

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

Paula Fensterseifer

**INFRAESTRUTURAS VERDES NA AMENIZAÇÃO DE IMPACTOS DA
URBANIZAÇÃO: CONTROLE PLUVIAL COM BIORRETENÇÃO E
EFEITO TÉRMICO DE FACHADA VERDE EM RESIDÊNCIA**

Santa Maria, RS, Brasil
2020

Paula Fensterseifer

**INFRAESTRUTURAS VERDES NA AMENIZAÇÃO DE IMPACTOS DA
URBANIZAÇÃO: CONTROLE PLUVIAL COM BIORRETENÇÃO E EFEITO
TÉRMICO DE FACHADA VERDE EM RESIDÊNCIA**

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

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Rutinéia Tassi

Coorientador: Prof. Dr. Joaquim Cezar Pizzutti dos Santos

Santa Maria, RS, Brasil
2020

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

Fensterseifer, Paula
INFRAESTRUTURAS VERDES NA AMENIZAÇÃO DE IMPACTOS DA
URBANIZAÇÃO, CONTROLE PLUVIAL COM BIORRETENÇÃO E ESCRITO
TÉCNICO DE FACHADA VERDE EM RESIDÊNCIA / Paula
Fensterseifer.- 2020.
135 p.; 30 cm

Orientadora. Rutinéia Tassi
Coorientador. Joaquim dos Santos
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, RS, 2020

1. Fachada verde 2. Biorretenções 3. Desenvolvimento
urbano de baixo impacto 4. Desenvolvimento Sustentável
5. Técnicas de drenagem na fonte I. Tassi, Rutinéia II.
dos Santos, Joaquim III. Título.

sistema de geração automática de ficha catalográfica de obras, dados fornecidos pelo autor(s), sob supervisão da direção da divisão de processos técnicos da biblioteca central. biblioteca responsável paula.schoenfeldt.ratta@ufsm.br

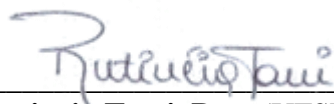
Declaro, PAULA FENSTERSEIFER, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Paula Fensterseifer

**INFRAESTRUTURAS VERDES NA AMENIZAÇÃO DE IMPACTOS DA
URBANIZAÇÃO: CONTROLE PLUVIAL COM BIORRETENÇÃO E EFEITO
TÉRMICO DE FACHADA VERDE EM RESIDÊNCIA**

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

Aprovada em 12 de agosto de 2020:



Rutineia Tassi, Dra. (UFSM)
(Presidente/Orientadora)



Elvis Carissimi, Dr. (UFSM)



Rodrigo Moruzzi, Dr. (UNESP)

Santa Maria, RS, Brasil
2020

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho à minha mãe, à minha irmã, ao meu companheiro e à nossa filha. A todos que me apoiaram ao longo dessa trajetória, à minha orientadora e, principalmente, às futuras gerações

AGRADECIMENTOS

A realização desse trabalho ocorreu, principalmente, pelo auxílio, compreensão e dedicação de várias pessoas. Agradeço a todos que, de algum modo, contribuíram para a conclusão desse estudo.

Agradeço à Universidade Federal de Santa Maria, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil pelo acolhimento e pelo ensino público de qualidade. A todos os meus professores pelos ensinamentos, pela dedicação e disposição. Em especial à Professora Rutineia Tassi, agradeço a oportunidade, a orientação, o apoio e a confiança ao longo desse trabalho e também de tantos outros. Muito obrigada Professora.

À minha banca avaliadora, Professores Elvis Carissimi e Rodrigo Moruzzi, agradeço a disponibilidade e às valiosas contribuições nesse trabalho. E ao Professor Joaquim Pizzutti dos Santos pelo auxílio, a coorientação e disposição.

Muito obrigada mãe, Elisa Schreiner, pelo apoio, confiança e investimento, sem ti nada disso seria possível. Agradeço também à Karina Fensterseifer, minha irmã, pelo auxílio, orientação e pelo exemplo.

Lucas Koenig Olm, obrigada por todo o carinho, pela paciência e por me acompanhar e ajudar no desenvolver desse trabalho.

Aos meus amigos e minha família do coração, em especial a Joselaine Calegaro, que me acolheram, cuidaram de mim, me ajudaram nos momentos difíceis, nunca me negaram apoio e sempre ofereceram muito carinho.

Ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, ao Grupo de Pesquisas em Modelagem Hidroambiental e Ecotecnologias da UFSM, aos funcionários do setor, em especial ao Fábio França, e à equipe do Setor de Paisagismo da PROINFRA pelo apoio na instalação e manutenção das áreas experimentais. Agradeço também à Bruna Minetto pela enorme parceria e contribuição e aos alunos de Iniciação Científica que contribuíram para o desenvolvimento dos projetos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de mestrado.

Trabalhar com sustentabilidade é plantar um presente que garanta a subsistência das novas gerações num planeta que pede socorro e se aquece a cada dia. Pois, melhor que plantar árvores, despoluir rios, proteger animais, é semear a consciência de que a garantia da vida é respeitar as fronteiras da natureza.

(Nildo Lage)

RESUMO

INFRAESTRUTURAS VERDES NA AMENIZAÇÃO DE IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO: CONTROLE PLUVIAL COM BIORRETENÇÃO E EFEITO TÉRMICO DE FACHADA VERDE EM RESIDÊNCIA

AUTORA: Paula Fensterseifer

ORIENTADORA: Rutinéia Tassi

COORDINADOR: Joaquim Cezar Pizzutti dos Santos

A substituição da vegetação natural por superfícies e construções sólidas impermeáveis (edificações, rodovias, pavimentos), vem causando problemas graves relacionados à drenagem urbana – como inundações, enxurradas e assoreamento de corpos hídricos – e ao aumento contínuo da temperatura em cidades. Buscando uma mudança de paradigma no desenvolvimento de cidades, métodos do tipo infraestruturas verdes passaram a ser adotados. Esse estudo utilizou dois sistemas de infraestruturas verdes para áreas urbanas e avaliou sua viabilidade e potencial mitigador de impactos a partir de células em escala real ao longo de um ano de monitoramento. Neste estudo foram avaliadas: i) a capacidade de uma biorretenção de pequeno porte em promover a atenuação do impacto qualitativo e quantitativo do escoamento pluvial gerado por uma via de tráfego moderado; e ii) a influência termoenergética de uma fachada vegetal composta por trepadeira caducifólia sobre a parede de uma residência de interesse social com alta incidência solar. Para atingir os objetivos relacionados ao primeiro experimento, foi construída uma célula de biorretenção de 0,6 m³ de volume útil adjacente a uma via de tráfego pavimentada, que recebeu o escoamento superficial proveniente de uma região da via. Sua capacidade em atenuar tanto o volume do escoamento pluvial, quanto as cargas poluentes carregadas durante os eventos chuvosos foi avaliada através de análises de qualidade da água antes e após sua passagem pelo leito da biorretenção e monitoramento quantitativo da diferença entre o volume de água que entra e o que sai da estrutura. Após realização de análises quali-quantitativas do experimento com biorretenção, verificou-se que, apesar de a biorretenção atuar como sumidouro na redução de Coliformes Totais presentes na drenagem urbana, ela atuou como fonte de ânions (Fluoreto, Cloreto, Nitrato e Sulfato) e de sólidos totais, principalmente sólidos dissolvidos totais, que implicam no aumento de Cor real e Turbidez da água drenada. Quantitativamente, a biorretenção mostrou-se eficiente na retenção de água da chuva, onde atuou com 100% de eficiência em 60% dos eventos monitorados. Para atingir os objetivos do segundo experimento, foi instalada uma fachada verde composta pela espécie vegetal *Wisteria floribunda* sombreando a parede oeste de uma edificação unifamiliar. A influência da fachada verde na temperatura da casa foi avaliada por meio de monitoramento térmico contínuo, verificando-se a diferença térmica entre a parede protegida e uma parede em área adjacente sem proteção solar. A fachada verde, apresentou resultados bastante satisfatórios ao longo do ano de monitoramento, com eficiência na diminuição da temperatura superficial da parede protegida em até 9°C graus no período do verão. Observa-se que a fachada verde atuou na diminuição térmica da parede ao longo de todo o ano, mesmo com a perda das folhas no inverno. Entretanto, nos meses de verão e primavera, esse efeito foi mais significativo. No verão, ao longo do dia, a amplitude térmica da parede protegida variou em 8,4°C, enquanto a amplitude da parede exposta passa dos 17°C. No inverno, essa amplitude passou para 13°C na parede protegida e para 15°C na parede exposta.

Palavras-chave: Desenvolvimento urbano de baixo impacto. Desenvolvimento Sustentável. Técnicas de drenagem na fonte. Paredes verdes.

ABSTRACT

MINIMIZING URBAN IMPACTS WITH GREEN INFRASTRUCTURE: PLUVIAL CONTROL WITH BIORRETENTION AND THERMAL EFFECT OF A GREEN FACADE IN A RESIDENCE

AUTHOR: Paula Fensterseifer

ADVISOR: Rutinéia Tassi

CO-ADVISOR: Joaquim Cezar Pizzutti dos Santos

The replacement of natural vegetation by solid impervious surfaces and constructions (buildings, roads, pavements), has been causing serious problems related to urban drainage - such as floods, runoff and silting of rivers - and the ongoing increase in urban temperature. Looking for a change in the basic conceptions of city development, green infrastructure methods started to be applied. This study used two different green infrastructure systems for urban areas and assessed their practicability and potential of mitigating impacts from full-scale prototypes over a year-monitoring. In this study, the following were evaluated: i) the capacity of a small bioretention to promote the attenuation of the qualitative and quantitative impact of pluvial runoff of a medium traffic road; and ii) the thermo-energetic influence of a green facade consisting of deciduous vines on the wall of a social interest residence with high incidence of sunlight. To achieve the objectives related to the first experiment, a bioretention cell of 0.6 m³ storage volume was built by the side of an asphalted traffic lane, which received runoff from urban drainage. Its capacity in attenuating both rainwater volume and pollutant loads carried during rainy events was assessed through quantitative monitoring of the volume difference between the water entering and what comes out of the structure and water quality analysis before and after it passed through the bioretention layers. After carrying out quali-quantitative monitoring of the experiment with bioretention, it was found that, although it acts as a sink in the reduction of Total Coliforms found in urban drainage, it also acted as a source of anions (Fluoride, Chloride, Nitrate and Sulphate) and of Total Solids, mainly Total Dissolved Solids, which imply an increase in the Real Color and Turbidity of the drained water. Quantitatively, the bioretention proved to be efficient in retaining rainwater, where it operated with 100% efficiency in 60% of the monitored rainy events. To achieve the objectives of the second experiment, a green facade was built with *Wisteria floribunda* plant species, shading the west wall of a single family housing. The thermal influence of the green facade on the house was evaluated by continuous monitoring, verifying the thermal difference between the wall behind the green facade and a bare wall beside it. The green facade showed very satisfactory results throughout the monitoring year, reducing the surface temperature of the protected wall by up to 9 °C in the summer. It is observed that the green facade acted in the thermal reduction of the wall throughout the year, even with the loss of leaves in winter. However, during summer and spring, this effect was more significant. In the summer, throughout the day, the thermal amplitude of the protected wall varied by 8.4 °C, while the amplitude of the bare wall exceeds 17 °C. In winter, this amplitude increased to 13 °C on the protected wall and 15 °C on the exposed wall.

