfico 6 – Hietograma da chuva total vs. precipitação excedente pós-urbanização

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

5.4 Modelagem com HYDRUS-1D

Para entrada no módulo ROSETTA LITE VERSION 1.1 foram utilizados os dados de distribuição granulométrica do solo com 92% de areia, 8% de silte e densidade do solo $\rho = 1,374 \text{ g/cm}^3$, para a determinação das funções de pedotransferência e obtenção dos parâmetros hidráulicos do solo conforme **Tabela 11**.

Tabela 11 – Parâmetros hidráulicos do solo para o modelo de Van Genuchten

Camada	Conteúdo água residual $\theta_R \text{ (cm}^3/\text{cm}^3\text{)}$	Conteúdo água saturada $\theta_s \text{ (cm}^3/\text{cm}^3\text{)}$	α (min^{-1})	n $(-)$	K_{sat}^* (cm/min)	l $(-)$
1	0,0456	0,4180	0,0398	2,890	0,48975	0,5

Fonte: Elaborada pelo autor (2019) através do *software* RETC

*Optou-se por esse valor por ser idêntico ao K_{sat} medido pelo MPD.

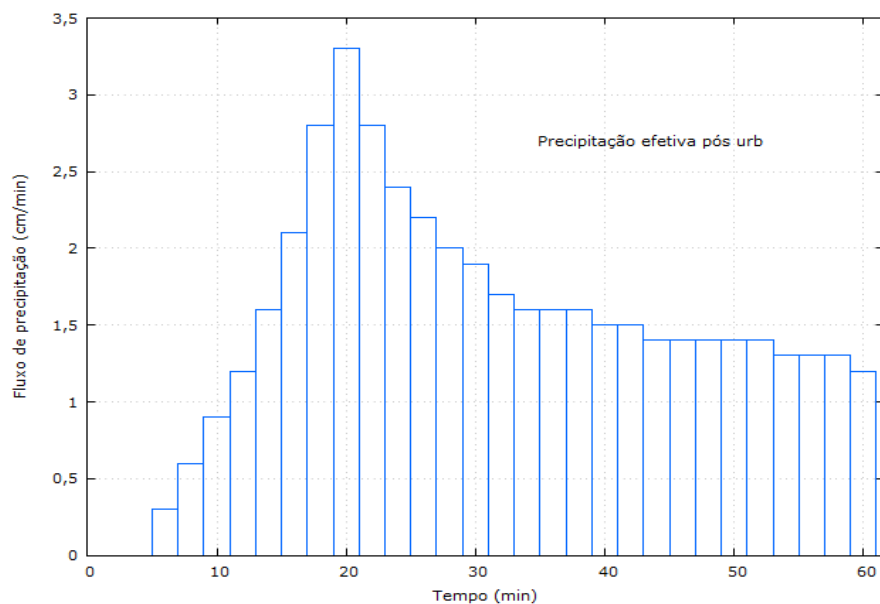
Os requisitos de entrada com informações de geometria, tempo, propriedades hidráulicas, condições de contorno estão listadas no **Quadro 9**, enquanto que as informações meteorológicas relativa à precipitação estão no **Gráfico 7**.

Quadro 9 – Dados de entrada modelo HYDRUS-1D

Informação de entrada	Parâmetros	Valor/Opção
Condição inicial	Conteúdo de água θ_0 (cm ³ /cm ³)	0,15
Geometria	Número de camadas	1
	Altura do solo z (cm)	100 120 130 150
	Tempo de duração (min)	300
	Intervalo Mínimo (min)	0,0166
Tempo de discretização	Modelo	Van Genuchten-Maulen
Condições de limite	Limite superior	<i>Atmospheric BC with Surface Layer^(*)</i>
	Limite inferior	<i>Atmospheric BC with Surface Run off</i> <i>Free Drainage</i>
Obs. (*)	<i>Max h at Soil Surface</i> (cm)	20,0

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

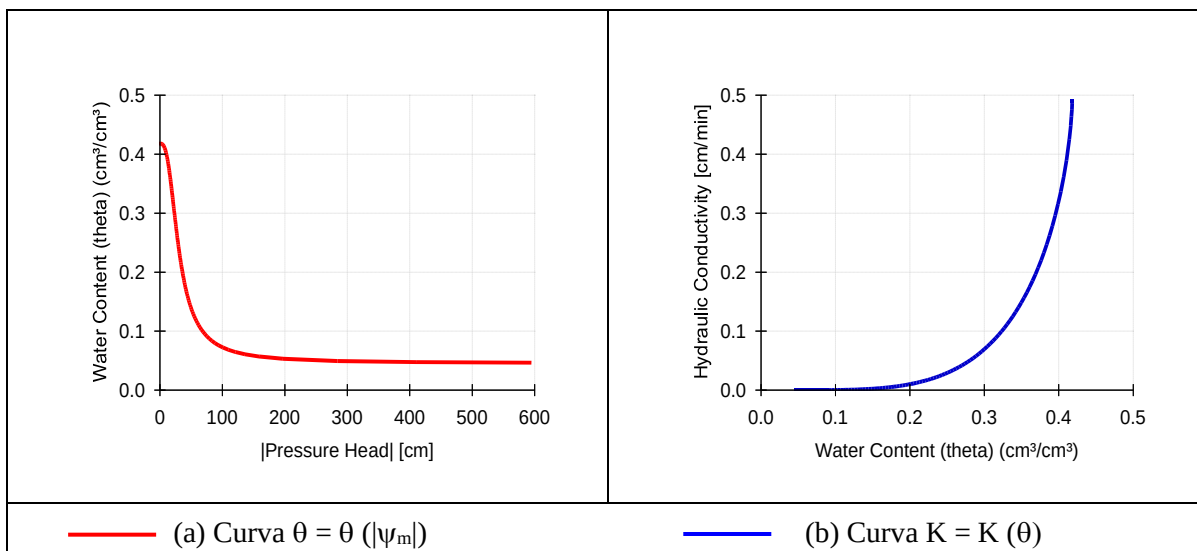
O fluxo de precipitação em cm.min⁻¹ foi calculado em intervalos discretizados com duração $\Delta t = 2$ min.

Gráfico 7 – Fluxo de precipitação q_h (cm/min) cenário pós-urbanização – Método NRCS/SCS.

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

No *software* RETC, com os dados de granulometria e densidade do solo, é possível obter como saída do modelo as curvas de retenção da água no solo CRA (**Gráfico 8a**) e a condutividade hidráulica do solo como função de (θ) (**Gráfico 8b**).

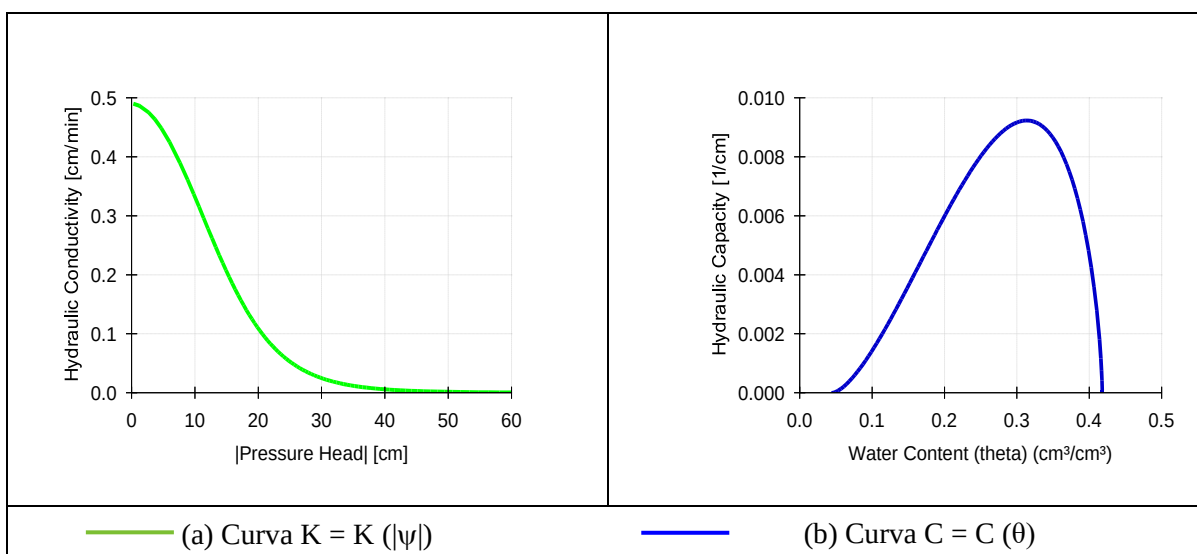
Gráfico 8 – Ajustes $K = K(\theta)$ obtidos com o Módulo ROSETTA LITE VERSION 1.1



Fonte: Elaborado pelo autor (2019) através do *software* RETC

Adicionalmente, também é possível obter as curvas de condutividade hidráulica do solo como função de (ψ) (**Gráfico 9a**) e a capacidade hidráulica específica da água no solo, dada pela tangente na curva de retenção para um valor de θ ou ψ_m (PREVEDELLO e ARMINDO, 2015) (**Gráfico 9b**).

Gráfico 9 – Ajustes $K = K(\psi)$ obtidos com o Módulo ROSETTA LITE VERSION 1.1



Fonte: Elaborado pelo autor (2019) através do *software* RETC

Em relação à função de condutividade hidráulica (**Gráfico 9a**), o formato da curva é similar ao formato da curva característica. A condutividade hidráulica significa a capacidade de um determinado meio poroso transmitir determinado fluido. Como consequência, em um meio saturado, a condutividade hidráulica é função das propriedades do fluido e do meio poroso, mas no meio não saturado ele depende ainda do grau de saturação. Se o solo se encontra saturado, todos os poros estão preenchidos e são condutores, nesse caso a condutividade hidráulica é máxima. Quando o solo se torna não saturado, alguns poros são preenchidos com ar, e a porção condutora da área transversal do solo decresce proporcionalmente. O valor da condutividade hidráulica decresce rapidamente com o decréscimo do teor de umidade volumétrica (θ) ou da carga de pressão (ψ) devido à diminuição da área útil para a condução da água.

5.4.1 Análise dos gráficos de saída – Modelo HYDRUS-1D

Algumas saídas do modelo HYDRUS-1D para $z = 150$ cm estão apresentadas nos **Gráficos 10(a), 10(b) e 10(c)**, para a opção com altura de retenção de 20 cm na simulação da biorretenção (*Surface Layer*), enquanto que nos **Gráficos 11(a), 11(b) e 11(c)** são mostradas as saídas para a opção sem retenção (*Run Off*).

O modelo HYDRUS-1D não calcula diretamente o fluxo superficial ou o acúmulo de água na superfície do solo. Quando a taxa de precipitação excede a capacidade de infiltração do solo, essa taxa de precipitação é que controla a taxa de infiltração. Nesse caso, o HYDRUS assume que toda a água em excesso da capacidade de infiltração é imediatamente perdida para o escoamento superficial. Adotando-se a opção *Surface Layer* e especificando a altura da camada de água na superfície, o escoamento superficial se dará somente quando for atingida essa altura.

Comparando-se **10(a)** com **11(a)** é possível perceber que há uma diminuição nos intervalos de tempo tanto nas frentes de molhamento (principalmente a partir de $t = 25$ min) como no aumento do conteúdo de água para as profundidades de controle z_1 a z_5 (comparando **10(b)** com **11(b)**) em relação às profundidades do perfil do solo, isto é, está havendo uma infiltração mais acentuada quando considerada a opção com retenção de 20 cm de altura no perfil de solo. Em **10(a)**, por exemplo, temos um $t \approx 60$ min na profundidade $z = 150$ cm, e em **11(a)** temos $t \approx 71$ min na mesma profundidade, o que implica uma redução de aproximadamente 15%.

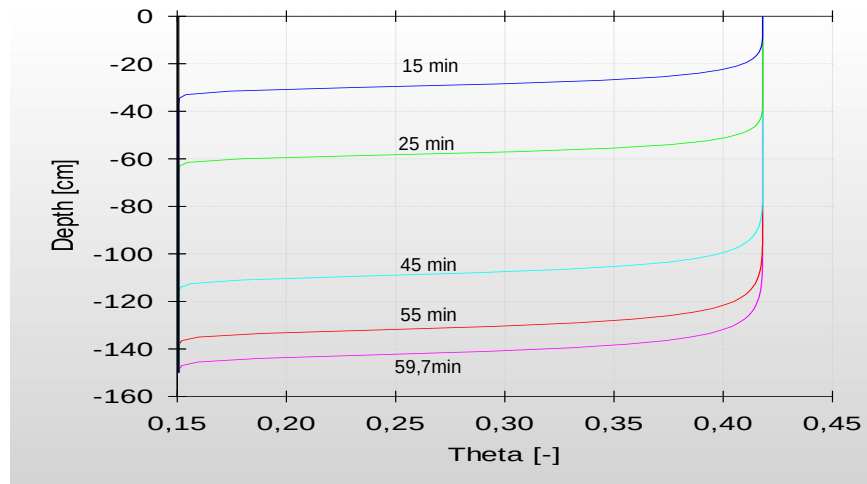
O aumento na taxa de infiltração é justificado pela pressão hidrostática ($P_h = \rho_{ag}.g.h$) que o acúmulo de água na superfície do solo provoca e é calculado no modelo de acordo com a condutividade hidráulica e o gradiente de potencial hidráulico na superfície do solo, usando a Equação de Darcy-Buckingham.

No **Gráfico 10(c)**, o modelo fornece a carga hidráulica (cm) em função do tempo (min), onde é possível observar a formação da camada superficial de retenção da água (linha vermelha), estabelecida em 20 cm para opção *Surface Layer* durante a duração da chuva. No final do tempo de duração da chuva $t = 60$ min, a água continua infiltrando na superfície do solo, tendo como fonte a camada de retenção estabelecida, e, com a diminuição gradativa da carga hidráulica, a infiltração da camada de retenção se mantém até aproximadamente $t \approx 100$ min. Também é possível visualizar a variação da carga hidráulica na base do perfil (linha verde), demonstrando que a profundidade $z = 150$ cm é atingida por volta dos 60 min da duração da chuva, e o perfil torna-se totalmente saturado.

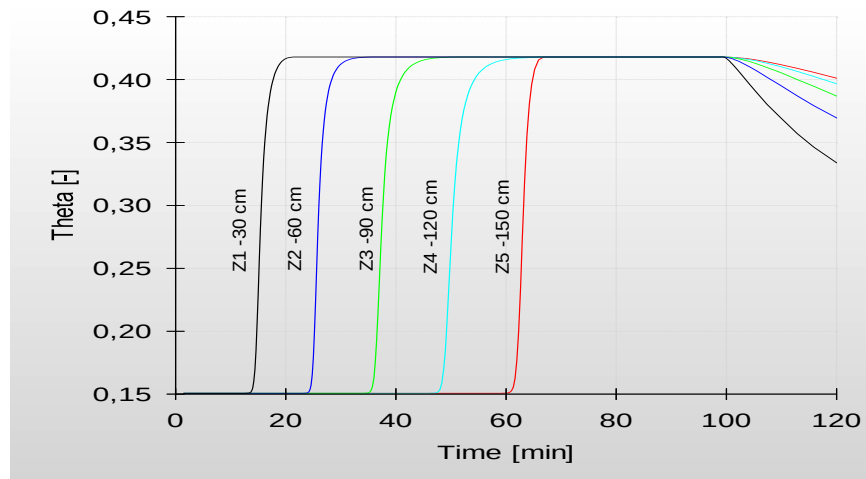
No **Gráfico 11(c)**, por sua vez, a carga hidráulica, depois de um curto período, permanece com valor zero na superfície, indicando que a infiltração se processa de acordo com a condutividade hidráulica saturada (já que a taxa de precipitação ultrapassa a capacidade de infiltração do solo) e, portanto, com conteúdo de água máximo (θ_s), de acordo com o **Gráfico 8a** de retenção da água no solo. Com a opção *Atmospheric BC with Surface Run off* como condição de limite superior toda parcela que exceda a capacidade de infiltração é convertida em escoamento superficial.