Keywords: Low impact development. Sustainable urban development. Sustainable drainage system. Green walls.

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE FIGURAS - GERAL

Figura 1 - Hidrograma hipotético de escoamento após um evento de precipitação intensa em cenários de pré e pós-urbanização	28
Figura 2 - Potencial classificação de técnicas de drenagem urbana, de acordo com sua especificidade e seu foco primário.....	32
Figura 3 - Técnicas de Infraestruturas verdes adotadas em diferentes locais.....	33
Figura 4 – Sistema de jardim de chuva detalhado	36
Figura 5 - Sistema de infiltração tipo Sarjeta Verde	37
Figura 6 - Sistema de descarga (<i>bump-out</i>) de águas pluviais	37
Figura 7 - Infraestruturas verdes atuantes no equilíbrio térmico em diferentes locais.....	40
Figura 8 - Balanço de energia em parede com proteção solar tipo fachada verde	42
Figura 9 - Trepadeiras sugeridas para a região sul do Brasil, sendo: a) Alamada-amarela; b) Madressilva; c) Glicínia; e d) Trombeta-chinesa.....	43

LISTA DE FIGURAS - ARTIGO I

Figura 1 - Localização da área escolhida para instalação da biorretenção	51
Figura 2 - Normais Climatológicas de precipitação acumulada (mm), evaporação total (mm) e temperatura média compensada (°C), entre os anos de 1981 e 2010 no Município de Santa Maria, RS	51
Figura 3 - Esquema de montagem da célula de biorretenção	53
Figura 4 - Processo de preenchimento do leito filtrante da estrutura LID. Sendo a) camada de 10 cm de brita número 1, manta geotêxtil e tubulação de controle de nível; b) camada de 10 cm de areia média lavada; e c) finalização do sistema com solo e vegetação.....	54
Figura 5 - Esquema da área de contribuição sobre a via asfáltica.....	57
Figura 6 - Área de contribuição e sistema de coleta e distribuição da água de drenagem, sendo: a) área de contribuição sobre a via asfáltica; b) tubulação de drenagem; e c) sistema completo.....	57
Figura 7 - Célula de biorretenção com diferentes metodologias de contribuição, sendo: a) Tipo 1; e b) Tipo 2	58
Figura 8 - Sistema de coleta de amostras e verificação quali-quantitativa.....	61

LISTA DE FIGURAS - ARTIGO II

Figure 1 - Location map of the municipality of Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil	95
Figure 2 – Two-dorm floor plan (a), east-north facade (b) and north-west (c) facade of the house	96
Figure 3 – Top view of the house with solar orientation and the path of the sun through the year.....	97

Figure 4 - Green facade system initial project and installation (a); the green facade system after its growth with full leaf-cover (b) and with little leaf-cover (c)	99
Figure 5 - Position diagram of the thermometers in the research area	100
Figure 6 - Photographic monitoring between April 2019 and March 2020.....	107
Figure 7 - Infrared images of the GW (left side of the picture) and BW (right side of the picture) – the sequence show a regular photography (a), and those taken at 9AM (b), 11AM (c), 1PM (d), 3PM (e) and 4PM (f) on 10/12/2019. The color scale ranges from 23°C t	109
Figure 9 - Typical thermal day during the four annual seasons: a) autumn; b) winter; c) spring; and d) summer, being: Tgi) GW internal surface temperatures; Tge) GW external surface temperatures; Tbi) BW internal surface temperatures; Tbe) BW external surface temperatures; Ti) indoor air temperatures; and To) outdoor air temperatures	113
Figure 10 - Maximum, minimum and average daily temperatures for each studied surface (Tbe, Tge, Tbi and Tgi) in each year season	114
Figure 11 - Thermal difference during the typical thermal day of each season: a) autumn; b) winter; c) spring; and d) summer.....	115
Figure 12 – Hourly heat flow (Q) and air temperature (To) over the typical thermal days by season: a) autumn; b) winter; c) spring; and d) summer	118

LISTA DE TABELAS

LISTA DE TABELAS – ARTIGO I

Tabela 1 – Condições de área de contribuição à biorretenção e amostras para análise de qualidade	60
Tabela 2 – Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos e metodologias analíticas empregadas para análises da qualidade da água	63
Tabela 3 - Eventos de precipitação monitorados qualitativamente	70
Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos das amostras A1 (<i>First flush</i>), A2 (amostra de entrada), A3 (amostra de saída) e A4 (água da chuva)	71
Tabela 5 - Sólidos totais, sólidos suspensos e sólidos dissolvidos das amostras A1 (<i>First flush</i>), A2 (amostra de entrada), A3 (amostra de saída) e A4 (água da chuva)	71
Tabela 6 - Comparação entre os resultados das amostras de entrada (A2) e saída (A3) para todos os parâmetros físico-químicos avaliados.....	75
Tabela 7 - Parâmetros microbiológicos das amostras A1 (<i>First flush</i>), A2 (amostra de entrada), A3 (amostra de saída) e A4 (água da chuva)	76
Tabela 8 - Presença de nutrientes nas amostras de entrada (A2), saída (A3) e água da chuva (A4) para o Evento 7, ocorrido em 16/02/2020 com volume de 36,2 mm	78
Tabela 9 - Características físico-químicas do substrato de solo da biorretenção	80
Tabela 10 - Presença de nutrientes inorgânicos na amostra de saída comparativamente aos Padrões de Qualidade da Água conforme a Resolução CONAMA 375/2005.....	82
Tabela 11 - Volumes de precipitação, entrada, saída e retenção para cada evento de chuva, datas de início e dias antecedentes sem presença de chuva	84
Tabela 12 – Volume de entrada, dias antecedentes sem chuva, volume retido, volume escoado, coeficiente de escoamento e percentual de volume retido no sistema de biorretenção para cada evento de chuva com geração de escoamento de fundo	86

LISTA DE TABELAS – ARTIGO II

Table 1 - Thermal characteristics of the house materials	97
Table 2 - Climatic data of temperature (average, maximum and minimum), solar radiation (average and maximum) and total precipitation recorded for Santa Maria between March 21, 2019 and March 20, 2020	106
Table 3 - General information about each chosen typical thermal week by season.....	110
Table 4 - Typical thermal day heat flow data and related ones for the four studies seasons .	119

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	21
1.1	OBJETIVOS	23
1.1.1	Objetivo Geral.....	23
1.1.2	Objetivos Específicos	23
1.2	ORGANIZAÇÃO TEXTUAL.....	24
2	REVISÃO DA LITERATURA.....	25
2.1	O PROCESSO DE URBANIZAÇÃO E SEUS IMPACTOS	25
2.1.1	Impacto urbano no ciclo hidrológico	26
2.1.2.	O processo de urbanização e as ilhas de calor urbano	28
2.2.	TÉCNICAS DE DESENVOLVIMENTO URBANO SUSTENTÁVEL.....	29
2.2.1.	Infraestruturas verdes atuando no controle do escoamento pluvial.....	31
2.2.2.	Biorretenção para o controle do escoamento pluvial	34
2.2.3.	Infraestruturas verdes como agente amenizador dos efeitos de ilhas de calor urbano 39	
2.2.4.	Fachada verde para atenuação do calor urbano	41
CAPÍTULO I – EFEITO DE UMA BIORRETENÇÃO DE PEQUENA ESCALA NO CONTROLE QUANTITATIVO E QUALITATIVO DO ESCOAMENTO PLUVIAL ORIUNDO DE UMA VIA DE TRÁFEGO		
45		
1	INTRODUÇÃO.....	47
2	MATERIAL E MÉTODOS	50
2.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	50
2.2	DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO.....	52
2.2.1	Montagem e instalação da célula de biorretenção	52
2.2.2	Área de contribuição da via de tráfego e sistema de drenagem	55
2.3	MONITORAMENTO QUALITATIVO	59
2.3.1	Captação e coleta de amostras.....	59
2.3.2	Avaliação da qualidade da água.....	62
2.3.3	Avaliação da qualidade do solo/substrato de solo.....	64
2.4	MONITORAMENTO QUANTITATIVO	64
2.4.1	Volume de precipitação, escoamento e drenagem	65
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	67
3.1	CARACTERIZAÇÃO DOS EVENTOS DE PRECIPITAÇÃO.....	67
3.2	MONITORAMENTO QUALITATIVO	69
3.2.1	Avaliação da qualidade da água.....	69
3.2.1.1	<i>Parâmetros físico-químicos</i>	<i>70</i>
3.2.1.2	<i>Parâmetros microbiológicos</i>	<i>76</i>
3.2.1.3	<i>Deteção da presença de nutrientes inorgânicos.....</i>	<i>77</i>

3.2.2	Avaliação da qualidade do solo/substrato de solo	79
3.2.3	Avaliação da qualidade da água e a legislação brasileira.....	82
3.3	MONITORAMENTO QUANTITATIVO	83
3.3.1	Volume de escoamento e drenagem	83
4	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	87
	REFERÊNCIAS	89
	CAPÍTULO II – THERMAL PERFORMANCE OF A LOW-COST GREEN FACADE IN THE SURFACE TEMPERATURE OF A SOCIAL INTEREST HOUSING	92
1	INTRODUCTION	93
2	METODOLOGY	95
2.1	CLIMATE CHARACTERISTICS OF THE STUDY AREA	95
2.2	BUILDING ASPECTS AND THE GREEN FACADE.....	96
2.3	GREEN FACADE MONITORING.....	99
2.3.1	Wall-surface temperature monitoring	100
2.3.2	Weather Monitoring	101
2.3.3	Infrared and photographic monitoring.....	101
2.4	DATABASE THERMAL ANALISYS	102
2.4.1	Typical thermal week and typical thermal day	102
2.4.2	Thermal difference.....	103
2.4.3	Heat flow	104
3	RESULTS AND DISCUSSION	106
3.1	GREEN FACADE MONITORING.....	106
3.1.1	Climatic and wall-surface temperature monitoring	106
3.1.2	Regular photographic monitoring	107
3.1.3	Infrared photographic monitoring	108
3.2	DATABASE THERMAL ANALISYS	110
3.2.1	Typical thermal week.....	110
3.2.2	Typical thermal day	112
3.2.3	Thermal difference.....	115
3.2.4	Heat Flow	117
4	DISCUSSION AND CONCLUSIONS	122
	REFERENCES	124
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	127
	REFERÊNCIAS GERAIS	129

1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas vêm sendo apontadas como um dos mais desafiadores problemas futuros a serem enfrentados nas cidades, devido a impactos significativos, como inundações, ondas de calor, escassez de água, entre outros, e podem comprometer a saúde pública, reduzir a produtividade e colocar cidades na disputa pela água (EEA, 2012). Na América Latina mais de 80% da população já ocupa áreas urbanas (UNITED NATIONS, 2018), o que é preocupante, uma vez que, em países em processo de desenvolvimento econômico, como no caso do Brasil, é comum a presença de grandes concentrações populacionais em pequenas áreas sem realização de planejamento urbano (TUCCI; BERTONI, 2003).

Historicamente, as mudanças no balanço hidrológico em centros urbanos são contornadas com a instalação de sistemas de drenagem que conduzem a água para fora das áreas de maior interesse social e econômico de forma rápida (CIRIA, 2015). Entretanto, tais medidas são apenas mitigadoras e não solucionam efetivamente o problema, somente o transfere para regiões a jusante da bacia, possibilitando inundações e a contaminação dos corpos hídricos receptores (TUCCI; PORTO; BARROS, 1995).

Quando estruturas de concreto com baixa refletância passam a substituir parte da vegetação e formar centros urbanos, a região tende a sofrer também com problemas relacionados a mudança das características climáticas locais (ALEXANDRI; JONES, 2008; CUCE, 2017), como o aumento da temperatura e outras alterações em áreas urbanas, conhecidas como ilha de calor urbano (ALEXANDRI; JONES, 2008). Esse efeito, além de apresentar alto impacto ambiental, gera desconforto térmico, aumentando a necessidade de utilização de aparelhos elétricos para resfriamento interno das moradias e, ainda, pode causar problemas de saúde na população (KOLOKOTRONI et al., 2012; SMITH et al., 2017).

Na perspectiva de guiar o desenvolvimento urbano fornecendo uma estrutura para o crescimento econômico e redução de impactos, insere-se o conceito de infraestruturas verdes. Essa abordagem conceitua a integração entre a urbanização, a conservação da natureza e a promoção da saúde pública (TZOULAS et al., 2007). Uma infraestrutura verde pode ser considerada uma estrutura que integre espaços verdes e sistemas construídos, como telhados verdes, paredes verdes, corredores verdes, biorretenções, zonas úmidas, entre outros, e que juntos podem contribuir para a resiliência dos ecossistemas e trazer benefícios para o bem-estar humano (DEMUZERE et al., 2014a; SUN; CHEN, 2017).

Nesse sentido, os princípios de preservação da paisagem natural podem ser empregados para promover a sustentabilidade na drenagem pluvial urbana, tratando as águas pluviais como

recurso e não como um produto ou resíduo (EPA, 2009). Uma das propostas que vem avançando neste sentido é a abordagem conhecida como Desenvolvimento de Baixo Impacto (DBI) ou, internacionalmente, *Low Impact Development* (LID). O objetivo principal do DBI é buscar a manutenção de processos hidrológicos de pré-urbanização de um determinado local, por meio de emprego de técnicas de infiltração, armazenamento, filtração, evapotranspiração e detenção do escoamento na fonte onde foi gerado. Algumas das estruturas mais empregadas para atingir os objetivos do DBI são pavimentos permeáveis, trincheiras de infiltração, biorretenção, reservatórios de detenção e telhados verdes (EPA, 2014).

Biorretenções, especificamente, são rasas depressões vegetadas dispostas em diferentes posições na paisagem, que recebem e reduzem o escoamento pluvial urbano (CIRIA, 2015). Também conhecidas como jardins de chuva, as biorretenções funcionam em escala local gerenciando as águas pluviais na região próxima de onde ocorreu a precipitação, capturando, desacelerando e filtrando o escoamento, permitindo a alimentação dos aquíferos subterrâneos (EPA, 2014). A água proveniente de drenagem urbana pode carregar consigo poluentes, como óleos e graxas, químicos e fertilizantes. Por esse motivo, solos de engenharia (camadas de cascalho e areia) e vegetação são usados nesse tipo de sistema, contribuindo com o desempenho do tratamento qualitativo da água interceptada (CIRIA, 2015; CLARK; ACOMB, 2008).

Relativamente aos impactos da urbanização na temperatura local, o uso de fachadas verdes como proteção solar de edificações pode ser um método eficaz para reduzir as temperaturas de uma superfície construída, contribuindo de forma positiva para a redução da temperatura no meio urbano (KOYAMA et al., 2013). Essas estruturas também têm capacidade de filtrar poluentes aéreos, melhorar a qualidade do ar (KÖHLER, 2008) e minimizar a poluição sonora (WONG et al., 2010), além de atuar na redução da temperatura das superfícies construídas (ALEXANDRI; JONES, 2008; HUNTER et al., 2014; KÖHLER, 2008; KOYAMA et al., 2013; SAFIKHANI et al., 2014; WONG et al., 2009). Por estes motivos, e por ser uma solução de baixo custo, fachadas verdes estão sendo amplamente adotadas para proteção solar de paredes externas de edificações (CUCE, 2017; KOYAMA et al., 2013).

Assim, a abordagem de infraestruturas verdes se mescla com a abordagem de desenvolvimento urbano de baixo impacto, como sugerido por (RHEA et al., 2015). Nesse trabalho são apresentados os resultados obtidos a partir de dois experimentos (biorretenção e fachada verde) avaliados por meio de monitoramento o desempenho dessas estruturas no controle quali-quantitativo do escoamento pluvial e nos aspectos térmicos de edificações, respectivamente.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho de infraestruturas verdes no meio urbano por meio da utilização de uma fachada verde e uma biorretenção.

1.1.2 Objetivos Específicos

De forma mais específica, objetiva-se:

- Avaliar o desempenho de uma biorretenção de pequena escala no controle quantitativo e qualitativo do escoamento pluvial oriundo de uma via de tráfego. Para isso as seguintes atividades foram realizadas:
 - a. Dimensionamento e instalação de uma biorretenção de pequeno porte;
 - b. Dimensionamento e construção de um sistema de isolamento de área para drenagem urbana em via de tráfego;
 - c. Monitoramento quali-quantitativo do sistema de biorretenção;
 - d. Tratamento e análise de dados de monitoramento quantitativo do escoamento pluvial direcionado à biorretenção; e,
 - e. Tratamento e análise de dados de monitoramento qualitativo do escoamento pluvial direcionado à biorretenção.
- Avaliar o desempenho térmico de uma fachada verde de baixo custo na melhoria termoenergética de uma edificação unifamiliar de interesse social. Para isso, as seguintes atividades foram realizadas:
 - a. Instalação de sistema automático de monitoramento de temperatura ambiente e temperatura superficial em uma parede com proteção solar vegetal e outra sem;
 - b. Obtenção de imagens térmicas em infravermelho para a verificação do comportamento térmico de infraestrutura verde em diferentes horários;
 - c. Tratamento e análise de dados de temperatura ambiente, interna e externa da edificação;
 - d. Tratamento de imagens termais; e,
 - e. Análise térmica do efeito da fachada verde sobre a parede protegida.

1.2 ORGANIZAÇÃO TEXTUAL

Este trabalho encontra-se dividido em cinco itens. Eles incluem: 1. Introdução; 2. Revisão de Literatura; Capítulo I. Efeito de uma biorretenção de pequena escala no controle quantitativo e qualitativo do escoamento pluvial oriundo de uma via de tráfego; Capítulo II. *Thermal performance of a low-cost green facade in the surface temperature of a social interest housing*; e 3. Considerações finais.

A Introdução apresenta, de modo geral, o processo de desenvolvimento urbano, alguns de seus impactos e possíveis métodos dentro do conceito de infraestruturas verdes que promovem um desenvolvimento mais sustentável. De modo mais específico, são apresentadas, alternativas de infraestruturas verdes do tipo biorretenção e fachada verde, juntamente com as propostas dos projetos de pesquisa e objetivos apresentadas nesse documento.

A Revisão da literatura aborda assuntos que constroem a temática estudada, como o processo de urbanização, seus impactos no ciclo hidrológico e na temperatura urbana; métodos de desenvolvimento urbano de baixo impacto e infraestruturas verdes; aspectos gerais sobre técnicas de drenagem, biorretenções e fachadas verdes. Por fim, é apresentada uma síntese dos resultados de algumas pesquisas relacionadas aos objetivos desse projeto.

Os dois itens seguintes (Capítulo I e Capítulo II) assumem um caráter de artigo e refletem no produto desta pesquisa, sendo que o Capítulo I apresenta estudo com uma biorretenção de pequena escala utilizada para recepção de parcela de volume de drenagem urbana gerado sobre uma pista asfáltica de tráfego moderado. O Capítulo II, redigido em língua inglesa, apresenta estudo térmico realizado com uma fachada verde. Cada um dos capítulos é estruturado em: Introdução; Material e Métodos; Resultados e Conclusões e recomendações.

2 REVISÃO DA LITERATURA

A revisão da literatura abrange assuntos relacionados a essa pesquisa. Primeiramente são definidos os impactos gerais do processo de urbanização, com enfoque no ciclo hidrológico, drenagem urbana e ilhas de calor urbano. Em seguida, métodos de desenvolvimento urbano de baixo impacto são apresentados, com a atuação de infraestruturas verdes como principal conjunto de técnicas mitigadoras.

2.1 O PROCESSO DE URBANIZAÇÃO E SEUS IMPACTOS

Urbanização refere-se à grande concentração populacional em áreas distintas, levando à transformação de terras para fins residenciais, comerciais, industriais e de transporte. Nas últimas décadas, o desenvolvimento urbano aumentou significativamente, e a tendência é que siga crescendo (EPA, 2012). Mais da metade da população mundial (55%) já reside em áreas urbanas, entretanto, os níveis de urbanização são variados em diferentes regiões geográficas. Na América do Norte (Estados Unidos e Canadá), por exemplo, 82% da população vive em áreas urbanas e na América Latina e Caribe essa taxa chega aos 81%. Por outro lado, na Ásia, 50% da população é considerada urbana, enquanto que na África, região predominantemente rural, a população urbana não passa dos 43% (UNITED NATIONS, 2018).

Em grandes escalas (continental, nacional), esse processo parece não afetar significativamente a cobertura do solo, porém, sua pegada ecológica é considerável. Isso significa que, mesmo pequenas áreas em desenvolvimento urbano, podem causar significativos impactos nos ecossistemas de rios (EPA, 2012).