Para melhor visualização e compreensão dos resultados obtidos, os gráficos estão apresentados nas páginas seguintes, agrupados de acordo com as opções no software HYDRUS-1D adotadas no presente estudo, ou seja, *Surface layer* e *Run off*.

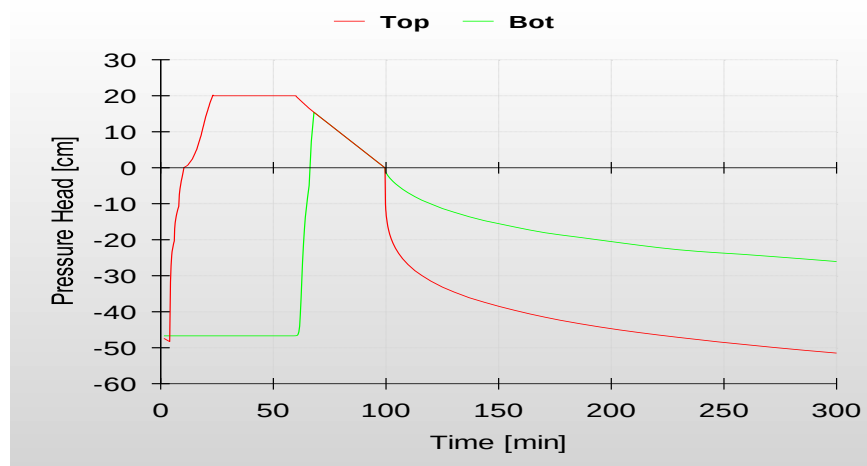
Gráfico 10 – Saída modelo HYDRUS-1D – Opção com *Surface Layer* – $z = 150$ cm



(a) Frente de molhamento



(b) Variação do conteúdo volumétrico de água no perfil do solo

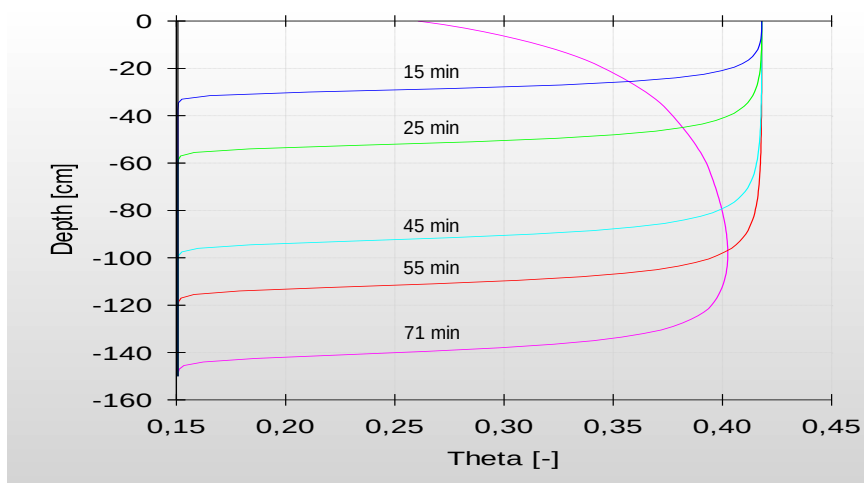


(c) Carga de pressão no topo e base do perfil do solo

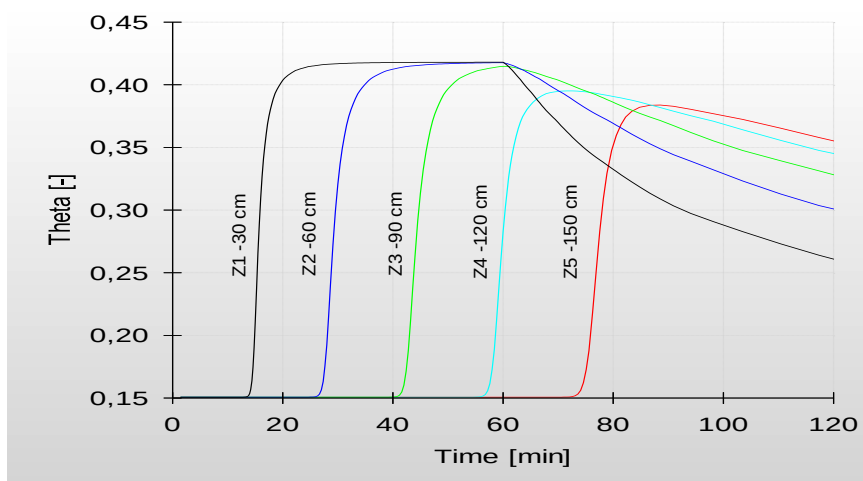
Fonte: Elaborado pelo autor (2019) através do *software* HYDRUS-1D

Obs.: (Top =superfície; Bot = base do perfil).

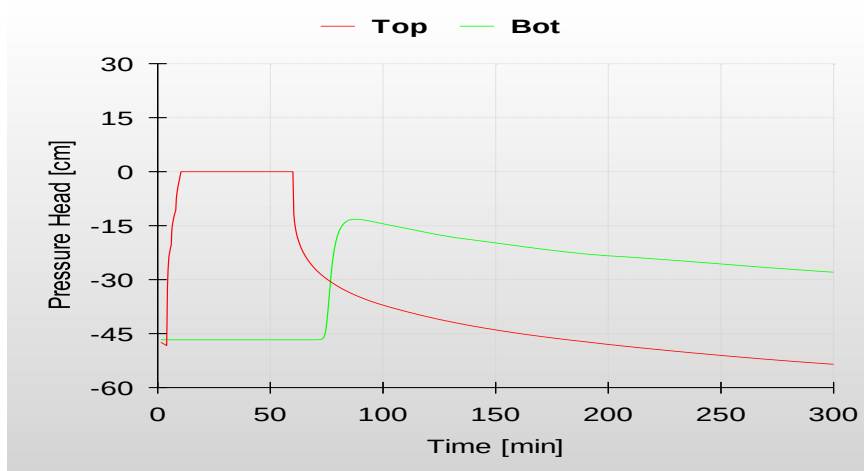
Gráfico 11 – Saída modelo HYDRUS-1D – Opção com *Surface Run Off* – $z = 150$ cm



(a) Frente de molhamento



(b) Variação do conteúdo volumétrico de água no perfil do solo



(c) Carga de pressão no topo e base do perfil do solo

Fonte: Elaborado pelo autor (2019) através do *software* HYDRUS-1D –

Obs.: (Top = superfície; Bot = base do perfil).

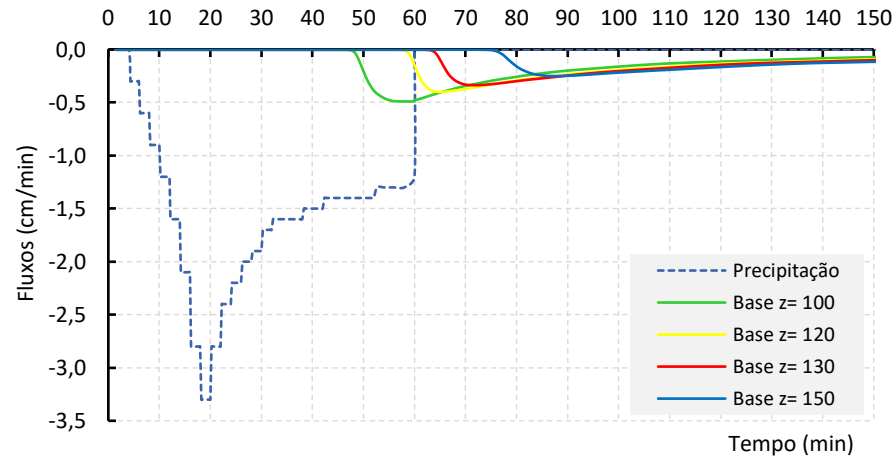
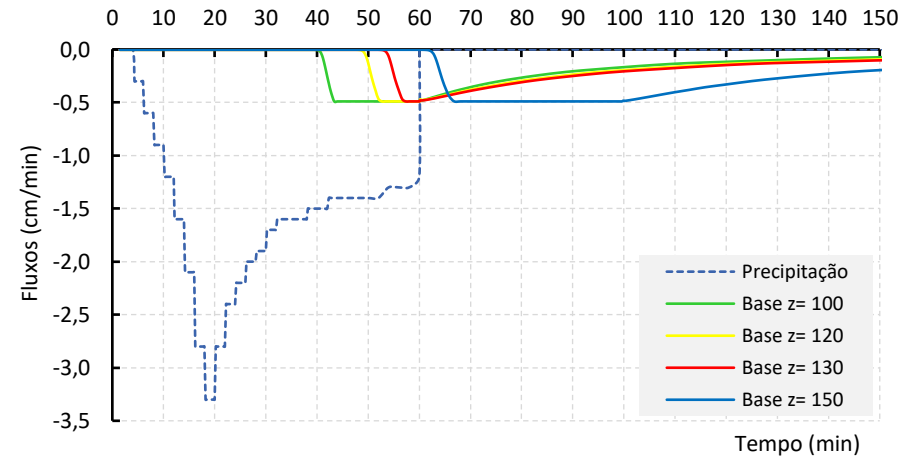
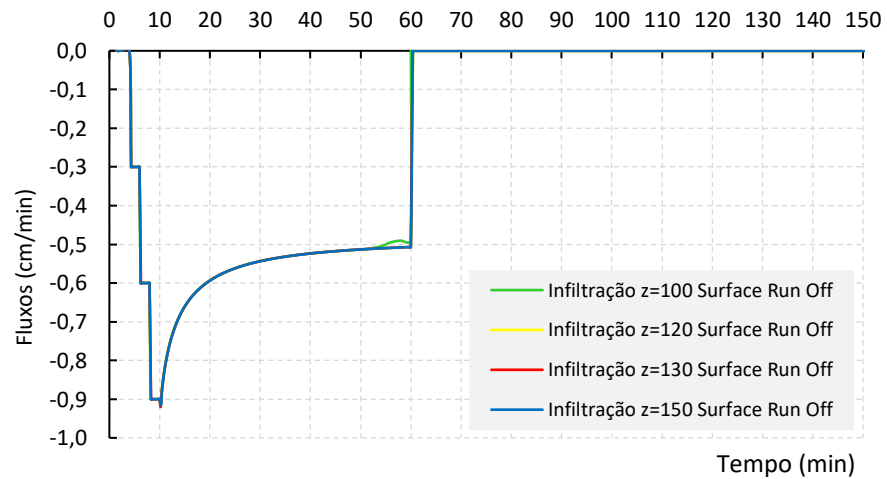
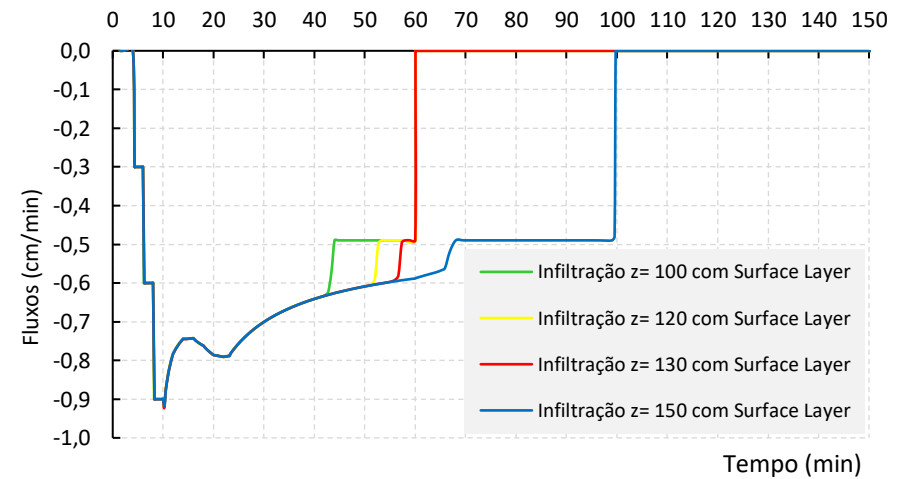
A partir dos dados obtidos com o modelo HYDRUS-1D foram construídos os **Gráficos 12 a 19** com o ©Microsoft Excel (2016), onde são comparados os resultados das simulações, variando as profundidades do perfil do solo z e as condições de limite disponíveis no modelo e apropriadas para uma biorretenção, como se propõe o presente estudo.

Comparando o **Gráfico 12** com o **13** constata-se que o efeito da retenção atua também na base do perfil do solo para as diversas alturas tanto em relação ao tempo (com menores intervalos de tempo para atingir a base) quanto na magnitude dos fluxos observados. Nas profundidades de 100 cm, 120 cm e 130 cm percebe-se ainda a saturação de todo o perfil ainda durante a duração da chuva, quando utilizada a opção *Surface Layer*.