O processo de urbanização das cidades brasileiras é definido como intenso e desorganizado, gerando problemas de infraestrutura urbana (TUCCI, 2002). A urbanização tradicional altera as características locais das cidades e dos arredores (TZOULAS et al., 2007), através da impermeabilização do solo, desmatamento, geração de resíduos sólidos, poluição e canalização e retificação de corpos hídricos. Tais fatores, somados à ausência de planos urbanísticos específicos e à falta de aplicação de legislações vigentes, geram impactos econômicos, sociais e ambientais afetando a qualidade de vida da população (TUCCI, 2002).

Quando a chuva cai em uma paisagem natural, a água se infiltra no solo, evapora, é absorvida pelas plantas e retorna à atmosfera a partir de sua transpiração ou atinge os corpos hídricos. Esses estágios do ciclo hidrológico podem ser impedidos quando o uso do solo é alterado pelo desenvolvimento urbano (CIRIA, 2015). Quando uma parcela excessiva de água

da chuva não pode infiltrar no solo devido à sua impermeabilização, os riscos de inundações são severos (EEA, 2012).

Além disso, a substituição da vegetação natural por superfícies e construções artificiais cria microclimas diferenciados que alteram a temperatura, a umidade, a direção do vento e os padrões de chuva. A grande quantidade de superfícies impermeáveis presentes nas áreas urbanas é capaz de armazenar e refletir uma enorme quantidade de radiação solar, causando elevação da temperatura nas cidades, em comparação com a região circundante (EEA, 2012; OKE, 1981). Estudos relacionam o aumento das áreas impermeáveis e a diminuição de áreas verdes com o aumento da temperatura urbana, processo que pode ser acelerado pelo calor liberado de veículos, aparelhos de ar condicionado e outras fontes (NONOMURA; KITAHARA; MASUDA, 2009).

Pesquisas demonstram que se a forma como as áreas urbanas são projetadas e gerenciadas, os problemas relacionados ao escoamento pluvial irão piorar. Ainda, as projeções das mudanças climáticas mostram que é provável que chuvas fortes e inundações se tornem mais frequentes (CIRIA, 2015), o que intensifica a necessidade de cidades repensarem seu processo de desenvolvimento e crescimento urbano. Além disso, no âmbito das mudanças climáticas e do aquecimento urbano, edifícios e infraestruturas (existentes e futuros) necessitam de intervenções, e de revisão de projetos de construção para isolar melhor o calor (EEA, 2012). Assim, o processo de urbanização como temos hoje deve ser repensado, bem como as infraestruturas urbanas tradicionais, os materiais utilizados, estruturas de rodovias e de drenagem urbana.

2.1.1 Impacto urbano no ciclo hidrológico

O processo de urbanização transforma a paisagem através da remoção de vegetação, alteração da topografia e das características do solo através da retirada e compactação da terra durante a construção, e substituindo as superfícies permeáveis por impermeáveis (RHEA et al., 2015), modificando significativamente o meio ambiente, com impactos significativo no ciclo hidrológico. Aspectos fundamentais da urbanização que afetam a hidrologia incluem: a diminuição da infiltração com consequente aumento do escoamento superficial; maior rapidez de escoamento em córregos, via sistemas de drenagem de águas pluviais; e a remoção da vegetação gera a diminuição dos processos de evapotranspiração (EPA, 2012). Como consequência, a quantidade de recarga de água subterrânea é reduzida enquanto o volume e a taxa de escoamento superficial são aumentados (PWD, 2014).

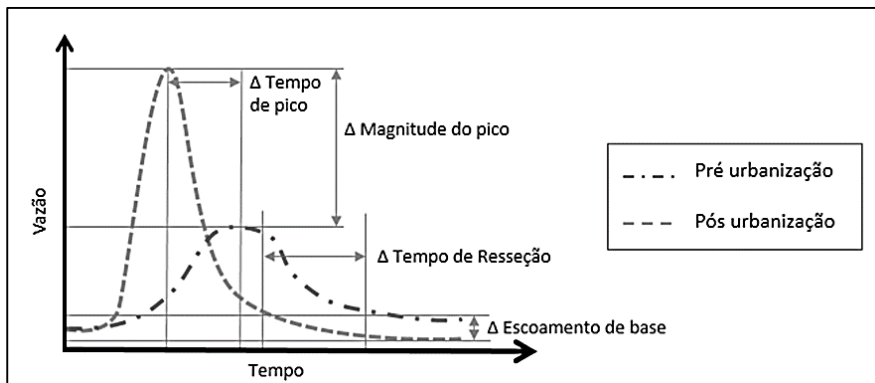
Possivelmente, a característica que melhor define os fluxos do escoamento pluvial no meio urbano é o aumento na quantidade e na rapidez do escoamento superficial. Superfícies impermeáveis (telhados, pavimentos, estradas) associadas à urbanização reduzem a infiltração e a evapotranspiração na área da bacia hidrográfica. Simultaneamente, ocorre aumento da precipitação e a conversão direta das chuvas em escoamento superficial, alterando as vias pelas quais a água (e quaisquer contaminantes associados) atingem os corpos hídricos (EPA, 2012). Essas alterações podem aumentar a carga de sedimentos, nutrientes e outros poluentes em corpos hídricos durante eventos de tempestades (RHEA et al., 2015).

Em área urbanizada, o volume de escoamento superficial tende a aumentar durante os eventos de precipitação, em comparação com bacias subdesenvolvidas ou rurais (RHEA et al., 2015), onde parte do fluxo é retido pela vegetação e infiltra no solo, enquanto que o restante escoar sobre a superfície de forma gradual (TUCCI; PORTO; BARROS, 1995). Por esse motivo, os córregos em bacias urbanas geralmente apresentam um hidrograma mais acentuado, com maiores picos de vazão e maior rendimento de água por unidade de precipitação. Para uma mesma bacia, o pico da vazão pode aumentar até seis vezes após o processo de urbanização (TUCCI, 2002). O aumento das vazões gera erosão e assoreamento do canal, alterando sua morfologia, levando a mudanças, como aumento da largura do canal, aumento do corte descendente e redução da estabilidade das margens (EPA, 2012).

A Figura 1 apresenta o hidrograma hipotético de uma determinada bacia hidrográfica antes e após ela sofrer os efeitos do processo de urbanização tradicional. No hidrograma de pós-urbanização é possível observar o aumento da vazão máxima com a antecipação do pico de vazão, diminuição do tempo de pico, e o aumento do volume do escoamento superficial (TUCCI; PORTO; BARROS, 1995). Assim, os efeitos da urbanização são refletidos sobre todo o aparelhamento urbano referente à drenagem pluvial.

Historicamente, o manejo de águas pluviais urbanas consiste em coletar o escoamento de águas pluviais o mais rápido possível, removê-lo da superfície e descartá-lo diretamente nos cursos de água ou, em alguns casos, transportá-lo para tratamento e posteriormente descarregá-lo em rios (PWD, 2014). Entretanto, em caso de infraestruturas de drenagem subdimensionadas, insuficientes ou bloqueadas, o escoamento passa a ser problemático, causando inundações, transbordamento de esgotos e mistura entre conexões cruzadas de sistemas de esgoto e drenagem supostamente separadas (RHEA et al., 2015).

Figura 1 - Hidrograma hipotético de escoamento após um evento de precipitação intensa em cenários de pré e pós-urbanização



Fonte: Adaptado de (EPA, 2012).

Outros problemas relacionados à mudança do ciclo hidrológico urbano incluem: o aumento da temperatura da água dos corpos hídricos receptores devido à transferência de calor de superfícies impermeáveis para o escoamento de águas pluviais durante o escoamento superficial. Ainda, a carga poluente que chega aos corpos hídricos pode ser aumentada durante eventos de chuva, com altas cargas de sedimentos, nutrientes, pesticidas, metais, poluentes orgânicos, óleos e graxas (EPA, 2012).

2.1.2. O processo de urbanização e as ilhas de calor urbano

O aumento significativo na temperatura urbana tem sido relatado globalmente por diversas cidades. Em diferentes locais, a temperatura urbana tem aumentado continuamente e com uma disparidade cada vez maior, tornando-se evidente a diferença entre as temperaturas urbana e rural (NONOMURA; KITAHARA; MASUDA, 2009; SUN; CHEN, 2017). Esse fenômeno é provocado principalmente pela constante expansão das cidades e o aumento do uso de materiais sólidos com alto potencial de absorção de calor, que são fatores que contribuem significativamente para o efeito de ilhas de calor urbano (MOHAJERANI; BAKARIC; JEFFREY-BAILEY, 2017).

A ilha de calor urbano é resultado observado nas diferenças de equilíbrio de energia entre a área urbana e a área rural (OKE, 1982). Isso ocorre pois as áreas urbanas com suas estruturas e pavimentos têm grande capacidade de armazenamento térmico e, por consequência, a temperatura nas superfícies torna-se muito mais elevada do que a temperatura ambiente

(KOYAMA et al., 2013; TAKEBAYASHI; MORIYAMA, 2007). Além disso, a radiação solar absorvida (onda curta) pelas superfícies construídas retorna à atmosfera em forma de calor com atraso de algumas horas (onda longa), levando ao aumento da temperatura nas cidades à noite (OKE, 1981).

Os impactos do aquecimento urbano têm sido amplamente estudados e identificados no aumento do consumo de energia e em picos de demanda de eletricidade durante as estações mais quentes, que exigem resfriamento interno em construções (KOLOKOTRONI et al., 2012; OKE, 1982; SANTAMOURIS et al., 2001; SMITH et al., 2017). Entre os problemas gerados pelas ilhas de calor urbano podem ser citados desconforto térmico, problemas de saúde (KOLOKOTRONI et al., 2012; MOHAJERANI; BAKARIC; JEFFREY-BAILEY, 2017; NONOMURA; KITAHARA; MASUDA, 2009; SMITH et al., 2017) e gastos energéticos para refrigeração de ambientes com consequente aumento na liberação de Dióxido de Carbono (KOLOKOTRONI et al., 2012). Por estes motivos, áreas intensamente urbanizadas necessitam urgentemente de soluções efetivas, de baixo custo e ambientalmente amigáveis que auxiliem no controle térmico local (CUCE, 2017), e que conduzam ao bem-estar e a saúde da população em cidades (MOHAJERANI; BAKARIC; JEFFREY-BAILEY, 2017).

Assim, o planejamento voltado para a urbanização sustentável é a chave para o desenvolvimento urbano bem sucedido (UNITED NATIONS, 2018). Nonomura, Kitahara e Takuro Masuda, (2009) sugerem que ações eficazes de melhoria ambiental sejam iniciadas em áreas ainda em processo de urbanização devido à possibilidade de uma aceleração na degradação do ambiente térmico com o aumento da urbanização. Estudos sugerem que o uso de diversas técnicas mitigadoras de impactos combinadas entre si é a estratégia mais eficaz para reduzir o calor urbano. Existem muitos métodos sendo pesquisados, e estudos são necessários para essas infraestruturas em todas as estações do ano, para garantir o melhor efeito mitigador possível (MOHAJERANI; BAKARIC; JEFFREY-BAILEY, 2017).

2.2. TÉCNICAS DE DESENVOLVIMENTO URBANO SUSTENTÁVEL

À medida que o mundo continua a se urbanizar, o desenvolvimento sustentável depende cada vez mais da gestão bem-sucedida do crescimento urbano, especialmente em países de baixa e média-baixa renda, onde a urbanização mais acelerada é esperada entre 2018 e 2050. Políticas integradas para melhorar a qualidade de vida são necessárias tanto para a população urbana quanto rural, fortalecendo as ligações entre as duas áreas e construindo laços econômicos, sociais e ambientais (UNITED NATIONS, 2018).

Com foco na mitigação de impactos negativos de desenvolvimento urbano sobre a qualidade de vida da população e o meio ambiente, novas estratégias de gerenciamento de águas pluviais vêm sendo desenvolvidas. São sistemas ecológicos, naturais ou projetados, que atuam como infraestrutura viva (plantas, microrganismos) e vêm sendo adotados em âmbito global. Esses sistemas podem ser denominados Infraestruturas Verdes (EFC, 2010) ou fitotecnologias (FLETCHER et al., 2014).

Infraestruturas verdes são sistemas vegetados em áreas urbanas fornecedores de serviços ecossistêmicos, que geram ambientes saudáveis e benefícios de saúde física e mental à população diretamente atingida (TZOULAS et al., 2007). Uma infraestrutura verde pode produzir múltiplos benefícios com um único investimento. Esses benefícios incluem: melhoramento da qualidade da água pluvial (pelo processo de infiltração); redução do uso de água de abastecimento (aproveitamento de água da chuva); recarga de água subterrânea; mitigação do risco de inundação para pequenas tempestades; aumento da resiliência aos impactos da mudança climática, como chuvas mais pesadas e temperaturas mais altas; redução da poluição atmosférica particulada; redução da temperatura do ar em áreas urbanizadas; redução do uso de energia e emissões associadas de gases de efeito estufa; aumento ou melhoria do habitat da vida selvagem; melhoria da saúde pública pela redução da poluição do ar e aumento da atividade física; maior espaço de recreação; melhoria da estética da comunidade; redução em custos com projetos de drenagem e remediação de impactos; criação de um novo ramo de atuação profissional (EPA, 2014).

A integração de vegetação a construções urbanas é um conceito relativamente novo em projetos de engenharia, que promove a ideia de abordar questões estéticas, energéticas (SUSOROVA et al., 2013), de minimização de ruídos (WONG et al., 2010), manutenção da temperatura urbana, recreação e conservação da biodiversidade (ZARDO et al., 2017). Estratégias de infraestrutura verde também podem envolver o aumento das áreas verdes com alternativas flexíveis, econômicas e de fácil aplicação, focadas na redução de impactos oriundos das mudanças climáticas. Essa abordagem é uma alternativa às infraestruturas maciças cinzentas tradicionais em centros urbanos (ZARDO et al., 2017).

Além disso, a adoção de infraestruturas verdes pode ser uma aliada a construções novas ou antigas, e a espaços urbanos que sofrem com intenso aquecimento por radiação solar (SANTAMOURIS; SYNNEFA; KARLESSI, 2011; ZARDO et al., 2017). Também, o manejo superficial das águas a partir de técnicas sustentáveis de drenagem, pode ajudar a reduzir as temperaturas no verão, além de fornecer habitat para a flora e a fauna (CIRIA, 2015).

2.2.1. Infraestruturas verdes atuando no controle do escoamento pluvial

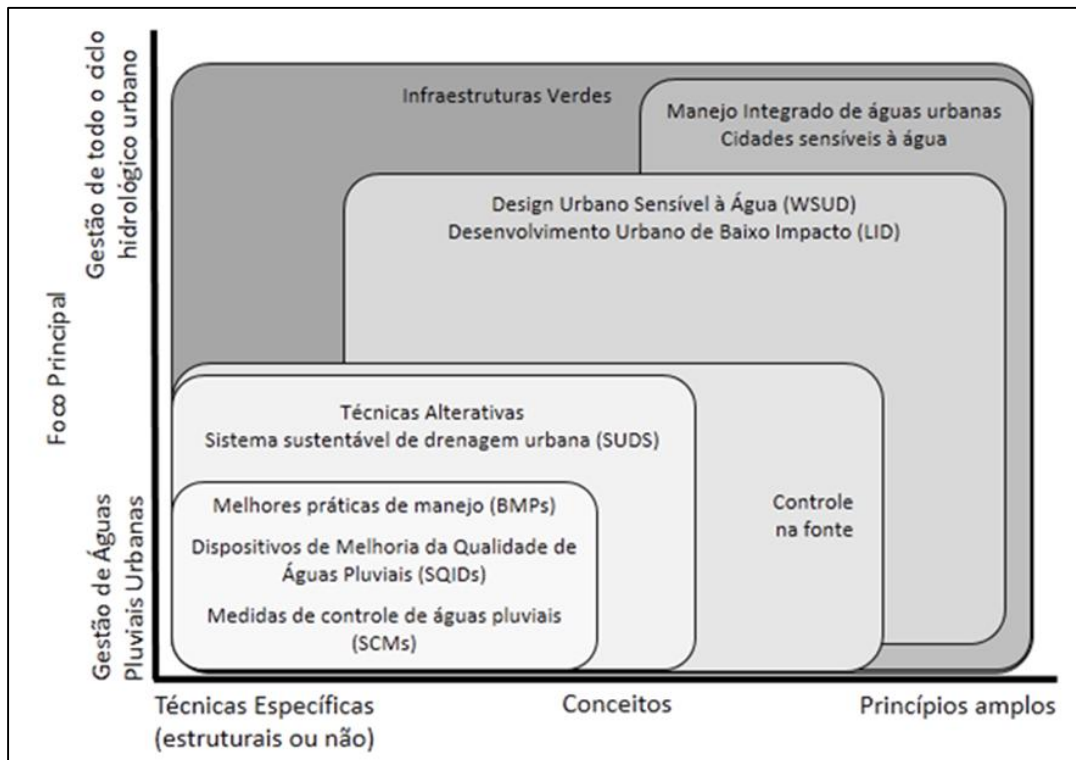
O conceito de drenagem urbana vem sofrendo mudanças significativas nas últimas décadas. Inicialmente, a abordagem focava na mitigação de inundações e proteção da saúde humana, com a retirada da água do meio urbano como principal objetivo. Atualmente, a abordagem é mais ampla, na qual passaram a ser consideradas questões ambientais, sanitárias, sociais e econômicas (CIRIA, 2015; FLETCHER et al., 2014).

Globalmente, sistemas de gestão de águas pluviais evoluíram com um olhar sobre a redução dos impactos negativos da impermeabilização das superfícies nas áreas urbanas. Várias terminologias passaram a ser adotadas para descrever diferentes (e ainda similares) sistemas e estratégias sustentáveis de gerenciamento de águas pluviais, como: *Best management practices* – BMP (Melhores práticas de manejo); *Stormwater control measures* – SCMs (Medidas de controle de águas pluviais); *Water sensitive urban design* – WSUD (Design urbano sensível à água); *Sustainable urban drainage systems* – SUDS (Sistema sustentável de drenagem urbana); *Low impact development* (ou *Low impact design*) – LID (Desenvolvimento urbano de baixo impacto); e *Green Infrastructures* – GI (Infraestruturas verdes), que engloba todos os termos anteriores (FLETCHER et al., 2014), ou ainda *Blue Infrastructures* – BI (infraestruturas azuis) para infraestruturas verdes com propósitos especificamente hídricos (ASHLEY et al., 2018; DEMUZERE et al., 2014b). Essas classificações e a amplitude de cada uma pode ser observada na Figura 2

A infraestrutura verde, quando focada especificamente na drenagem urbana, visa gerenciar as águas pluviais para controle de inundações e melhora na qualidade da água (EPA, 2016). Os elementos da infraestrutura verde são planejados e gerenciados visando o controle de águas pluviais, mas também fornecem benefícios sociais, econômicos e ambientais (EFC, 2010), uma vez que seu princípio central engloba o uso de sistemas vegetados para fornecer os serviços ecossistêmicos desejados (FLETCHER et al., 2014).

Ao proporcionar que o ciclo natural da água seja o mais próximo do período de pré-urbanização, as práticas de baixo impacto protegem os corpos hídricos a jusante de impactos adversos, como entrada de água rica em poluentes e erosão e assoreamento dos canais, prejudicando a vida aquática (EPA, 2007). Entre os sistemas de drenagem tipo Infraestruturas Verdes, podem ser citados os seguintes: Telhados verdes; Biorretenções (ou jardins de chuva); Trincheiras de infiltração; Bacias de retenção; Pavimentos permeáveis e Cisternas.

Figura 2 - Potencial classificação de técnicas de drenagem urbana, de acordo com sua especificidade e seu foco primário



Fonte: Adaptado de FLETCHER et al. (2014).

Infraestruturas verdes vêm sendo adotadas em diversas localidades nos mais variados climas para o gerenciamento das águas pluviais na fonte (drenagem na fonte) (CIRIA, 2015; EEA, 2018; EPA, 2016). Técnicas como pavimento permeável, biorretenções, trincheiras de infiltração e telhados verdes usam os processos naturais associados a solos e vegetação para capturar, desacelerar e filtrar o escoamento, muitas vezes permitindo a recarga de água subterrânea. Outras técnicas como reservatórios de chuva e cisternas coletam e armazenam água para uso posterior (EPA, 2016). Na Figura 3 são apresentadas imagens de diferentes tipos de Infraestruturas Verdes com foco na drenagem urbana em diferentes locais no Brasil e no Mundo.

Os impactos negativos da urbanização na hidrologia das bacias e nos ecossistemas aquáticos motivam o manejo restaurativo com técnicas sustentáveis (RHEA et al., 2015). Em áreas onde o desenvolvimento urbano ainda não está consolidado, uma opção de conceito a ser adotado é o princípio de desenvolvimento urbano de baixo impacto (LID). Essa estratégia reúne técnicas de engenharia que realizam o controle pluvial junto à fonte onde é gerado (estradas, telhados, áreas pavimentadas), minimizando (ou mesmo eliminando) os volumes e vazões

escoados superficialmente, visando a menor geração de impacto possível devido à impermeabilização do solo e buscando um comportamento hidrológico semelhante ao existente em realidade pré-urbanização (TASSI et al., 2014). Algumas técnicas de LID promovem o uso de plantas e microrganismos, que podem efetivamente remover nutrientes, patógenos e metais das águas pluviais (EPA, 2007).

Áreas intensamente urbanizadas, ou grandes centros, são muitas vezes limitados em espaço para adoção de técnicas alternativas. Assim, para viabilizar a adoção de técnicas onde os espaço é restrito, projetistas podem recorrer a estruturas do tipo telhados verdes, pavimentos permeáveis e cisternas subterrâneas (EPA, 2016).