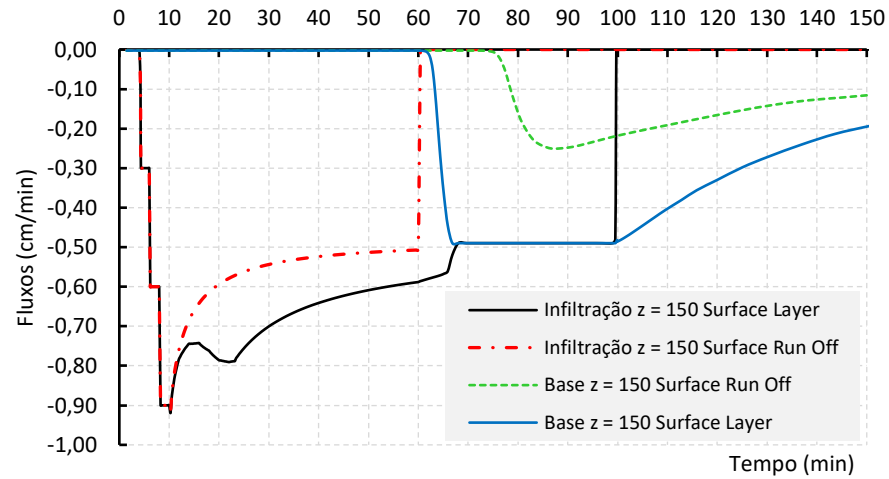
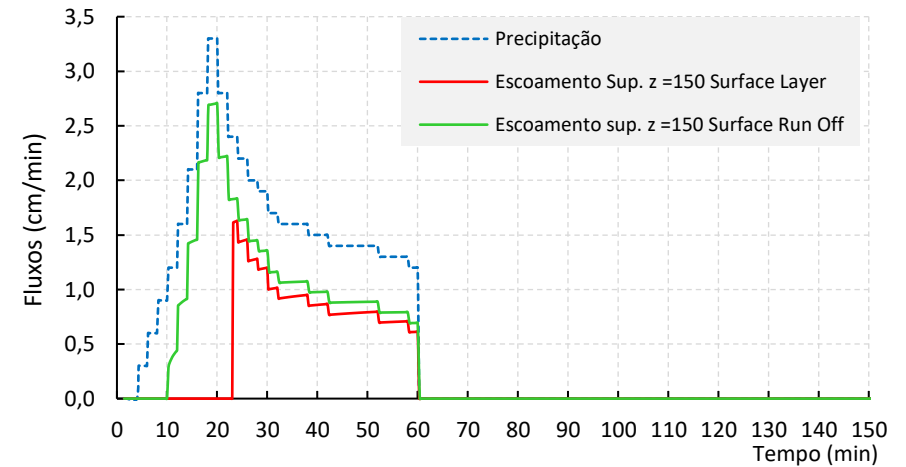
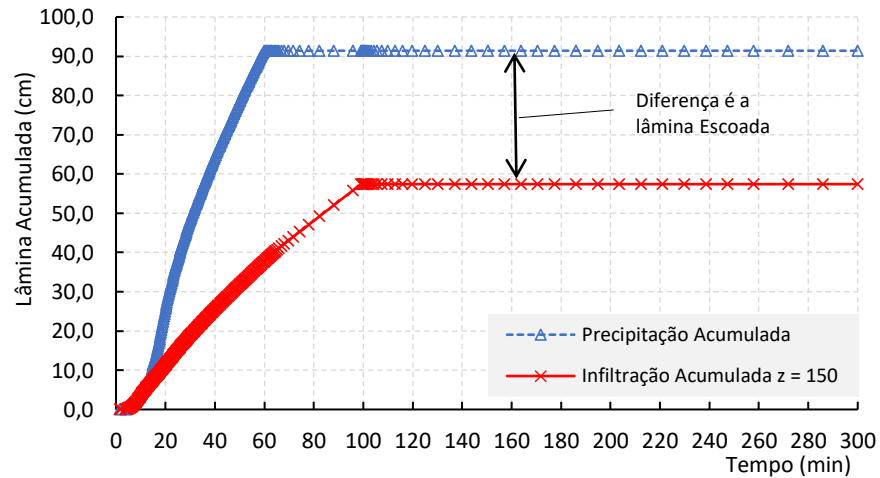
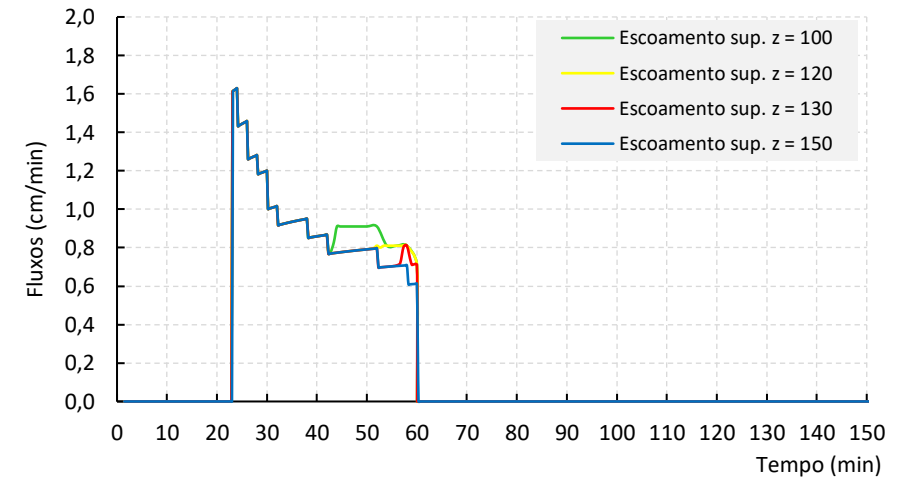
Comparando agora os **Gráficos 14 e 15**, onde está representada a curva de infiltração na superfície do perfil, observamos a diferença nos volumes infiltrados, dada pela área sob a curva de infiltração nas duas opções consideradas. No **Gráfico 14**, para todos os perfis, constata-se que com o tempo a taxa de infiltração diminui para taxas correspondentes ao K_{sat} do solo, o que é esperado pela Lei de Darcy, tornando a taxa de infiltração constante e representada pela parte final reta das curvas de infiltração dos perfis. Pelo modelo, cessada a chuva e considerando a opção sem retenção na superfície (*Surface Run Off*), cessa também qualquer infiltração nessa interface do perfil, o que corresponde à realidade, com considerável aproximação.

No **Gráfico 15**, no entanto, onde a retenção é estabelecida, apenas o perfil de $z = 150$ cm permanece infiltrando na superfície após o término da chuva, até $t \approx 100$ min quando termina esse suprimento adicional, correspondendo também à realidade do processo. Para z de 100 a 130 cm o mesmo não ocorre, cessando a infiltração na superfície ao final da precipitação. Segundo Simunek *et al.* (2013), além das condições de contorno independentes do sistema, há também condições de contorno dependentes do sistema, que não podem ser definidas a priori. Para eles, o fluxo real depende também das condições de umidade do solo predominantes (transitórias) próximas à superfície. A condição limite da superfície do solo pode mudar de um fluxo prescrito para uma condição de tipo de carga hidráulica prescrita (e vice-versa), alterando a resposta do modelo para o caso concreto.

Nos **Gráficos 16 e 17** foram utilizados os dados para o perfil de $z = 150$ cm, para comparação entre as duas opções de limite superior. No **Gráfico 16** percebe-se a influência da retenção no perfil tanto na infiltração de superfície quanto na base do perfil, representada pelo aumento dos fluxos correspondentes. O **Gráfico 17** está comparando o escoamento superficial nas duas opções, com redução expressiva na opção com retenção.

Gráfico 12 – Fluxos com opção *Surface Run Off***Gráfico 13 – Fluxos com opção *Surface Layer*****Gráfico 14 – Fluxos de infiltração com opção *Surface Run Off*****Gráfico 15 – Fluxos de infiltração com opção *Surface Layer***

Fonte Elaborado pelo autor (2019)

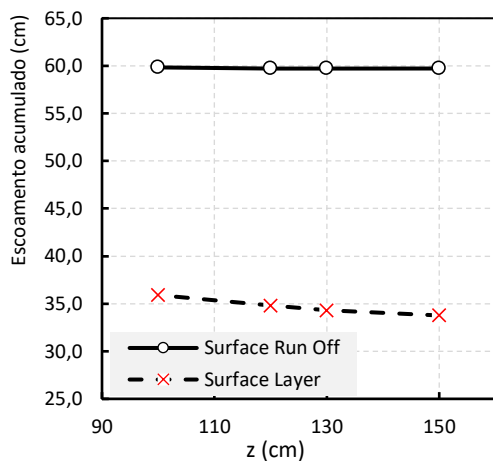
Gráfico 16 – Comparativo fluxos infiltração/base para $z = 150$ cm**Gráfico 17** – Comparativo escoamento superficial para $z = 150$ cm**Gráfico 18** – Acumulado $z = 150$ cm (*Surface Layer*)**Gráfico 19** – Comparativo escoamento superf. $z = \text{var.}$ (*Surface Layer*)

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

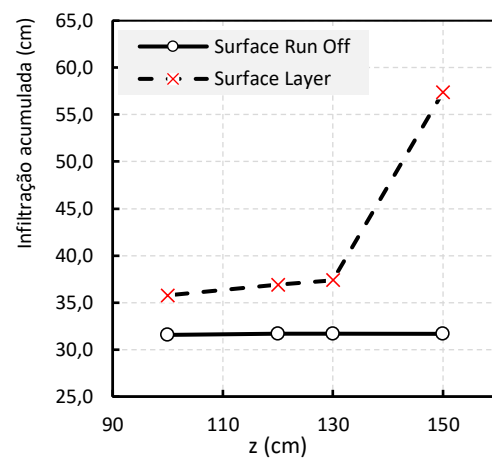
5.5 Dimensionamento do sistema de biorretenção

Com a modelagem obtida com o HYDRUS-1D é possível estabelecer uma avaliação de qual altura do perfil do solo deve ser adotada, a princípio, para o cálculo do volume da biorretenção. Avaliando os critérios da máxima infiltração, mínimo escoamento e máxima armazenagem no perfil de solo durante o período simulado, a altura z do perfil mais adequada seria 150 cm de profundidade. Observando-se que o nível do lençol freático deva estar bem abaixo dessa profundidade e que deve ser determinado nas condições reais de campo. Apesar de intuitivamente a escolha de um perfil com maior profundidade seja preferencial, o efeito quantitativo dessa escolha é justificado na simulação para biorretenção com o modelo e está caracterizado nos **Gráficos 20(a), (b) e (c)**.

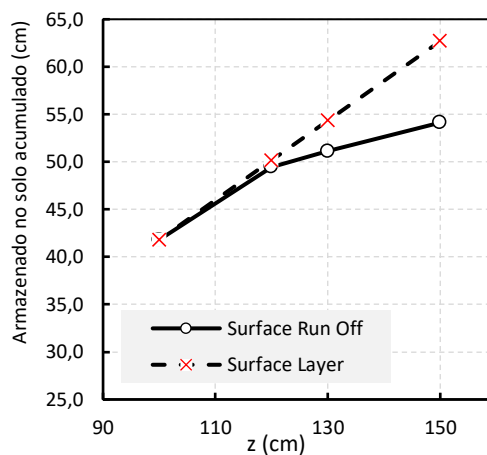
Gráfico 20 – Escoamento superficial, infiltração e armazenagem no solo como $f(z)$



(a) Escoamento superficial acumulado.



(b) Infiltração acumulada.



(c) Armazenagem acumulada solo.

Fonte: Elaborado pelo autor (2019) a partir de dados do HYDRUS-1D

Cálculo do volume pelo método LID *Hydrologic Analysis*

Com os dados anteriormente calculados (CN, P_{efe}), o próximo passo desse método de dimensionamento é determinar os hidrogramas unitários pelo método NRCS/SCS, para os cenários de pré e pós-urbanização e, conseqüentemente, o hidrograma final de projeto da bacia de drenagem, resultado da soma de cada hidrograma unitário proporcional à chuva excedente em cada intervalo de tempo adotado de discretização de 0,10 h. Cada intervalo de discretização da chuva corresponde a um bloco de chuva excedente, que gera um hidrograma triangular com T_p (tempo de ocorrência de pico), T_b (tempo de base) e q_p (vazão de pico por milímetro de chuva excedente) próprios. Essa abordagem é a mesma utilizada em Canholi (2014, p. 126 a 130).

É conveniente relembrar que as suposições no uso dos hidrogramas unitários estão aqui consideradas, quais sejam:

- A precipitação é constante durante todo o tempo unitário. Embora a intensidade de precipitação varie constantemente com o tempo, podemos supô-la constante para um determinado tempo dt ;
- A precipitação é uniformemente distribuída sobre a bacia de drenagem, o que é válido para bacias pequenas como o caso do presente estudo;
- Pelo princípio da superposição, dois ou mais hidrogramas unitários marcados no mesmo eixo podem ser combinados para formar um hidrograma resultante (GRIBBIN, 2009).

Comparando-se os hidrogramas nos cenários de pré e pós-urbanização temos o resultado da propagação do escoamento no exutório da bacia para as precipitações excedentes, e, dessa forma, é possível visualizar os efeitos da urbanização em uma bacia hidrográfica a partir dos hidrogramas de propagação. Nesse sentido, Jacobson (2011) defende que, devido à complexidade do fator causal (urbanização) e aos numerosos processos que ocorrem em bacias hidrográficas, estabelecer relações empíricas entre causa e efeito é difícil. Para a autora, o conhecimento detalhado da quantidade e da distribuição de áreas impermeáveis associadas à urbanização é vantajoso, e a aplicação de modelos hidrológicos apropriados pode melhorar a compreensão dessas relações causais.

Utilizando os dados dos hidrogramas de chuva, considerando os incrementos de tempo e calculando a vazão em cada incremento, o volume escoado superficialmente (V_{esd}) de cada hidrograma é dado pelo somatório

$$V_{\text{esd}} \cong \sum_i^n Q_i \Delta t_i, \quad (52)$$

onde Q_i é a vazão no intervalo de tempo Δt_i e n o número de intervalos de tempo. Pelo cálculo integral, no limite do somatório da **Equação 52**, quando $n \rightarrow \infty$ ou $\Delta t_i \rightarrow 0$, tem-se:

$$V_{\text{esd}} = \int_{t_j}^{t_k} Q(t) dt, \quad (53)$$

sendo $Q(t)$ a função representativa da curva do hidrograma (Q em função de t) e dt a diferencial da variável independente t , enquanto t_j e t_k são dois tempos arbitrários quaisquer, com t_k sempre maior que t_j .

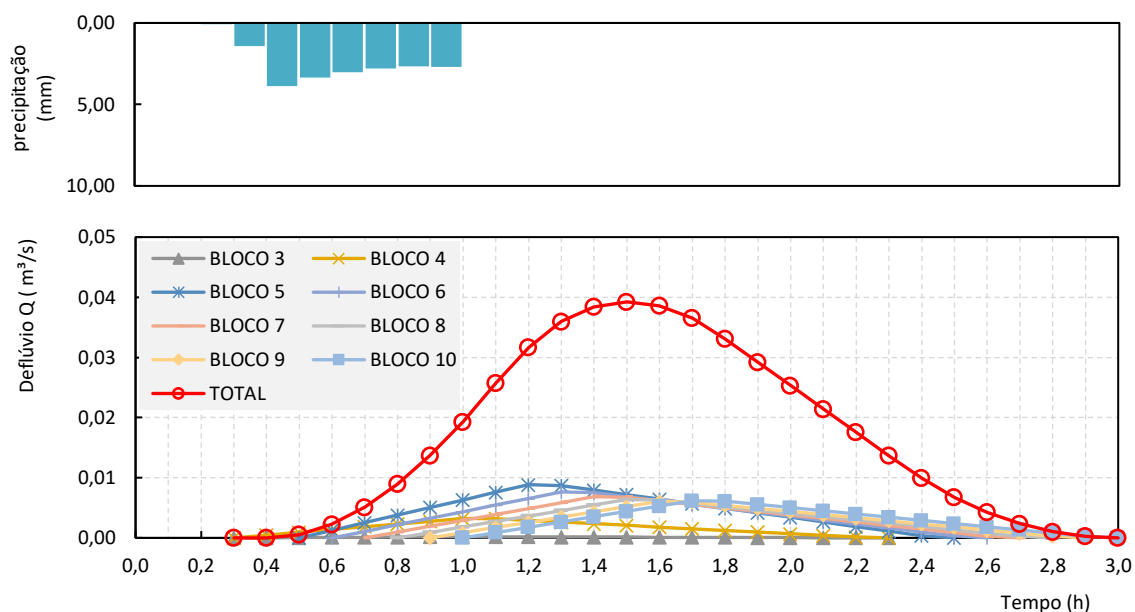
Como na maioria das situações não se consegue uma forma analítica integrável de $Q(t)$, e considerando uma situação em que $t_j = 0$ e $t_k = t$ pela regra de integração numérica dos trapézios, desde que Δt seja constante e na mesma unidade da vazão, com n incrementos de tempo e $n+1$ pontos de medida, obtém-se a fórmula a seguir como uma boa estimativa de V_{esd} para o intervalo de tempo de 0 a t :

$$V_{\text{esd}} = \int_0^t Q(t) dt \cong \Delta t \left(\frac{Q_0 + Q_n}{2} + \sum_{i=1}^{n-1} Q(t_i) \right) \quad (54)$$

Para maior compreensão da regra dos trapézios recomenda-se ver Libardi (2018, p. 55 a 58). Uma vez determinado o volume de escoamento e dividindo-se pela porosidade efetiva do solo da biorretenção, determina-se o volume total da célula. Com o volume e com a altura do perfil de solo, calcula-se a área total do sistema de biorretenção.