Figura 3 - Técnicas de Infraestruturas verdes adotadas em diferentes locais

	
Biorretenção em Laguna, Santa Catarina, Brasil	Telhado verde sobre casa-barco, Paris, França
	
Pavimento permeável vegetado em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil	Biorretenção em New Haven, Connecticut, Estados Unidos
	
Telhado Verde como extensão de área de lazer sobre supermercado em Amsterdam, Holanda	Área de telhado com horta (base) e coleta de água da chuva com sistema de infiltração (lateral direita), Paris, França

Em alguns casos, a criação de instalações de infraestrutura verde compartilhada (duas ou mais técnicas em um mesmo local) pode permitir que propriedades individuais atendam ao gerenciamento de águas pluviais (EPA, 2016). Inclusive, é comum que os projetos incorporem mais de uma prática para fornecer tratamento integrado para o escoamento de um local. Integrar pequenas práticas ao longo de um local, em vez de usar apenas uma técnica para controle de escoamento, é a base da abordagem de desenvolvimento de baixo impacto (EPA, 2007).

A implementação de práticas integradas de drenagem urbana pode resultar em melhor desempenho ambiental e, ao mesmo tempo, reduzir os custos em comparação com as abordagens tradicionais de gerenciamento de águas pluviais. A redução de custos é avaliada considerando que o volume total de escoamento a ser gerenciado pelo sistema de drenagem será minimizado devido ao processo de infiltração e evapotranspiração proporcionado pela infraestrutura verde (EPA, 2007). Além disso, um local bem projetado com sistemas sustentáveis de drenagem, pode oferecer lugares muito mais atraentes para se viver e trabalhar, e isso, com o tempo, deve levar a propriedades imobiliárias com maior valor agregado (CIRIA, 2015).

Este estudo adotou uma célula de biorretenção como técnica de drenagem na fonte. Desse modo, a seguir, será apresentada uma breve revisão da literatura relacionada especificamente a esse tipo de estrutura.

2.2.2. Biorretenção para o controle do escoamento pluvial

Muitas pesquisas vêm sendo conduzidas avaliando biorretenções para diversos fins, como o potencial de captura de escoamento de águas pluviais (BASDEKI; KATSIFARAKIS; KATSIFARAKIS, 2016, 2017; DANIEL JR., 2013; GUO; LUU, 2015), melhoria da qualidade da água (BJÖRKLUND; LI, 2017; HOUDESHIEL et al., 2015; KAVEHEI et al., 2018; LIU et al., 2015; RILEY et al., 2018) e redução do pico de fluxo (GUO; LUU, 2015; HESS; WADZUK; WELKER, 2017; MIAO; HAN; HASHEMI, 2019; YUAN; DUNNETT, 2018; YUAN; DUNNETT; STOVIN, 2017).

As biorretenções são unidades compostas basicamente por um conjunto de camadas, responsáveis por realizar o tratamento do escoamento pluvial. A biorretenção (ou bacia de biorretenção) tem volume projetado para absorver a água da chuva drenada de áreas externas, como telhados, estradas, passeios e áreas de gramado compactadas, visando minimizando os impactos relacionados ao escoamento superficial de águas pluviais – como erosão, poluição de

corpos hídricos, inundações e redução no volume de águas em sistemas de drenagem (CLARK; ACOMB, 2008; EPA, 2009).

Na superfície, a biorretenção deve receber vegetação, que é utilizada para reduzir a exportação de nutrientes através da absorção, filtragem e adsorção das raízes e ainda aumenta a capacidade de infiltração do solo. Além disso, a presença de vegetação reduz a velocidade do escoamento (CLARK; ACOMB, 2008) e, com isso a erosão.

Abaixo da vegetação, a biorretenção possui um leito filtrante. Ao passar por essa camada, o escoamento é filtrado, e poluentes são capturados via processos de filtração física de sólidos e/ou troca catiônica de poluentes dissolvidos. Embora a acumulação e a remoção de poluentes possam ser motivo de preocupação, os poluentes são tipicamente capturados no horizonte superior da biorretenção e podem ser removidos pela substituição do substrato superficial (EPA, 2007).

Embora ao longo desse texto o termo biorretenção seja utilizado, outras terminologias são utilizadas para designar o mesmo tipo de sistema em diferentes regiões. Clark e Acomb (2008) consideram como “jardins de chuva” um projeto realizado em menor escala, em terreno de proprietário individual, com área de captação com extensão de até um lote. Para os autores, as bacias de biorretenção têm o mesmo propósito, porém com propriedade mais técnica, geralmente descreve projetos maiores em áreas comuns da comunidade, bem como em aplicações não residenciais. O Manual de Projetos de Ruas Verdes da Cidade da Filadélfia (PWD, 2014), por outro lado, considera três variações de sistemas tipo biorretenção, são elas: jardim de chuva (*Stormwater planter*), com área isolada que recebe água de drenagem de áreas de passeio e rodovias; sarjeta verde (*Green Gutter*), sendo uma área vegetada, no mesmo nível da rodovia; e sistema de descarga de água da chuva (*Stormwater bump-out*), uma área limitada, abaixo do nível da rodovia (PWD, 2014).

De modo geral, os jardins de chuva, conforme o Manual de Projetos de Ruas Verdes da Cidade da Filadélfia (PWD, 2014), são áreas paisagísticas, localizadas em calçadas/passeios urbanos, projetadas para receber escoamento de águas pluviais por condutores hidráulicos, podendo haver uma ou mais entradas de água no sistema. O escoamento da calçada adjacente pode fluir diretamente para o jardim de chuva. Embora os sistemas possam ser projetados em uma variedade de formas e tamanhos, eles são tipicamente retangulares, com paredes laterais verticais nos quatro lados e fundo aberto. Este tipo de projeto possui limitação de espaço determinada pela largura de calçada para acomodar tanto a estrutura quanto a circulação de pedestres. Na Figura 4 é possível observar com detalhes um sistema de Jardim de chuva.

O sistema tipo Sarjeta Verde (Figura 5), equivale a uma faixa estreita e rasa ao longo da lateral externa de uma rodovia. Nesse tipo de projeto, o solo encontra-se ligeiramente abaixo do nível da rodovia, permitindo que o escoamento de águas pluviais da rua e da calçada flua diretamente para a calha verde. As sarjetas verdes podem ser projetadas para que a água infiltre e/ou flua para o sistema de drenagem tradicional existente. Diferentemente do sistema de jardim e chuva, ele não requer invasão na área da calçada, porém, deve-se considerar as condições de estacionamento e ciclovias existentes na rua e a largura da mesma (PWD, 2014).

Figura 4 – Sistema de jardim de chuva detalhado

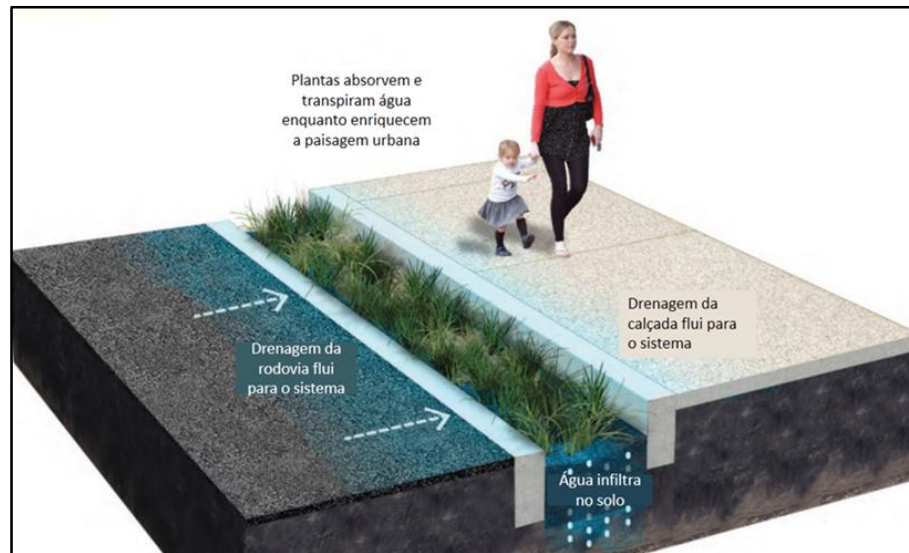


Fonte: Adaptado de PWD (2014).

O sistema de descarga de águas pluviais (*bump-outs*) é uma extensão do meio-fio bastante parecido com o projeto de sarjeta verde, porém com área drenante em sistema fechado. Ele pode possuir uma ou mais entradas que permitem o escoamento de águas pluviais da rua para dentro dos *bump-outs*. O escoamento da calçada adjacente pode fluir diretamente para o *bump-out* a partir da superfície. Esses sistemas são projetados para capturar a drenagem, reduzir a velocidade do escoamento e infiltrar a água da chuva dentro de uma área plantada ou em um leito de pedra abaixo da superfície. A água da chuva remanescente é armazenada temporariamente dentro da extensão do meio-fio até que ela se infiltre ou seja encaminhada

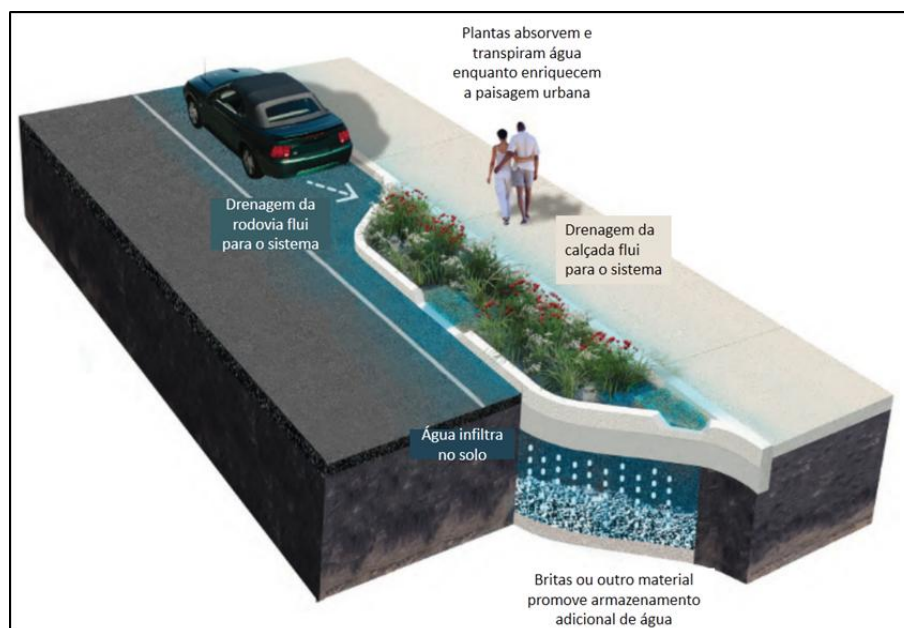
para o sistema de drenagem urbana (PWD, 2014). O projeto do sistema de descarga de água pluvial pode ser observado na Figura 6.