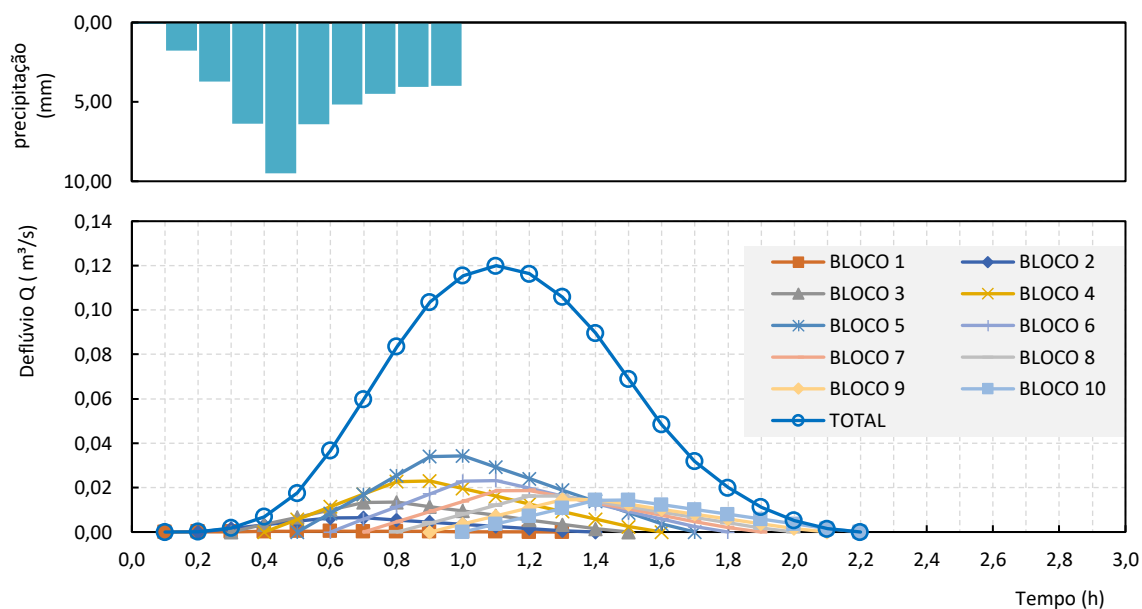
Como forma de comparar o efeito do cálculo da precipitação a partir do método IDF, na determinação do volume da biorretenção (V_c), foram construídos os hidrogramas para T_R de 5 e 20 anos e t (duração da precipitação) de 30 e 60 min.

Em todo caso é preciso ter presente que com a determinação de hietogramas a partir das curvas IDF podem ocorrer uma maximização das precipitações para cada duração, uma vez que raramente os totais precipitados máximos ocorrerão em apenas um único evento (CANHOLI, 2014, p. 96). Abaixo são apresentados os hidrogramas de pós e pré-urbanização para $T_R = 5$ anos e $t = 60$ min (**Gráficos 21 e 22**) e em seguida os hidrogramas de chuva combinados para $T_R = 5$ e 20 anos e $t = 30$ e 60 min nos **Gráficos 23a, 23b e 23c**.

Gráfico 21 – Hidrogramas parciais e total – cenário de pré-urbanização

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

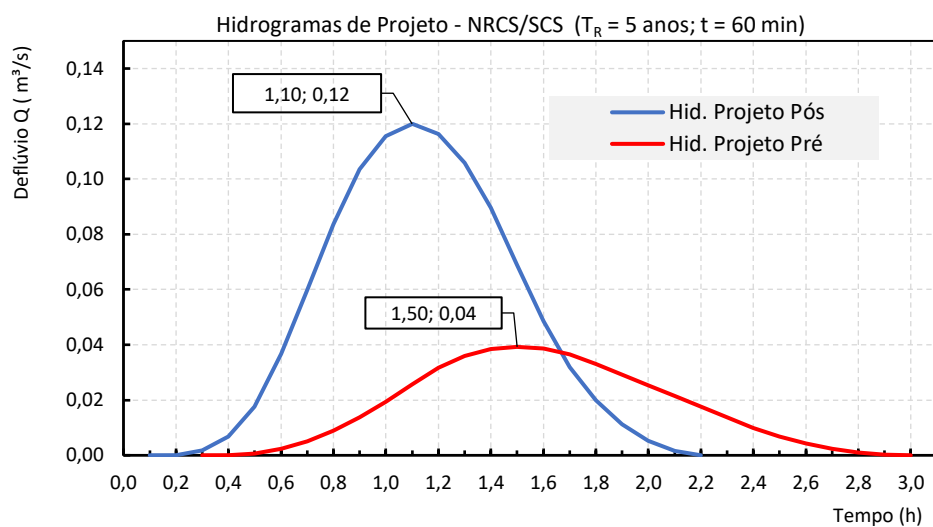
Obs: $T_R = 5$ anos e $t = 60$ min

Gráfico 22 – Hidrogramas parciais e total – cenário de pós-urbanização

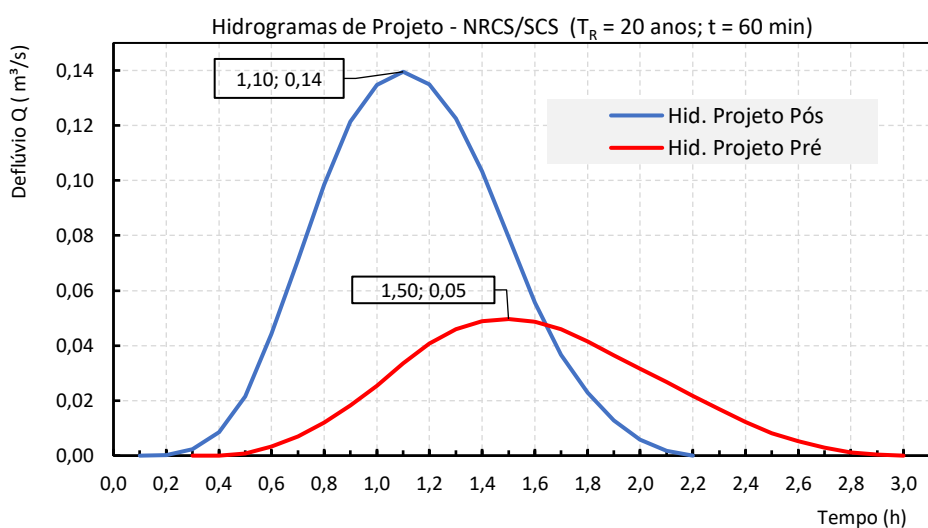
Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Obs: $T_R = 5$ anos e $t = 60$ min

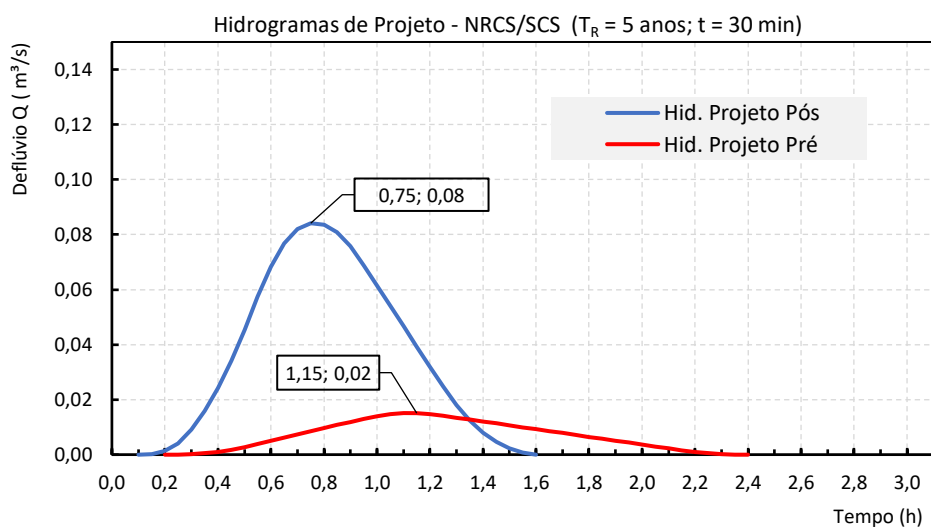
A adoção da unidade em horas (h) nos eixos de tempo dos gráficos é apenas por conveniência na apresentação deles. Nos cálculos, manifestamente tem-se t [min].

Gráfico 23 – Hidrogramas totais de pré e pós-urbanização – Método do HU

(a)



(b)



(c)

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Como evidenciado nos hidrogramas dos gráficos acima, para tempos de duração da chuva de projeto (t) da ordem de 60 min (**Gráficos 23a e 23b**) há uma pequena variação nos hidrogramas quando varia o tempo de retorno T_R de 5 para 20 anos, por exemplo. De outra forma, para tempos de duração menores como $t = 30$ min e mantendo-se $T_R = 5$ anos (**23c**) há uma significativa redução nos hidrogramas, o que pode ser comprovado pelas vazões de pico.

Cálculo do volume pelo método BIRENICE

Por esse método, basta aplicar as **Equações 2 e 3** para se obter o volume de água a armazenar e o volume da célula de biorretenção, respectivamente. Assim, com os dados da **Tabela 10**, e com a **Equação 36** determinando as precipitações efetivas de pré e pós-urbanização, para o tempo de retorno de 5 anos e duração da precipitação de 60 min, tem-se

$$S_t = \left(\frac{45,57 - 19,94}{1000} \right) \cdot 8.329,88 = 213,506 \text{ m}^3, \quad (2)$$

onde S_t é o volume de água a ser armazenado na biorretenção (m^3). Portanto, conhecendo-se o volume S_t a ser armazenado, calcula-se o volume V_c da célula de biorretenção pela **Equação 3**.

$$V_c = \frac{213,506}{0,45} = 474,46 \text{ m}^3 \quad (3)$$

Adicionalmente, foram calculados os volumes da célula de biorretenção para $T_R = 20$ anos e $t = 60$ min, bem como para $T_R = 5$ anos e $t = 30$ min. Rosa (2016) utiliza ainda o método PULS para verificação do dimensionamento, o que não será empregado na presente pesquisa.

Cálculo do volume com base no método do Hidrograma

Como dito anteriormente, o método do Hidrograma estabelece como volume de armazenagem de água para a aplicação do sistema de biorretenção o máximo volume **V3** da **Figura 68**. Sumarizando, as **Tabelas 12 e 13** trazem os resultados calculados e o **Gráfico 24** a comparação da influência do tempo de retorno e da duração da chuva no cálculo da biorretenção.

Tabela 12 – Cálculo dos volumes de escoamento dos Hidrogramas

Tempo de Retorno T_R (anos)	Duração Chuva t (min)	Região do Hidrograma de projeto			
		V_1	V_2	V_3	V_4
		$\frac{P_{efe(pós)} \cdot A_c}{1000}$	$\frac{P_{efe(pré)} \cdot A_c}{1000}$	Equação 54	Equação 54
5	60	379,611	166,105	256,685	72,468
20	60	$V_{esd} \text{ (m}^3\text{)}$ 442,460	210,767	291,891	93,847
5	30	200,580	55,946	162,927	24,049

Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

Nota: A_c = área de contribuição em m^2 ; P_{efe} em mm; V_{esd} = volume escoado superficialmente em m^3 .

Tabela 13 – Cálculo dos volumes do sistema de biorretenção

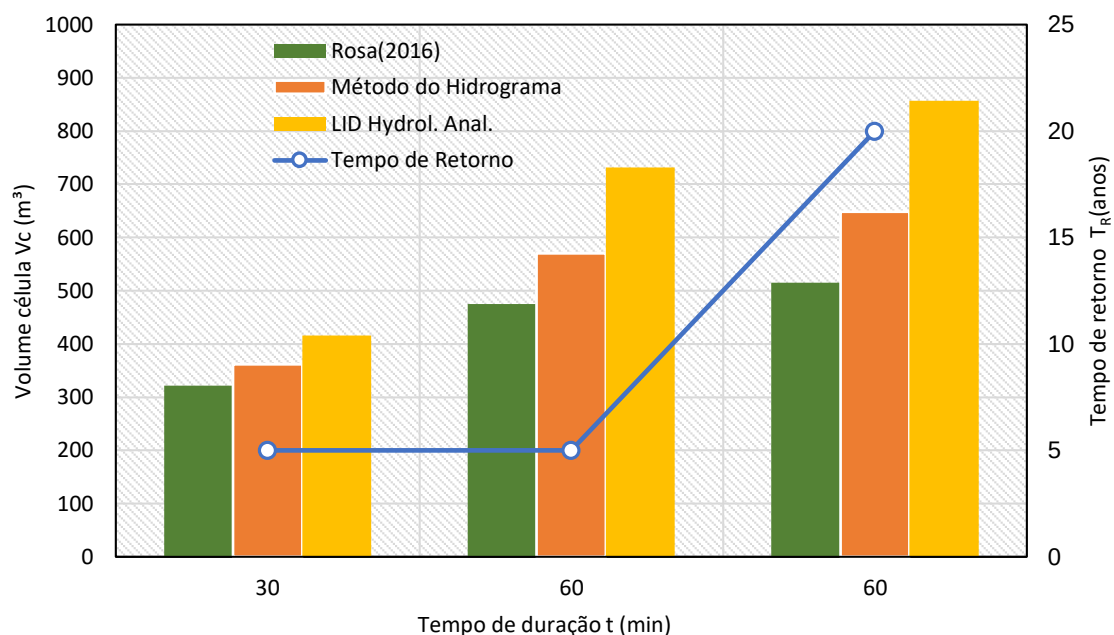
Tempo de Retorno T_R (anos)	Duração Chuva t (min)	Metodologia			
			BIRENICE	LID	Mét. Hidrograma
		Fórmula	Equação 2	$V_3 + V_4$	V_3
5	60	$S_t \text{ (m}^3\text{)}$	213,52	329,15	256,68
		$V_c = S_t / \phi_{efe} \text{ (m}^3\text{)}$	474,46	731,45	570,41
20	60	$S_t \text{ (m}^3\text{)}$	231,69	385,74	291,89
		$V_c = S_t / \phi_{efe} \text{ (m}^3\text{)}$	514,87	857,20	648,65
5	30	$S_t \text{ (m}^3\text{)}$	144,63	186,98	162,937
		$V_c = S_t / \phi_{efe} \text{ (m}^3\text{)}$	321,41	415,50	362,06

Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

Nota: Porosidade efet. (ϕ_{efe}) = 0,45; S_t = volume de armazenamento; V_c = volume da célula

Pelos resultados obtidos, a metodologia de cálculo do volume da biorretenção proposta por Rosa (2016) apresenta os menores volumes de armazenamento, seguido pelo método do Hidrograma. O método LID *Hydrologic Analysis* tem os maiores volumes calculados, para qualquer tempo de retorno e duração da chuva. No entanto, o efeito da variação do tempo de retorno e da duração da chuva no volume V_c é diferente em cada método, sendo mais acentuado no método LID, como se percebe no **Gráfico 24**.

Essas variações são esperadas pelo caráter exponencial da equação IDF utilizada, e, por isso mesmo, indicam que para tempos de duração da chuva maiores a influência do tempo de retorno tende a ser menor.

Gráfico 24 – Volume da célula em função f (T_R ; t)

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Cálculo das dimensões do jardim de chuva de lateral de rua

Uma vez obtido o volume da célula V_c (m³) e conhecendo-se a profundidade do perfil z e a retenção (0,20 m) obtém-se facilmente a área necessária para tratamento do volume de escoamento. No caso da presente pesquisa, o volume de escoamento é o volume excedente do hidrograma de pós-desenvolvimento obtido pelo método do Hidrograma. Então chamando A_B a área da biorretenção, h_B a altura da biorretenção = z e para $T_R = 5$ anos e $t = 60$ min, tem-se que

$$V_c = A_B \cdot (h_B + 0,20)$$

$$570,41 = A_B \cdot (1,50 + 0,20)$$

$$A_B = 335,54 \text{ m}^2$$

Por segurança adotado $A_B = 340 \text{ m}^2$

Estimativa do tempo de infiltração T_i

Utilizando a **Equação 4** pode-se estimar então os tempos de infiltração na instalação de biorretenção, desde que sujeita às seguintes premissas (ASLESON *et al.*, 2009):

- A carga piezométrica média sobre o solo, representada por S_t/A , é apropriada para estimar o tempo de drenagem.
- O solo estar saturado quando as medidas do tempo de drenagem começam.

Calculando o T_i para os tempos de retorno e duração da chuva de acordo com a **Tabela 14**, normalizadas para a mesma área de infiltração $A_{inf} = 340 \text{ m}^2$ e com $\lambda = 0,5$, tem-se os seguintes resultados:

Tabela 14 – Cálculo estimado do tempo de infiltração no sistema de biorretenção

Tempo de Retorno T_R (anos)	Duração Chuva t (min)	Tempo de infiltração (h)		
		Metodologia		
		BIRENICE	LID Hidro. Ana.	Mét. Hidrograma
5	60	4,3	6,7	5,2
20	60	4,7	7,9	5,9
5	30	2,9	3,8	3,3

Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

Nota: Os tempos de infiltração foram calculados para área normalizada de $A_{inf} = 340 \text{ m}^2$.

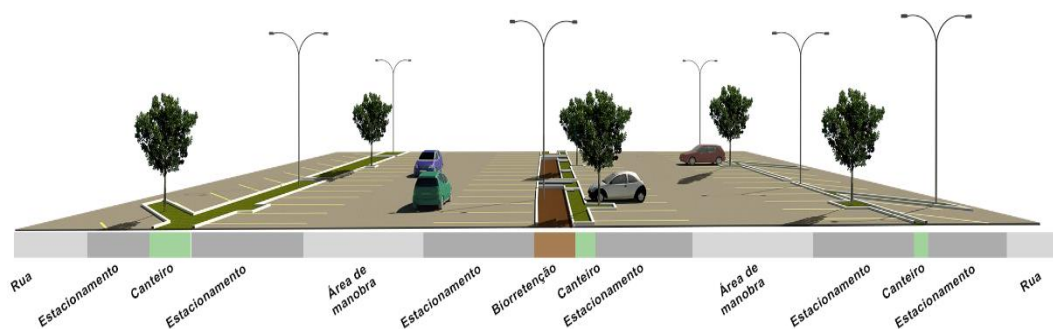
Os resultados obtidos para o tempo de infiltração são satisfatórios, uma vez que não se recomenda a adoção de estruturas hidráulicas que retenham água por períodos maiores que 72h, visando evitar a proliferação de vetores e outros agentes causadores de doenças. No entanto, esses resultados, assim como a simulação apresentada no **Gráfico 18**, indicam que o dimensionamento pelos métodos acima não leva em conta o parâmetro da condutividade hidráulica do solo local como fator de controle nas taxas de influxo dos sistemas de biorretenção. No caso de chuvas sucessivas, essa situação é um agravante, pois pode acontecer dos hidrogramas de entrada se sobreporem e, conseqüentemente, inviabilizarem a eficiência hídrica dessas técnicas compensatórias.

Aplicabilidade de um sistema de jardim de chuva de lateral de rua

Visando demonstrar a aplicabilidade em uma área consolidada e após a análise dos resultados com as dimensões de projeto calculadas é apresentado no **Apêndice A** as pranchas de 01 a 04 com o projeto experimental do sistema de biorretenção do tipo canteiro pluvial, sem, no entanto, esgotar o detalhamento necessário para implementação do sistema (**Figura 74**).

A área da pegada do sistema tem uma relação de $A_{\text{total}}/A_{\text{dispositivo}} = 24,50$ ou 4,08% do total, o que está em conformidade com outros estudos semelhantes já implantados.

Figura 74 – Proposta de instalação da biorretenção.



Fonte: Elaborada pelo autor (2019)

6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusão

Os métodos de cálculo para dispositivos de biorretenção como jardins de chuva de lateral de rua, entre outras técnicas compensatórias que atuam na escala do lote, ainda não apresentam na literatura uma padronização de etapas a fim de associar uma chuva de projeto a um balanço hídrico prévio. Os métodos de dimensionamento empregados neste trabalho são abrangentes, embora simples, e permitem trabalhar com cenários temporais de ocupação e uso do solo, na medida em que utilizam dos parâmetros de Número de Curva para determinação das tormentas de projeto. A correta aplicação dos métodos utilizados está condicionada a qual tipo de técnica compensatória se deseja empregar, se baseada em detenção, retenção ou em ambas. No entanto, esses métodos precisam de um maior refinamento quanto às especificidades locais e considerar a condutividade hidráulica e a textura do solo como parâmetros condicionantes para o desempenho das técnicas compensatórias.

A utilização na pesquisa do infiltrômetro MPD é um avanço na estimativa da condutividade hidráulica saturada em campo, pela simplicidade e rapidez do método, o que permite a obtenção de vários testes em pouco tempo e assim obter uma maior precisão – já que reconhecidamente os valores dessa grandeza apresentam uma variabilidade considerável – para um mesmo local de medição. Por outro lado, o uso desse parâmetro deve ser avaliado com critério em relação às práticas usuais de projeto. Isto é, o dimensionamento da pegada das estruturas de biorretenção (área disponível para infiltração) com base na suposição de fluxos saturados pode não corresponder à realidade de campo, onde predomina fluxo insaturado, e assim comprometer o desempenho hidrológico da estrutura.

Empregando um modelo hidrológico como o HYDRUS-1D é possível estabelecer, a partir da simulação da dinâmica da água no solo, critérios de dimensionamento como a altura do perfil do solo a ser adotada, e assim nortear os engenheiros e outros profissionais habilitados para o dimensionamento dessas estruturas que são promissoras na gestão de águas pluviais urbanas. Apesar de não ter sido objeto do presente estudo, a influência das plantas no balanço hídrico também pode ser simulada com o modelo.

A comparação entre os resultados obtidos de dimensionamento, levando-se em consideração os tempos de retorno e de duração da chuva, são indicadores de que a escolha

desses parâmetros também deve seguir um rigoroso processo de análise, uma vez que pode influir no dimensionamento, superestimando ou subestimando as chuvas de projeto.

Por fim, a aplicabilidade de técnicas compensatórias do tipo jardim de chuva de lateral de rua tanto em novas ocupações como em situações de *retrofit* de regiões consolidadas são demonstradas na pesquisa com a proposta apresentada para o estacionamento da Reitoria do campus I da UFPB. Ao permitir o aumento da área permeável e o acréscimo nos fluxos de recarga subterrânea de água, contribuindo solidariamente com o sistema de drenagem convencional com a redução das vazões de pico, esses dispositivos de biorretenção também se integram à arquitetura paisagística e ao espaço urbano com a possibilidade de várias configurações de materiais empregados e vegetação utilizada.

Como sugestão para pesquisas futuras recomenda-se:

- a) A utilização de perfis de solo com várias camadas na simulação com o HYDRUS-1D E 3D para verificar a influência espacial da dinâmica da água no solo;
- b) A validação do modelo HYDRUS-1D para análise de dispositivos de biorretenção e outras técnicas compensatórias em escala 1:1;
- c) O comparativo entre o infiltrômetro MPD e outras técnicas usuais de determinação da infiltração da água no solo e da condutividade hidráulica saturada;
- d) A avaliação qualitativa de dispositivos de biorretenção na água infiltrada nesses dispositivos.

REFERÊNCIAS

ACOSTA, N. P. L.; PROMOTOR, J. A. M. **Flujo de agua en suelos parcialmente saturados y su aplicación a la ingeniería geotécnica**. Serie de Investigación y Desarrollo (SID), nº. 698, Instituto de Ingeniería. UNAM: México, 2016. 134p.

AHMED, F. *et al.* **A New Technique to Measure Infiltration rate for Assessing Infiltration of BMPs**. 12th International Conference on Urban Drainage. Porto Alegre/Brazil, 2011b.

AHMED, F.; GULLIVER, J. S.; NIEBER, J. L. **Project Report No. 560. Performance of Low Impact Development Practices on Stormwater Pollutant Load Abatement**. St. Anthony Falls Laboratory. University of Minnesota: Minneapolis, Minnesota, 2011a.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING e MATERIALS. **ASTM C29/C29M-17a**: Standard Test Method for Bulk Density (“Unit Weight”) and Voids in Aggregate, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2017.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING e MATERIALS. **ASTM D8152-18**: Standard Practice for Measuring Field Infiltration Rate and Calculating Field Hydraulic Conductivity Using the Modified Philip Dunne Infiltrometer Test, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2018.

APT, D. **Inca Water Quality, Conveyance and Erosion Control**. 12º Conferência Internacional de Drenagem Urbana, Porto Alegre, Brasil, 2011.

ARAGÃO, R. de. *et al.* Chuvas Intensas no estado da Paraíba. *In*: V Simpósio de recursos hídricos do Nordeste, 2000, Natal. **Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. Natal: ABRH, p. 74 – 85, 2000.

ASLESON, B. C.; *et al.* Performance Assessment Of Rain Gardens. **Journal of the American Water Resources Association**, Woodbridge, v. 45, n. 4, p. 1019 – 1031, 2009.

ASLESON, B. C. *et al.* **Project Report No. 501. The development and application of a four-level rain garden assessment methodology**. St. Anthony Falls Laboratory. University of Minnesota: Minneapolis, Minnesota, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 7181**: Solo – Análise granulométrica. Rio de Janeiro, ABNT, 2016. 12p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9603**: Sondagem a trado – Procedimento. Rio de Janeiro, ABNT, 2015. 5p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13292**: Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares à carga constante. Rio de Janeiro, ABNT, 1995. 8p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6502: Rochas e Solo**. Rio de Janeiro, ABNT, 1995. 18p.

BALLARD, B. W. *et al.* **The SuDS Manual (C753F)**. CIRIA: London, 2015. 964p. ISBN 978-0-86017-759-3.

BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. **Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana**. 2. ed. ABRH: Porto Alegre, 2011.

BARBOSA, T. S.; BARBOSA, M. E. F. Aspectos Geomorfológicos e Mapeamento das Unidades de Relevo do Município de João Pessoa, PB. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 20, n. 1, p. 143 – 155, 2016.

BENEDICT, M. A.; MCMAHON, E. T. **Green Infrastructure: Linking Landscapes and Communities**. Island Press: Washington, 2006. 320p.

BENEDICT, M. A.; MCMAHON, E. T. **Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century**. Sprawl Watch Clearing House: Washington, 2002. Disponível em: <http://www.sprawlwatch.org/greeninfrastructure.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2019.

BENEVOLO, L. **História da cidade**. 3. ed. Editora Perspectiva: São Paulo, 2010.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Pesquisa de Informações Básicas Municipais Perfil dos Municípios Brasileiros 2013**. IBGE: Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv86302.pdf>. Acesso em: 18 ago. 2019.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Áreas Urbanizadas do Brasil 2015**. IBGE: Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv100639.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2018.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Arranjos populacionais e concentrações urbanas no Brasil**. 2. ed. IBGE: Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/li-vros/liv99-700.pdf>. Acesso em: 18 ago. 2019.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria Nacional de Proteção e Defesa Civil. Centro Nacional de Gerenciamento de Riscos e Desastres. **Anuário Brasileiro de Desastres Naturais – 2013**: Brasília, 2014. 106p.

CADORE, R. C. **Critérios de Dimensionamento de Biorretenções**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016. 116p.

CANHOLI, A. P. **Drenagem urbana e controle de enchentes**. 2. ed. Oficina de Textos: São Paulo, 2014. 384p.

CARPENTER, D. D.; HALLAM, L. Influence of planting soil mix characteristics of bioretention cell design and performance. **Journal of Hydrologic Engineering**, Reston, v. 13, n. 2, p. 404 – 416, 2010.

CEVADA, C. M. **Avaliação para o uso da bicicleta:** estudo de caso do Campus I da UFPB e seu entorno imediato. 2015. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2015.

CHARLESWORTH, S. M.; FONTANEDA, L. A. S. e MAYS, L. M. Back to the Future? History and Contemporary Application of Sustainable Drainage Techniques. In: **Sustainable Surface Water Management A Handbook for SuDS**, Edited by Susanne M. Charlesworth e Colin A. Booth., Wiley-Blackwell. Chichester, 2016. 432p.

CITY OF SANDPOINT. **Downtown Streets Plan**. Sandpoint, 2012. Disponível em: <http://sandpointstreets.com/SandpointStreetsDesignGuideOPT.pdf>. Acesso em: 06 ago. 2019.

CITY OF PHILADELPHIA. **Green Stormwater Infrastructure Planning & Design Manual**. Version 2.0, Philadelphia, 2018. Disponível em: http://documents.philadelphiawater.org/gsi/GSI_Planning_and_Design_Manual.pdf. Acesso em: 01 ago. 2019.

CITY OF PHILADELPHIA. **Green Streets Design Manual**. Philadelphia, 2014. Disponível em: http://www.phillywatersheds.org/what_were_doing/gsdm. Acesso em: 01 nov. 2017.

CITY OF PORTLAND. **Stormwater Management Manual**. Portland, 2016. Disponível em: <https://www.portlandoregon.gov/bes/64040>. Acesso em: 06 ago. 2019.