Figura 5 - Sistema de infiltração tipo Sarjeta Verde



Fonte: Adaptado de (PWD, 2014).

Figura 6 - Sistema de descarga (*bump-out*) de águas pluviais



Fonte: Adaptado de PWD (2014).

Entre os benefícios dos sistemas de biorretenção, no geral, podem ser citados: filtração da água de drenagem através do solo, melhorando a qualidade da água; redução dos escoamentos superficiais urbanos; redução dos picos de vazão; redução dos riscos de cheias e alagamentos (ALYASERI et al., 2017; CLARK; ACOMB, 2008; LI et al., 2018; PWD, 2014); fornecimento de um *buffer* físico entre os pedestres e a rua; melhora estética da paisagem urbana; podem ser dimensionados em diferentes moldes, encaixando-se conforme possível na região; aumentam a área verde da cidade (PWD, 2014).

Para dimensionar um sistema de biorretenção, deve-se considerar o tipo de solo local, a altura do lençol freático e a área de contribuição de drenagem, principalmente. Não há exigência de declive específico para biorretenção. Uma biorretenção não deve se encontrar a menos de 3 metros de uma edificação, devido a geração de possíveis problemas de infiltração (CLARK; ACOMB, 2008).

Para regiões áridas e semiáridas, Houdeshel et al. (2015) sugerem o uso de plantas nativas ou adaptadas à região, pois, mesmo que possuam menor potencial redutor de poluentes, essas não necessitam irrigação – em comparação com plantas de áreas úmidas, com maior potencial de fixação de nutrientes – e, portanto, forneceriam maiores serviços ecossistêmicos.

As bacias de biorretenção podem ser instaladas em várias escalas. O seu tamanho é determinado pela área de contribuição de drenagem. Dispositivos adicionais de drenagem devem ser instalados para o caso de chuvas intensas com volumes acima da chuva de projeto (CLARK; ACOMB, 2008). Além disso, faz-se necessária manutenção de rotina, como aparar, regar (durante as secas ou estiagens), capina e remoção de resíduos das entradas de tubulações (PWD, 2014). Os custos de manutenção previstos para biorretenções, em 1999, foram estimados em 5 e 7% dos custos de construção do sistema (EPA, 2007).

Uma biorretenção nova, apresenta, geralmente, alta capacidade de infiltração através de seu leito filtrante, uma vez que o número de vazios é alto. Ao longo do tempo, os vazios passam a ser preenchidos por materiais suspensos presentes na água de drenagem ou ainda pela matéria orgânica presente no sistema. O efeito de entupimento dos vazios, ou colmatagem, é responsável pela diminuição da capacidade de infiltração em biorretenções e outros sistemas de infraestruturas verdes de drenagem, assim, a taxa de infiltração de uma biorretenção encontra-se em decaimento constante (GUO; LUU, 2015). Por esses motivos, mostra-se essencial o investimento em técnicas de manutenção das biorretenções, visando a otimização do sistema ao longo do maior período possível.

Embora a adoção de biorretenções possa criar custos adicionais de obra em relação aos sistemas convencionais, ela pode ser compensada pela redução da infraestrutura convencional,

como tubulações condutoras, bocas de lobo etc. Os custos por acre para o sistema de biorretenções, de acordo com Clark e Acomb (2008), variam de US\$ 5.000 a US\$ 10.000 para áreas maiores e os custos por metro quadrado variam de US\$ 3,00 a US\$ 15,00. Em alguns casos, verificou-se que biorretenções podem gerar uma economia de 50% em relação aos sistemas convencionais para a drenagem total do local (CLARK; ACOMB, 2008).

2.2.3. Infraestruturas verdes como agente amenizador dos efeitos de ilhas de calor urbano

Ao contrário das questões referentes à drenagem urbana, não existe um sistema tradicional de gestão focado especificamente nos fatores de aquecimento urbano e infraestruturas verdes. Países pertencentes à União Europeia, no entanto, vêm buscando alternativas às mudanças climáticas e ao aquecimento urbano. A Estratégia de Infraestruturas Verdes, proposta pela Comissão Europeia, visa promover o desenvolvimento de infraestruturas verdes em toda a União Europeia – a nível regional, nacional e local – proporcionando benefícios econômicos, sociais e ecológicos – contribuindo para o desenvolvimento sustentável (EUROPEAN COMMISSION, 2016).

O efeito conhecido por Ilha de Calor Urbano (ICU), tem sua magnitude fortemente dependente das características individuais da cidade e sua geografia (BERGER, 2016). Porém, de modo geral, as ilhas de calor urbano são geradas a partir do excesso de calor gerado por atividades antropogênicas somado ao armazenamento de radiação solar em grandes massas térmicas, liberada lentamente em forma de calor (OKE, 1981).

Com a finalidade de se manter o equilíbrio térmicos em cidades, podem ser adotadas diversas estratégias, entre elas, as infraestruturas verdes (HUNTER et al., 2014; MERAL et al., 2018; SANTAMOURIS; SYNNEFA; KARLESSI, 2011). Existem diversos tipos de infraestruturas verdes capazes de amenizar os efeitos de ilhas de calor urbano, como telhados verdes, fachadas e cortinas verdes (vegetação tipo trepadeira apoiada em suporte, paralelamente à edificação), jardins verticais (com vegetação posicionada em recipientes junto à parede), peles verdes (vegetação cresce rente à superfície da edificação), pavimentos permeáveis vegetados, pérgolas, hortas urbanas, entre outros (ALEXANDRI; JONES, 2008; EUROPEAN COMMISSION, 2016; MERAL et al., 2018; NORTON et al., 2015).

Esse tipo de tecnologia, além de auxiliar no resfriamento de bairros e possibilitar a eliminação do efeito de ilhas de calor urbano em escala de cidade, ainda é um meio de apoiar as políticas de paisagismo urbano em escala local, deixando as cidades mais atraentes (JIM,

2015). De fato, uma das principais atrações das infraestruturas verdes é sua capacidade de executar várias funções concomitantemente e fornecer diferentes benefícios na mesma área de atuação. As funções oferecidas conjuntamente por essas infraestruturas podem ser ambientais, como conservar a biodiversidade ou adaptar-se às mudanças climáticas, sociais, como fornecer drenagem de água ou espaços verdes, e econômicas, como fornecer empregos e elevar os preços dos imóveis (EUROPEAN COMMISSION, 2016). Desse modo, as infraestruturas verdes podem atuar no equilíbrio térmico urbano de forma direta ou indireta, porém esse benefício é garantido por todo o tipo de infraestrutura verde em comparação a infraestruturas “cinzas”, isto é, estruturas construídas não vegetadas. Na Figura 7 podem ser observados alguns tipos de infraestruturas verdes em diversos locais no Brasil e no Mundo.

Figura 7 - Infraestruturas verdes atuantes no equilíbrio térmico em diferentes locais



Esse projeto de pesquisa tem um de seus objetivos focado na adoção de uma fachada verde como técnica para redução de calor acumulado em uma parede. Desse modo, a seguir, será apresentada uma breve revisão referente a fachadas verdes.

2.2.4. Fachada verde para atenuação do calor urbano

O termo fachada verde, do inglês *green facades* (ou *facades*), refere-se a um sistema vegetado vertical em que as plantas trepadeiras contornam externamente edificações formando protetores solares vegetados (JIM, 2015). Esse tipo de infraestrutura verde também é comumente denominado cortina verde, brise vegetal ou ainda fachada verde dupla (do inglês *double skin green facade*), dependendo da fonte literária.

Plantas posicionadas em frente a uma superfície estrutural podem interceptar a passagem de radiação solar gerando sombreamento (KOYAMA et al., 2013). Nesse tipo de infraestrutura, a incidência solar é transformada pela planta em fotossíntese, cujo o produto final é água (JIM, 2015), gerando efeitos de resfriamento na superfície por meio de níveis mais altos de evaporação e transpiração, em comparação com a superfícies impermeáveis (SUN; CHEN, 2017).

O uso da vegetação integrada à fachada de uma edificação é considerado uma técnica coerente com os princípios de sustentabilidade e de eficiência energética (SCHERER; FEDRIZZI, 2014). Em termos de desempenho energético, plantas podem ser adotadas com a finalidade de reduzir a temperatura do ar e as temperaturas da superfície da fachada imediatamente atrás da vegetação. A redução térmica da fachada pode diminuir a transferência de calor sensível através da construção e reduzir assim a necessidade de resfriamento interno (SUSOROVA et al., 2013).

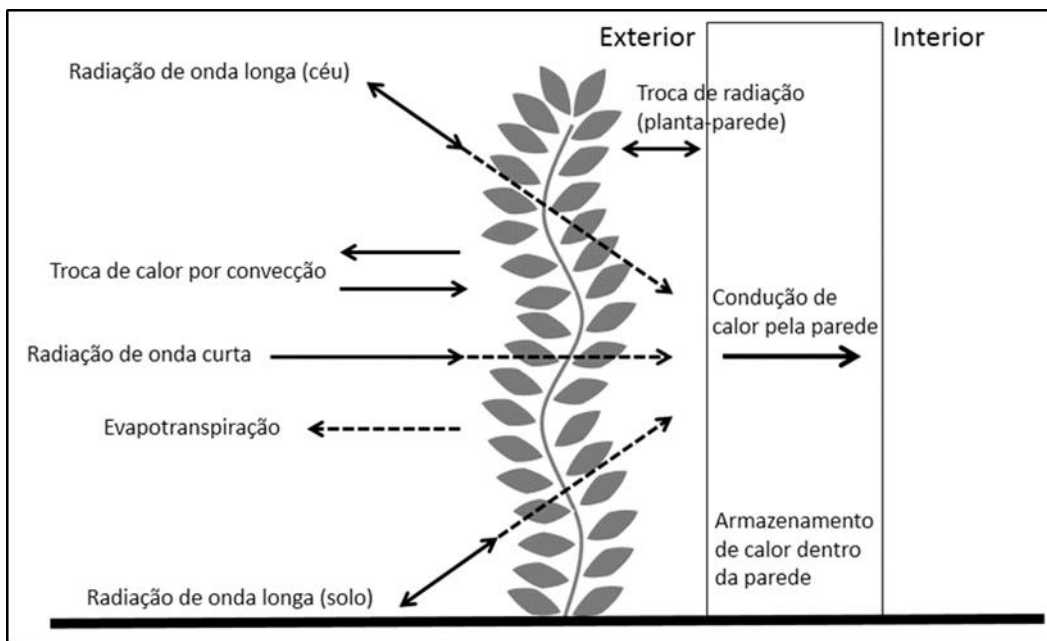
A parede de um edifício recebe radiação de ondas curtas do Sol (direta, dispersa do céu e refletida do solo e da atmosfera) e troca a radiação térmica de onda longa entre o solo, o céu e as superfícies circundantes. A radiação absorvida pela fachada é emitida de volta para o meio ambiente (por convecção) ou transferida para o interior do edifício (por condução), onde a energia também pode ser armazenada no material da parede. O balanço de energia da parede com vegetação inclui um termo adicional, inexistente no caso de paredes nuas, referente à troca radiativa entre as folhas da camada da planta e a superfície da fachada (SUSOROVA et al., 2013). A Figura 8 descreve o balanço de energia de uma parede com fachada verde.