CITY e COUNTRY OF DENVER. **Ultra-Urban Green Infrastructure Guidelines**. Denver, 2016. Department of Public Works, Denver CO. Disponível em: <https://www.denvergov.org/content/dam/denvergov/Portals/705/documents/guidelines/ultraurban-green-infrastructure-guidelines-manual.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2018.

COLLETT, B.; FRIEDMANN, V.; MILLER, W. **Low Impact Development Opportunities For The Planet Region**. ©Knoxville/Knox County Metropolitan Planning Commission. Knoxville, 2013. 218p. Disponível em: <http://www.planeasttn.org/GrowStronger/DemonstrationProjects/LowImpactDevelopment.aspx>. Acesso em: 15 ago. 2019.

DAVIS, A. *et al.* Bioretention Technology: overview of current practice and future needs. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, v. 135, n. 3, p. 109 – 117, 2009.

DAVIS, ALLEN P. Field Performance of Bioretention: Water Quality. **Environmental Engineering Science**, New Rochelle, v. 24, n. 8, p. 1048 – 1068, 2007.

DAVIES, C. *et al.* **Green Infrastructure Planning Guide**. [S.l.]. 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/265012095>. Acesso em: 15 ago. 2019.

DAVIS, A. P. *et al.* Hydrologic Performance of Bioretention Storm-Water Control Measures. **Journal of Hydrologic Engineering**, Reston, v. 17, n. 5, p. 604 – 614, 2012.

DEBORTOLI, N. S. *et al.* An Index of Brazil's Vulnerability to Expected Increases in Natural Flash Flooding and Landslide Disasters in the Context of Climate Change. **Natural Hazards**. Basel, v. 86, p. 557 – 582, 2017.

DEBORTOLI, N. S. *et al.* Índice de Vulnerabilidade aos Desastres Naturais no Brasil, no contexto das Mudanças Climáticas. In: TEIXEIRA, B. S.; ORSINI, J. A.; CRUZ, M. R. da. (Org.). **Modelagem Climática e Vulnerabilidades Setoriais à Mudança do Clima no Brasil**. 1. ed. MCTI: Brasília, v. 1. p. 321 – 386, 2016. Disponível em: <https://climageo.iesa.ufg.br/up/804/o/ModelagemClimticaeVulnerabilidadeSetoriaisMudanadoClimanoBrasil.pdf?1528299061>. Acesso em: 15 ago. 2019.

DEBUSK, K. M.; HUNT, W. F.; LINE, D. E. Bioretention Outflow: Does It Mimic Nonurban Watershed Shallow Interflow? **Journal of Hydrologic Engineering**, Reston, v. 16, n. 3, p. 274 – 279, 2011.

DE FEO, G. *et al.* The Historical Development of Sewers Worldwide. **Sustainability**, Basel, v. 6, p. 3936 – 3974, 2014.

DEMATTEIS, G. Suburbanización y periurbanización. Ciudades anglosajonas y ciudades latinas. En Monclús, F.J. (ed.), **La ciudad dispersa. Suburbanización y nuevas periferias**, CCCB: Barcelona, 1998.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGEM. **DNER-ME 093/94**. Solos: determinação da densidade real. Método de ensaio. Disponível em: <http://ipr.dnit.gov.br/normas-e-manuais/normas/meetodo-de-ensaio-me/dner-me09394.pdf>. Acesso em: 12 ago. 2018.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Spatial analysis of green infrastructure in Europe**. EEA Technical report Nº 2/2014, Luxembourg, 2014. Disponível em: <http://www.upv.es/contenidos/CAMUNISO/info/U0651121.pdf>. Acesso em: 18 ago. 2019.

FENG, Y; BURIAN, S.; POMEROY, C. Potential of green infrastructure to restore predevelopment water budget of a semi-arid urban catchment. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 542, p. 744 – 755, 2016.

FIREHOCK, K. **A Short History of the Term Green Infrastructure and Selected Literature**. 2010. Disponível em: <http://www.gicinc.org/PDFs/GI%20History.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2019.

FLETCHER, T. D.; ANDRIEU, H.; HAMEL, P. Understanding, Management and Modelling of Urban Hydrology and Its Consequences For Receiving Waters: A State of the Art. **Advances in Water Resources**, Amsterdam, v. n. 51, p. 261 – 279, 2013.

FLETCHER, T. D. *et al.* SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**, Abingdon, v. 12, n. 7, p. 525 – 542, 2015.

GARDI, C. *et al.* **Atlas de suelos de América Latina y El Caribe, Comisión Europea**. Oficina de Publicaciones de la Unión Europea: Luxembourg, L-2995, 2014. 176p.

- GOROKHOVICH, Y.; MAYS, L.; ULLMANN, L. A Survey of Ancient Minoan Water Technologies. **Water Science and Technology**: Water Supply, IWA, London, v. 114, p. 388 – 399, 2011.
- GRACIOSA, M. C. P.; MENDIONDO, E. M.; CHAUDHRY, F. H. Metodologia para o Dimensionamento de Trincheiras de Infiltração para o Controle do Escoamento Superficial na Origem. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Bento Gonçalves, v. 13, n.2. p. 207 – 214, 2008.
- GRIBBIN, J. E. **Introdução à Hidráulica, Hidrologia e Gestão de Águas Pluviais**. 3. ed. Tradução de Glauco Peres Damas. Cengage Learning: São Paulo, 2009. 487p.
- HILTEN, R. N., LAWRENCE, T. M. e TOLLNER, E. W. Modeling stormwater runoff from green roofs with HYDRUS-1D. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 358, n. 3-4, p. 288 – 293, 2008.
- HINMMAN, C. 2012. **Low Impact Development – Technical Guidance Manual for Puget Sound**. Publication nº PSP 2012-3. Disponível em: http://www.ecomvoce.com.br/Figuras/ciclo_hidrologico_pagina.jpg.png. Acesso em: 20 dez. 2018.
- ILLMAN, S.; WILSON, S. **Guidance on the Construction SuDS (C768)**. CIRIA: London, 2017. 290p. ISBN 978-0-86017-783-8.
- JACOBSON, C. R. Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 92, p. 1438 – 1448, 2011.
- JENKINS, J. K. G.; WADZUK, B. M. e WELKER, A. L. Fines Accumulation and Distribution in a Storm-Water Rain Garden Nine Years Postconstruction. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, Reston, v. 136, n. 12, p. 862 – 869, 2010.
- KAYKHOSRAVI, S.; KHAN, U. T.; JADIDI, A. A Comprehensive Review of Low Impact Development Models for Research, Conceptual, Preliminary and Detailed Design Applications. **Water**, Basel, v. 10, n. 1541, p. 1 – 28, 2018.
- KEELEY, M. *et al.* Perspectives on the Use of Green Infrastructure for Stormwater Management in Cleveland and Milwaukee. **Environmental Management**, Basel, v. 51, p. 1093 – 1108, 2013.
- LEHMANN, S. Green Urbanism: Formulating a Series of Holistic Principles. **S.A.P.I.EN.S**, Aubervilliers, v. 3, n. .2, 2010. Disponível em: <http://journals.openedition.org/sapiens/1057>. Acesso em: 18 ago. 2019.
- LEOPOLD, L. B. Hydrology for Urban Land Planning - A Guidebook on the Hydrologic Effects of Urban Land Use. **Geological Survey Circular**, Washington, n. 554, 1968.
- LIBARDI, P. L. **Dinâmica da Água no Solo**. 3. ed. Editora da Universidade de São Paulo: São Paulo, 2018. 341p.

LIU, J. Q. *et al.* **Control Effects Comparison of Three Kinds of Typical LID Infiltration and Emission Reduction Measures:** Beijing Case Study. Low Impact Development 2010: Redefining Water in the City © ASCE. 2010.

LIU, R.; FASSMAN-BECK, E. Hydrologic response of engineered media in living roofs and bioretention to large rainfalls: experiments and modeling. **Hydrological Processes**, Hoboken, v 31, p. 556 – 572, 2017.

LIU, J. *et al.* Review and Research Needs of Bioretention Used for the Treatment of Urban Stormwater. **Water**, Basel, v. 6, p. 1069 – 1099, 2014.

LUCAS, W. C. **Green technology:** The Delaware urban runoff management approach. A technical manual for designing nonstructural BMPs to minimize storm-water impacts from land development. Prepared for Delaware Department of Natural Resources and Environmental Control Division of Soil and Water Conservation. Wilmington, 2004. 117p. Disponível em: http://www.dnrec.state.de.us/dnrec2000/Divisions/Soil/Stormwater/New/DURMM_Technical_Manual_01-04.pdf. Acesso em: 16 ago. 2019.

MARENGO, J. A. **Mudanças Climáticas Globais e Efeitos sobre a Biodiversidade:** caracterização do Clima no Século XX e Cenários Climáticos no Brasil e na América do sul para o Século XXI derivados dos modelos Globais de Clima IPCC. CPTEC/INPE: São Paulo, 2007. 185p. Disponível em: http://mudancasclimaticas.cptec.inpe.br/~rmclima/pdfs/prod_probio/Relatorio_1.pdf. Acesso em: 15 ago. 2019.

McCUEN, R. H. **Hydrologic Analysis and Design**. Prentice Hall: New Jersey, 1989. 867p.

MELO, T. dos A. T. de. **Jardim de Chuva:** Sistema de Biorretenção como Técnica Compensatória no Manejo de Águas Pluviais Urbanas. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

MELO, T. dos A. T. de. *et al.* Trincheira de Infiltração como Técnica Compensatória no Manejo das Águas Pluviais Urbanas. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 16, n. 3, p. 53 – 72, 2016.

MENG, Y. *et al.* Modelling Hydrology of a Single Bioretention System with HYDRUS-1D. **The Scientific World Journal**, London, v. 2014, article ID 521047, 2014. 10p.

MOURA, N. C. B. de. **Biorretenção:** Tecnologia Ambiental Urbana para Manejo das Águas de Chuva. 2014. Tese (Doutorado em Paisagem e Ambiente) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. DOI: 10.11606/T.16.2014.tde-30052014-104153. Acesso em: 16 ago. 2019.

MUALEM, Y. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 12, n. 3, p. 513 – 522, 1976.

MUJOVO, M. J. N. **Simulação de fluxo vertical em trincheiras de infiltração urbana**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Florianópolis, 2014.

NATIONAL SCIENCE FOUNDATION. **Greening Cities: A review of Green Infrastructure**. University of Auckland, New Zealand. 2014. Disponível em: https://cdn.auckland.ac.nz/assets/creative/schools-programmes-centres/transforming%20cities/Greening_Cities_Report.pdf. Acesso em: 18 ago. 2019.

NESTINGEN, R. S. **The Comparison of Infiltration Devices and Modification of the Philip-Dunne Permeameter for the Assessment of Rain Gardens**. Masters Thesis, University of Minnesota, Minneapolis, 2007. 58p.

OLSZEWSKI, J. M. e DAVIS, A. P. Comparing the Hydrologic Performance of a Bioretention Cell with Predevelopment Value. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, Reston, v. 139, n. 2, p. 124 – 130, 2013.

ONU-HABITAT. **Urbanización y desarrollo: Futuros emergentes**. Reporte Ciudades del Mundo. Nairobi, 2016. Disponível em: <http://nua.unhabitat.org/uploads/Reportedelasciudades-2016.pdf>. Acesso em: 18 ago. 2019.

PFAFSTETTER, O. **Chuvas intensas no Brasil: Relações entre precipitação, duração e frequência de chuvas, registradas com pluviógrafos, em 98 postos**. Departamento nacional de obras de saneamento. Edição de 1982. Rio de Janeiro, 1957. 419p.

PINTO, C. de S., **Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 Aulas**. 3. ed. Oficina de Textos: São Paulo, 2006. 355p.

PREFEITURA MUNICIPAL DE JOÃO PESSOA. **Decreto Nº 5.844, de 08 de janeiro de 2007a**. Delimita a Zona Adensável Prioritária e Dispõe Sobre as Tipologias de Uso Residencial Multifamiliar – H6 e H7, e dá Outras Providências. João Pessoa, 2007.

PREFEITURA MUNICIPAL DE JOÃO PESSOA. **Lei Complementar Nº 93, de 30 de dezembro de 2015**. Dispõe Sobre a Política Municipal de Saneamento Básico do Município de João Pessoa, Seus Instrumentos, e Dá Outras Providências. João Pessoa, 2015.

PREFEITURA MUNICIPAL DE JOÃO PESSOA. **Decreto Nº 5.343/2005, de 28 de junho de 2005**. Estabelece a Delimitação do Parque do Cabo Branco, Instruções Normativas de Zoneamento Urbano e Ambiental, a Contrapartida Financeira dos Empreendimentos e dá Outras Providências. João Pessoa, 2005.

PREFEITURA MUNICIPAL DE JOÃO PESSOA. **Decreto Nº 5.900, de 24 de abril de 2007b**. Estabelece Instruções Normativas de Aprimoramento da Legislação Urbanística Vigente e dá Outras Providências. João Pessoa, 2007.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano. **Manual de drenagem e manejo de águas pluviais: aspectos tecnológicos; fundamentos**. São Paulo, v.2, 2012. 220p.

PREFEITURA MUNICIPAL DE JOÃO PESSOA. **Plano de Ação João Pessoa Sustentável**. João Pessoa 2014a. Disponível em: <http://www.joaopessoa.pb.gov.br/plano-de-acao-sustentavel/>. Acesso em: 17 ago. 2019.

PREFEITURA MUNICIPAL DE JOÃO PESSOA. **Plano de Ação João Pessoa Sustentável**. Relatório Final – Estudo 2 Vulnerabilidade e Riscos Naturais. João Pessoa, 2014b. Disponível em: <http://www.joaopessoa.pb.gov.br/plano-de-acao-sustentavel/>. Acesso em: 17 ago. 2019.

PREFEITURA MUNICIPAL DE JOÃO PESSOA. **Plano de Ação João Pessoa Sustentável**. Relatório Final – Estudo 3 Crescimento Urbano. João Pessoa, 2014c. Disponível em: <http://www.joaopessoa.pb.gov.br/plano-de-acao-sustentavel/>. Acesso em: 17 ago. 2019.

PREVEDELLO, C. L.; ARMINDO, R. A. **Física do Solo com Problemas Resolvidos**. 2. ed. Celso Luiz Prevedello: Curitiba, 2015. 474p.

PRINCE GEORGE'S COUNTY. **LOW-IMPACT DEVELOPMENT DESIGN STRATEGIES – An Integrated Design Approach**. Department of Environmental Resources, Maryland, 1999a. 150p. Disponível em: <https://www.princegeorgescountymd.gov/DocumentCenter/Home/View/86>. Acesso em: 17 ago. 2019.

PRINCE GEORGE'S COUNTY. **LOW-IMPACT DEVELOPMENT - Hydrologic Analysis**. Department of Environmental Resources, Maryland, 1999b. 112p. Disponível em: <https://www.princegeorgescountymd.gov/DocumentCenter/Home/View/87>. Acesso em: 01 nov. 2017.

PRINCE GEORGE'S COUNTY. **Bioretention Manual**. Environmental Services Division. Department of Environmental Resources The Prince George's County, Maryland, Revised December 2007. Disponível em: https://www.aacounty.org/departments/public-works/highways/forms-and-publications/RG_Bioretention_PG%20CO.pdf. Acesso em: 16 ago. 2019.

RIGHETTO, A. M.; MOREIRA, L. F. F.; SALES, T. E. A. de. **Manejo de águas pluviais urbanas**. ABES: Rio de Janeiro, 2009. 396p. Disponível em: https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_4.pdf. Acesso em: 16 ago. 2019.

ROSA, A. **Bioretention For Diffuse Pollution Control in SUDS Using Experimental-Adaptive Approaches of Ecohydrology**. 2016. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016. DOI:10.11606/T.18.2017.tde-24032017-100208. Acesso em: 16 ago. 2019.

ROSE, S.; PETERS, N. E. Effects of urbanization on streamflow in the Atlanta area (Georgia, USA): a comparative hydrological approach. **Hydrological Processes**, Hoboken, v 15, p. 1441 – 1457, 2001.

ROY-POIRIER, A.; CHAMPAGNE, P.; FILION, Y. Review of Bioretention System Research and Design: Past, Present, and Future. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, v. 136, n. 9, p. 878 – 889, 2010.

SANTOS, C. L. *et al.* Análise da Suscetibilidade à Ocorrência de Enchentes e Inundações na Bacia do Rio Jaguaribe – João Pessoa/PB. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v.11, n.5, p. 1876 – 1888, 2018.

SARTORI, A. **Avaliação da Classificação Hidrológica do Solo para a Determinação do Excesso de Chuva do Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos. 2004.** Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

SARTORI, A.; NETO, F. L.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Bento Gonçalves, v. 10, n. 4, p. 05 – 18, 2005.

SCHLEA, D. *et al.* Performance and Water Table Responses of Retrofit Rain Gardens. **Journal of Hydrologic Engineering**, Reston, v. 19, n. 8, 2014.

SCHUELER, T. **The Importance of Imperviousness: The Practice of Watershed Protection.** Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD. p. 7 – 18, 2000. Disponível em: https://owl.cwp.org/mdocs-posts/elc_pwp1/. Acesso em: 23 jul. 2019.

SILVA, A. P. da. **Apostila Física do Solo - Pós-Graduação.** Piracicaba, 2011. Disponível em: <http://moodle.stoa.usp.br/course/view.php?id=1220>. Acesso em: 04 jun. 2019.

SILVA, V. de P. R. da. On Climate Variability in Northeast of Brazil. **Journal of Arid Environments**, Amsterdam, n. 58, p. 575 – 596, 2004.

SILVEIRA, A. L. L. da; GOLDENFUM, J. A. Metodologia Generalizada para Pré-Dimensionamento de Dispositivos de Controle Pluvial na Fonte. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Bento Gonçalves, v. 12, n. 2, p. 157 – 168, 2007.

SIMMONS, C. T. Henry Darcy (1803 – 1858): Immortalised by his scientific legacy. **Hydrogeology journal**, Basel, v. 16, p. 1023 – 1038, 2008.

SIMUNEK, J. *et al.* **The HYDRUS - 1D Software Package For Simulating The Movement Of Water, Heat, And Multiple Solutes In Variably Saturated Media, version 4.17.** Department of Environmental Sciences, University of California. Riverside: Califórnia, 2013.

SOBREIRA, L. C. **Áreas Susceptíveis a Inundações na Bacia do Rio Jaguaribe – PB.** Monografia (Graduação) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2006. Disponível em: <http://geografiaaplicada.blogspot.com/2008/04/blog-post.html>. Acesso em: 16 ago. 2019.

SOUZA, J. A. de. **Estudo das Chuvas Intensas nas Zonas Rural e Urbana de João Pessoa.** Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1972.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** 4. ed. Editora da UFRGS.: Porto Alegre, 2007. 943p.

TUCCI, C. E. M. Águas Urbanas. **Estudos Avançados**, Rio Grande do Sul, v. 22, n. 63, 2008

TUCCI, C. E. M. Gerenciamento da Drenagem Urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Bento Gonçalves, v.7, n. 1, p. 5-27, 2002.

UNIVERSITY OF ARKANSAS COMMUNITY DESIGN CENTER. **LID - Low Impact Development a design manual for urban areas**. University of Arkansas Press, Fayetteville 2010. Disponível em: https://s3.amazonaws.com/uacdc/LID-Manual_Excerpt.pdf. Acesso em: 18 ago. 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2000. **Low Impact Development (LID): A Literature Review**. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1001B6V.PDF?Dockkey=P1001B6V.PDF>. Acesso em: 01 ago. 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2011. **Green Building**. Disponível em: <https://archive.epa.gov/greenbuilding/web/html/index.html> Acesso em: 01 ago. 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2003. **Protecting Water quality From Urban Runoff**. Disponível em: https://www3.epa.gov/npdes/pubs/nps_urban-facts_final.pdf. Acesso em: 01 nov. 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2008. **Reducing urban heat islands: Compendium of strategies. Chapter 3: Green Roofs**. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-05/documents/reducing_urban_heat_islands_ch_3.pdf. Acesso em: 18 ago. 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2017. **What is Green Infrastructure?**. Disponível em <https://www.epa.gov/green-infrastructure/what-green-infrastructure>. Acesso em: 01 nov. 2017.

U. S. DEPARTMENT OF TRANSPORTATION. 2009. **Hydraulic Engineering Circular N° 22, Third Edition; Urban Drainage Design Manual**. Publication nº. FHWA-NHI-10-009. Washington, september 2009 (Revised August 2013).

USDA. Chapter 16 Hydrographs. **National Engineering Handbook, Part 630, Hidrology**. 2007. Disponível em: <https://directives.sc.egov.usda.gov/OpenNonWebContent.aspx?content=17755.wba>. Acesso em: 18 ago. 2019.

van GENUCHTEN,; M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of American**, Hoboken, v. 44, n. 5, p. 892 – 898, 1980.

VUOLO, J. H. **Fundamentos da Teoria dos Erros**. 2. ed. Edgar Blüncher: São Paulo, 1996. 249p.

WALSH, C. J. *et al.* The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **The North American Benthological Society**, Washington, DC, v. 24, n. 3, p. 706 – 723, 2005.

WISCONSIN. **Wisconsin's Changing Climate: Impacts and Adaptation. 2011.** Wisconsin Initiative on Climate Change Impacts. Nelson Institute for Environmental Studies, University of Wisconsin-Madison and the Wisconsin Department of Natural Resources, Wisconsin. Disponível em: <http://www.wicci.wisc.edu/publications.php>. Acesso em: 18 ago. 2019.

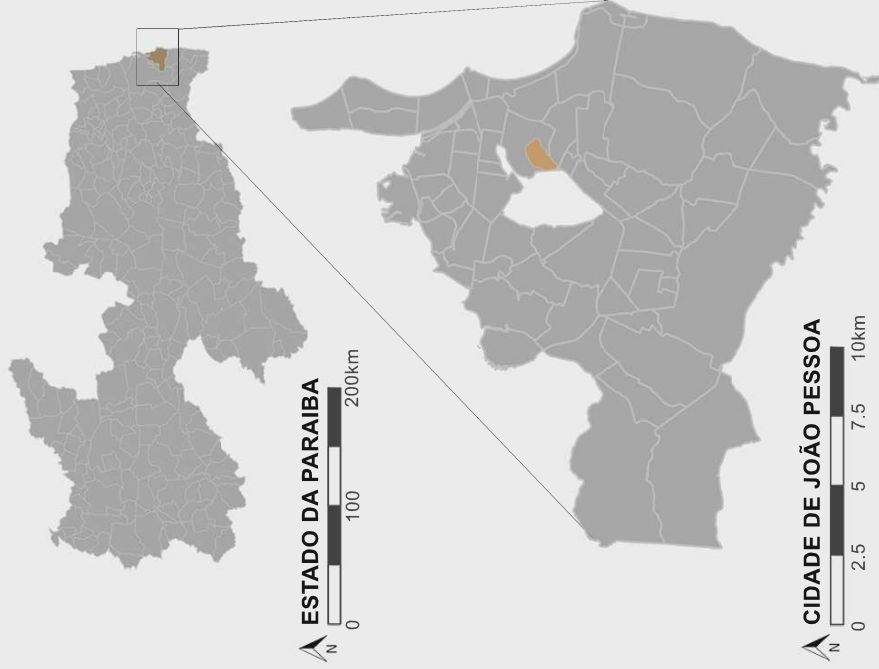
WRIGHT, K. R. Inca Foundations, Site Preparation, and Drainage at Machu Picchu. **Practice Periodical on Structural Design and Construction**, Reston, v. 18, n. 2, p 131 – 142, 2013.

WRIGHT, K. R.; ZEGARRA, A. V.; LORAH, W. L. Ancient Machu Picchu Drainage Engineering. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, Reston, v. 125, n. 6, p. 360 – 369, 1999.

ZHANG, K.; CHUI, T. F. M. Evaluating Hydrologic Performance of Bioretention Cells in Shallow Groundwater. **Hydrological Processes**, Hoboken, v. 31, p. 4122 – 4135, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.11308>. Acesso em: 17 ago. 2019.

**APÊNDICE A - PROJETO DE INSTALAÇÃO DE UM SISTEMA DE
BIORRETENÇÃO**

Estacionamento da Reitoria do campus I da UFPB



ESTADO DA PARAIBA

0 100 200km

CIDADE DE JOÃO PESSOA

0 2.5 5 7.5 10km



Área de Estudo

Ed. da Reitoria

Hospital Universitário

Centro de Tecnologia

CAMPUS I DA UFPB

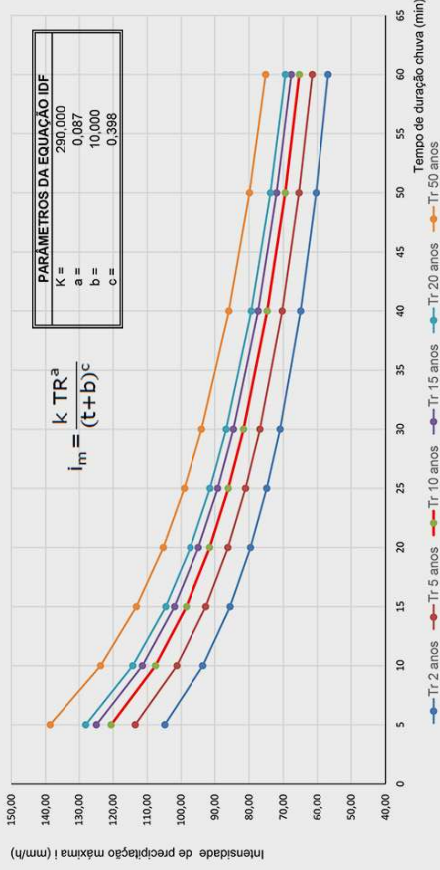
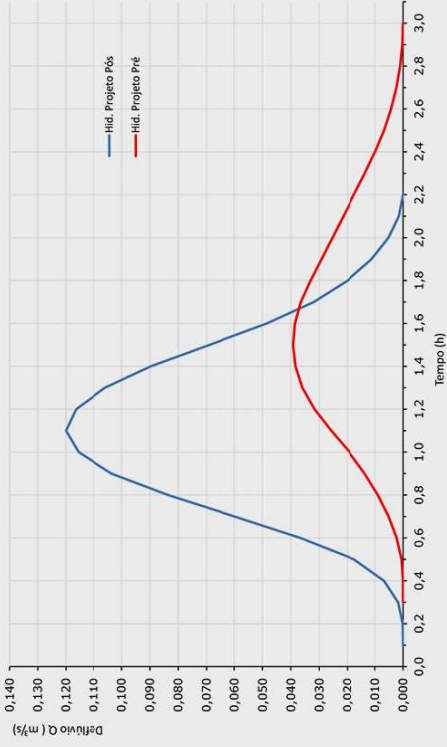
N

0 100 200 300 400 500m



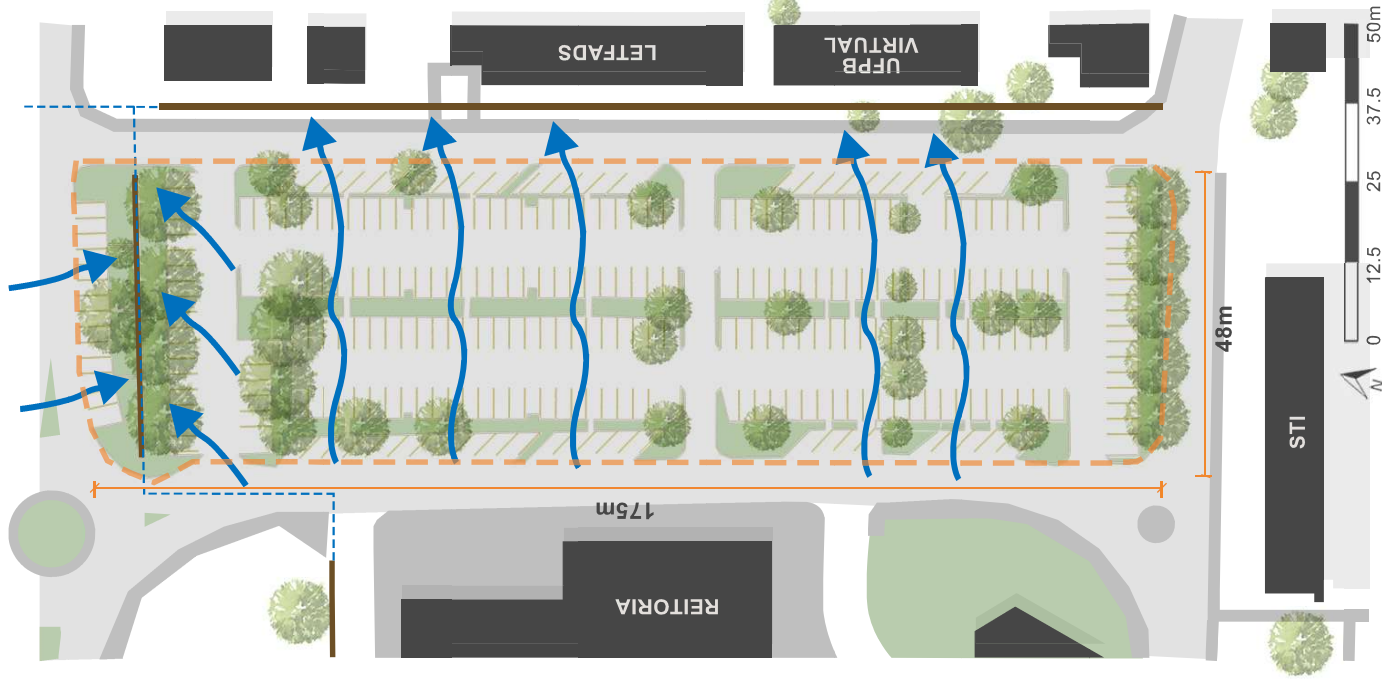
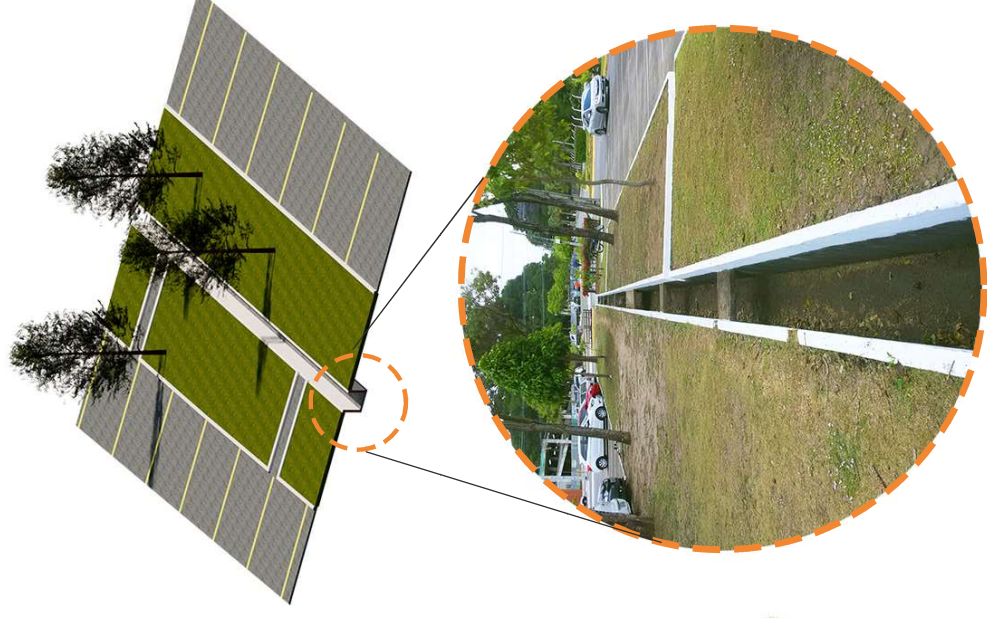
ESTACIONAMENTO
(REITORIA DA UFPB)

INTENSIDADE DE PRECIPITAÇÃO, JOÃO PESSOA-PB (Aragão et al. (2000))

HIDROGRAMA DE PROJETO - SCS ($T_r=5$ anos; $\Delta t=60$ min)

PARÂMETROS DE PROJETO			
	Cenário Pré Desenvolvimento	Cenário Pós Desenvolvimento	
Área da bacia (Km ²)			
CN (Pior condition (Grass cover <50%) (TR-55, 1986)	0,00832988	100% permeável	0,00643962 77% impermeável 0,001883026 23% permeável
LN (comprimento da área de drenagem) (Km)	CN = 79		CN _{proposta} = 94
S (declividade do solo) (mm)	0,001		0,180
T _r (anos)	5		5
Δt (min)	60		60
I (mm/h) IDF (Aragão et al. , 2000)	61,50		61,50
P ² (mm)	61,50		61,50
P _{atm} (mm)	19,94		46,57
Tc (h) Fórmula SCS LAG (Sheira, 2005)	1,10		0,60
Q _{atm} , (m ³ /s) (método HU - SCS)	0,04		0,12
S _i , Armazenamento (m ³)			256,68
Porosidade solo local φ (%)			45,00
Vc - Volume da célula (m ³)			570,41
Área total biorretenção A ₀ (m ²)			340,00
Retenção (h _r = 20 cm) (m ³)			68,00
Altura biorretenção h _b (m)			1,48
K _{lab} (laboratório) (cm/h)			28,85
I _{taxa} Geral infiltração = K _{lab} * A ₀ * α (0,5) (m ³ /h)			49,05
Tempo de drenagem = S _i / (K _{lab} * α (h)			5,23

SITUAÇÃO ATUAL DA DRENAGEM

**DETALHE CANALETA EXISTENTE**

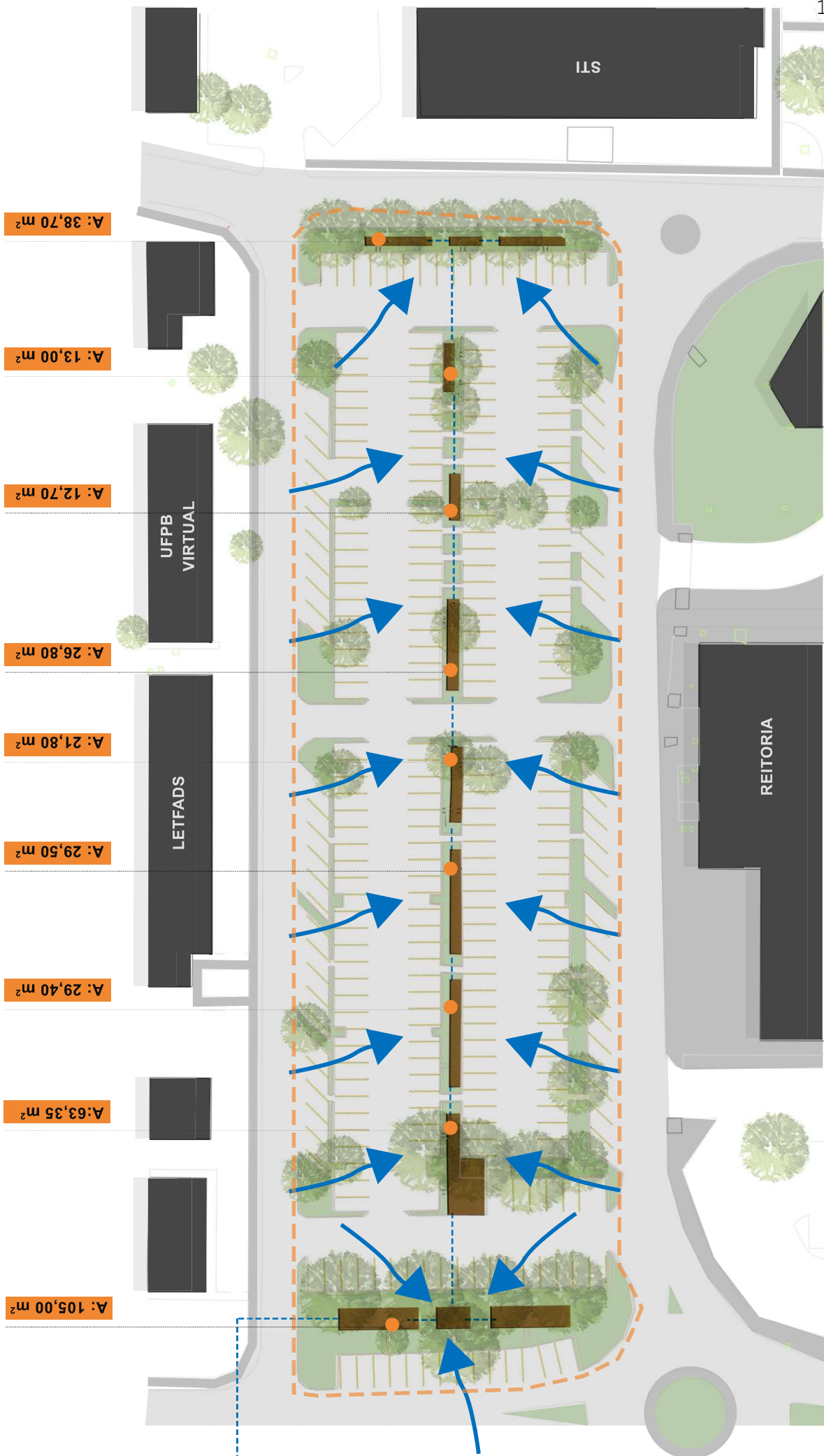
ESTACIONAMENTO DA REITORIA DA UFPE

Área pavimentada impermeável	6.439,62m ²
Área permeável	1.890,26m ²
Área total analisada	8.329,88m ²

LEGENDA

- Delimitação da área de estudo
- Sentido escoamento existente
- Canaleta existente 0,60x0,80cm
- Tubulação de drenagem

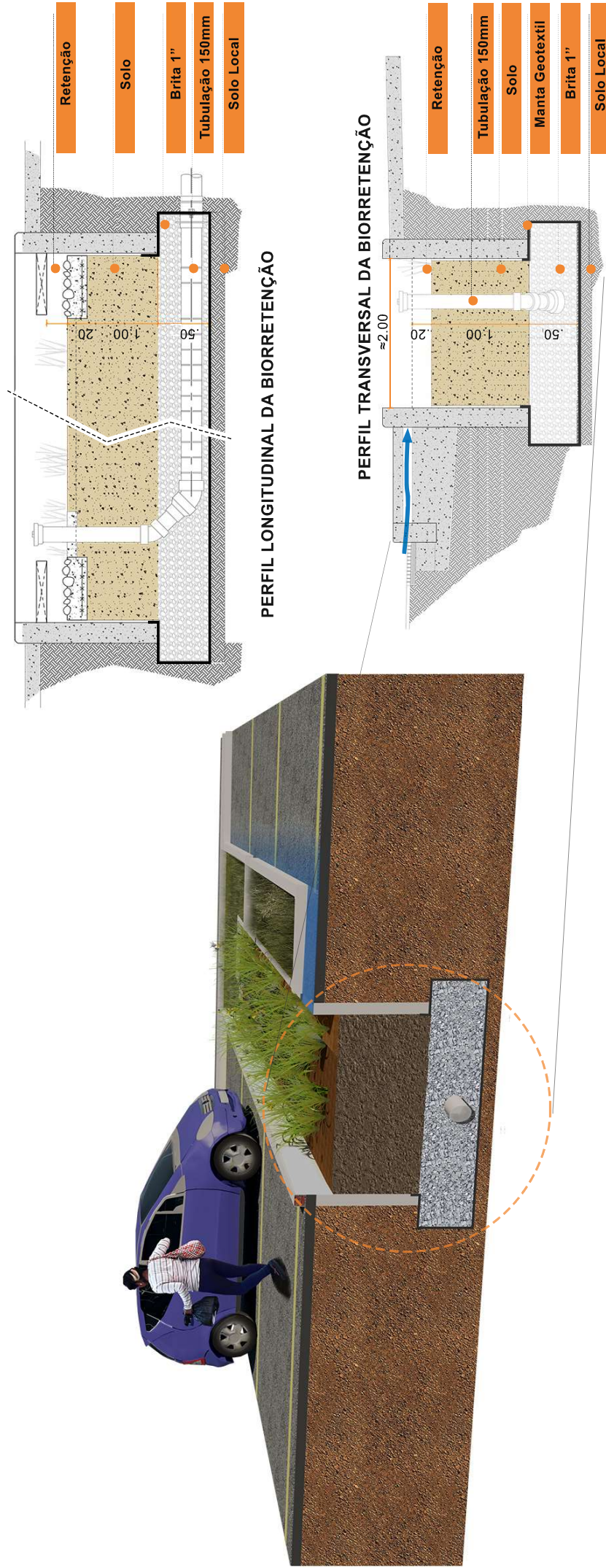
PROPOSTA DE MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS



LEGENDA

- Delimitação da área de estudo
- Sentido escoamento proposto
- Área de biorretenção
- Tubulação de drenagem

ESTACIONAMENTO DA REITORIA DA UFPB
Área de biorretenção — 340,00 m²



ANEXO A - Grupos hidrológicos para solos brasileiros

Grupo Hidrológico A

- ✓ Solos muito profundos (prof. > 200 cm) ou profundos (100 a 200 cm);
- ✓ Solos com alta taxa de infiltração e com alto grau de resistência e tolerância à erosão;
- ✓ Solos porosos com baixo gradiente textural (< 1,20);
- ✓ Solos de textura média;
- ✓ Solos de textura argilosa ou muito argilosa desde que a estrutura proporcione alta macroporosidade em todo o perfil;
- ✓ Solos bem drenados ou excessivamente drenados;
- ✓ Solos com argila de atividade baixa (Tb), minerais de argila 1:1;
- ✓ A textura dos horizontes superficial e subsuperficial pode ser: média/média, argilosa/argilosa e muito argilosa/muito argilosa.

Enquadra-se neste grupo o:

LATOSSOLO AMARELO, LATOSSOLO VERMELHO AMARELO, LATOSSOLO VERMELHO, ambos de textura argilosa ou muito argilosa e com alta macroporosidade; LATOSSOLO AMARELO E LATOSSOLO VERMELHO AMARELO, ambos de textura média, mas com horizonte superficial não arenoso.

Grupo Hidrológico B

- ✓ Solos profundos (100 a 200 cm);
- ✓ Solos com moderada taxa de infiltração, mas com moderada resistência e tolerância a erosão;
- ✓ Solos porosos com gradiente textural variando entre 1,20 e 1,50;
- ✓ Solos de textura arenosa ao longo do perfil ou de textura média com horizonte superficial arenoso;
- ✓ Solos de textura argilosa ou muito argilosa desde que a estrutura proporcione boa macroporosidade em todo o perfil;
- ✓ Solos com argila de atividade baixa (Tb), minerais de argila 1:1;
- ✓ A textura dos horizontes superficial e subsuperficial pode ser: arenosa/arenosa, arenosa/média, média/argilosa, argilosa/argilosa e argilosa/muito argilosa.

Enquadra-se neste grupo o:

LATOSSOLO AMARELO e LATOSSOLO VERMELHO AMARELO, ambos de textura média, mas com horizonte superficial de textura arenosa; LATOSSOLO BRUNO; NITOSSOLO VERMELHO; NEOSSOLO QUARTZARÊNICO; ARGISSOLO VERMELHO ou VERMELHO AMARELO de textura arenosa/média, média/argilosa, argilosa/argilosa ou argilosa/muito argilosa que não apresentam mudança textural abrupta.

Fonte: Sartori *et al.* (2005)

ANEXO B - Números de Curva (CN)

Cover description		Curve numbers for hydrologic soil group			
Cover type and hydrologic condition	Average percent impervious area ^{2/}	A	B	C	D
<i>Fully developed urban areas (vegetation established)</i>					
Open space (lawns, parks, golf courses, cemeteries, etc.) ^{3/} :					
Poor condition (grass cover < 50%)		68	79	86	89
Fair condition (grass cover 50% to 75%)		49	69	79	84
Good condition (grass cover > 75%)		39	61	74	80
Impervious areas:					
Paved parking lots, roofs, driveways, etc. (excluding right-of-way)		98	98	98	98
Streets and roads:					
Paved; curbs and storm sewers (excluding right-of-way)		98	98	98	98
Paved; open ditches (including right-of-way)		83	89	92	93
Gravel (including right-of-way)		76	85	89	91
Dirt (including right-of-way)		72	82	87	89
Western desert urban areas:					
Natural desert landscaping (pervious areas only) ^{4/}		63	77	85	88
Artificial desert landscaping (impervious weed barrier, desert shrub with 1- to 2-inch sand or gravel mulch and basin borders)		96	96	96	96
Urban districts:					
Commercial and business	85	89	92	94	95
Industrial	72	81	88	91	93
Residential districts by average lot size:					
1/8 acre or less (town houses)	65	77	85	90	92
1/4 acre	38	61	75	83	87
1/3 acre	30	57	72	81	86
1/2 acre	25	54	70	80	85
1 acre	20	51	68	79	84
2 acres	12	46	65	77	82
<i>Developing urban areas</i>					
Newly graded areas					
(pervious areas only, no vegetation) ^{5/}		77	86	91	94

Fonte: USDA – Technical Release 55 - Urban Hydrology for Samall Watersheds¹⁹.

¹⁹ Disponível em: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044171.pdf. Acesso em: ago. 2019.