Com relação a variedade de sistemas tipo fachada verde, pode-se dividir os modelos em duas categorias principais, são elas: sistemas extensivos (cortinas verdes, brises vegetais ou

jardineiras perimetrais), com plantio de vegetação tipo trepadeira diretamente no solo ou em grandes jardineiras; ou sistemas intensivos (parede viva ou jardim vertical), referente a plantas de pequeno porte fixadas e painéis ou módulos especiais com pouca ou nenhuma presença de solo ou substrato (SCHERER, 2014).

Em projetos de fachadas verdes para resfriamento, espécies vegetais com maiores taxas de transpiração são as mais indicadas, uma vez que elas oferecem grande efeito de resfriamento. Assim, esse tipo de vegetação, tem capacidade de deixar o ambiente mais úmido e fresco, em comparação a espécies que retêm mais água, como cactáceas e suculentas, por exemplo (JIM, 2015).

Figura 8 - Balanço de energia em parede com proteção solar tipo fachada verde



Fonte: Adaptado de Susorova et al. (2013).

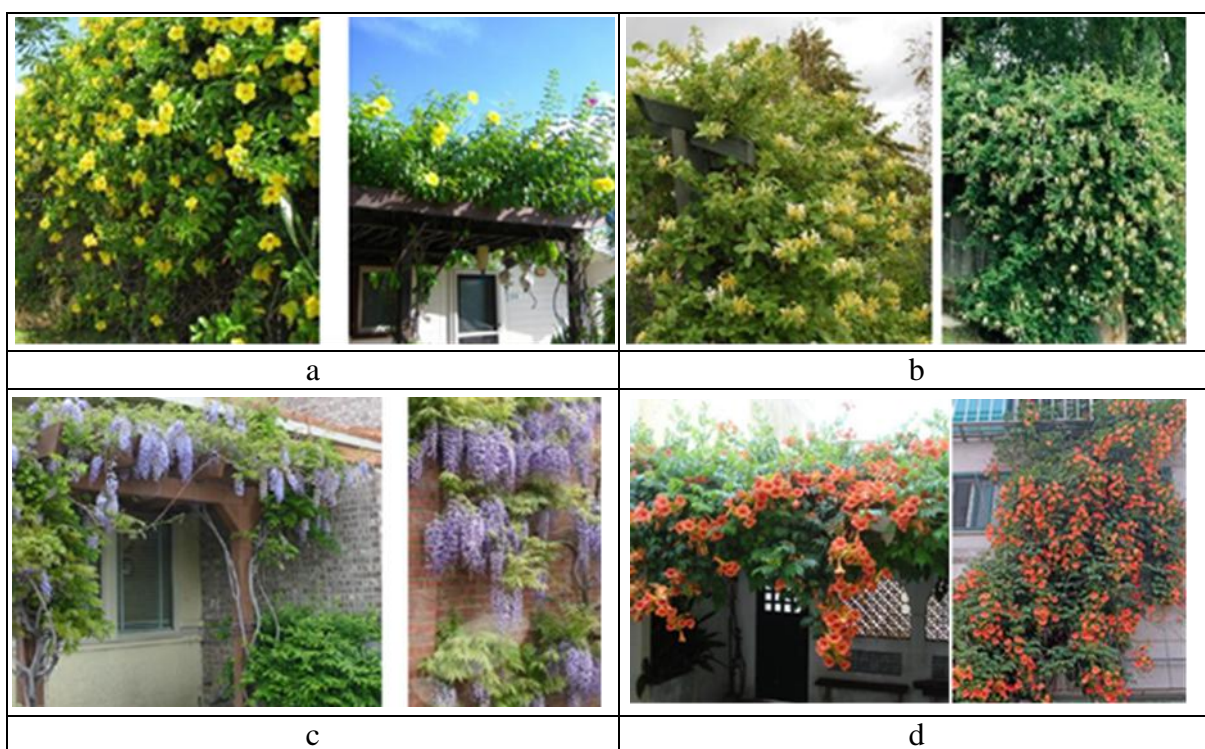
Para climas temperados e subtropicais, trepadeiras decíduas (caducifólias) são as mais indicadas, pois sua folhagem gera sombreamento intenso ao longo dos meses mais quentes, para depois perdê-las nos meses mais frios. No inverno, a ausência de folhagem permitirá a passagem da radiação solar, aquecendo a parede da edificação, fator desejável nesse período do ano (BRANDÃO, 2016).

Algumas das espécies de trepadeiras caducifólias, indicadas para comporem fachadas verdes na região sul do Brasil, são as seguintes: *Allamanda catártica* (Alamanda-amarela),

Lonicera japonica (Madressilva), *Wisteria floribunda* (Glicínia) e *Campsis grandiflora* (Trombeta chinesa) (SCHERER, 2014). As espécies citadas podem ser observadas na Figura 9.

Em estudo realizado nos Estados Unidos com modelo matemático, considerando uma fachada verde composta por trepadeiras, foi comprovado que uma camada de planta em frente a uma parede pode efetivamente reduzir a temperatura da superfície externa em até 13°C e minimizar o fluxo de calor sensível de fora para dentro, particularmente em dias com altas taxas de insolação. O estudo também demonstra que a vegetação com folhagem densa (altos índices de área foliar) e com folhas paralelas à parede (altos coeficientes de atenuação) são provavelmente as mais bem sucedidas na redução das temperaturas superficiais e do fluxo de calor através da parede (SUSOROVA et al., 2013).

Figura 9 - Trepadeiras sugeridas para a região sul do Brasil, sendo: a) Alamada-amarela; b) Madressilva; c) Glicínia; e d) Trombeta-chinesa



Fonte: Adaptado de Scherer (2014).

Outro estudo, sob clima continental do Mediterrâneo (verão seco e quente), registrou redução de até 16 °C na temperatura da superfície de uma parede sul (equivalente ao norte, no Brasil) e de até 16,4 °C na orientação oeste, ambas protegidas com fachadas verdes, comparadas a paredes análogas, sem proteção vegetal. Além disso, testes sob temperatura controlada

mostraram o alto potencial da fachada verde como um sistema passivo em comparação com a referência, obtendo economias de energia elétrica acumulada de até 34% para períodos de resfriamento no período de Verão (PÉREZ et al., 2017).

Conforme pôde ser observado ao longo dessa revisão da literatura, Infraestruturas Verdes são dispositivos capazes de disponibilizar um conjunto de benefícios ambientais e sociais, ampliando o espaço urbano destinado a áreas verdes, auxiliando no conforto térmico, na drenagem urbana, garantindo a preservação de água na bacia hidrográfica e reduzindo a pegada de carbono da cidade. Além disso, proporcionam equilíbrio psicossocial do homem, aproximando-o de um ambiente mais natural, reduzindo as cargas sonoras e a poluição visual. Quanto à amenização da temperatura, tanto em sistemas de fachadas verdes quanto em biorretenções vegetadas, a vegetação, a água e a energia solar podem trabalhar de forma simultânea refrigerando o ar e os arredores.

Desse modo, tanto células de biorretenção, quanto fachadas verdes, apresentam inúmeros benefícios ao meio urbano. Uma vez que o processo de urbanização tende a seguir crescendo, a adoção de técnicas de infraestruturas verdes de maneira conjunta passa a ser uma necessidade imediata para amenização dos impactos negativos, garantindo qualidade de vida para a população.

CAPÍTULO I – EFEITO DE UMA BIORRETENÇÃO DE PEQUENA ESCALA NO CONTROLE QUANTITATIVO E QUALITATIVO DO ESCOAMENTO PLUVIAL ORIUNDO DE UMA VIA DE TRÁFEGO

RESUMO

O conceito de drenagem urbana vem sofrendo mudanças, pois, além de focar na mitigação de inundações e proteção da saúde humana, atualmente, com abordagem mais abrangente, passa a considerar também questões ambientais, sanitárias, sociais e econômicas. Globalmente, sistemas de gestão de águas pluviais evoluíram com um olhar sobre a redução dos impactos negativos da impermeabilização das superfícies nas áreas urbanas. Várias terminologias passaram a ser adotadas para descrever sistemas e estratégias sustentáveis de gerenciamento de águas pluviais, como o Low impact development – LID (Desenvolvimento urbano de baixo impacto). Essa estratégia tem como foco o controle pluvial junto à fonte onde é gerado (estradas, telhados, áreas pavimentadas), minimizando (ou mesmo eliminando) os volumes e vazões escoados superficialmente e ainda promovendo tratamento prévio das águas de drenagem. Dentre as técnicas LID mais tradicionais, as células de biorretenção são projetadas para absorver a água da chuva drenada de áreas externas visando minimizar os impactos relacionados ao escoamento superficial de águas pluviais. Nesse estudo, foi avaliado durante o período de um ano o comportamento de uma célula experimental de biorretenção de pequeno porte (0,6 m³), quanto à capacidade de promover reduções dos impactos qualitativo e quantitativo do escoamento pluvial gerado em uma via urbana, durante eventos de precipitação. O monitoramento quantitativo foi realizado comparando-se o volume de entrada com o volume de saída do sistema. A avaliação qualitativa contou com análises de qualidade de água, verificando o seu desempenho na remoção de poluentes presentes na água de drenagem urbana, para a qual, uma série de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e ânions foram investigados. Com base nos resultados, verificou-se que, durante o período de monitoramento qualitativo, ao mesmo tempo em que a biorretenção apresentou alta eficiência na redução de Coliformes Totais, ela também atuou como fonte de sólidos dissolvidos totais e de contaminação por determinados ânions, como Fluoreto, Cloreto, Nitrato e Sulfato. Com relação à diminuição do escoamento superficial urbano, a célula de biorretenção mostrou-se eficiente na retenção de água da chuva, onde atuou com 100% de eficiência em mais de 60% dos eventos de precipitação monitorados.

Palavras-chave: Desenvolvimento urbano de baixo impacto. Drenagem urbana. Qualidade da água de escoamento pluvial.

QUALITATIVE AND QUANTITATIVE EFFECT OF A SMALL SCALE BIORRETENTION OVER A TRAFFIC ROAD PLUVIAL FLOW CONTROL

ABSTRACT

The concept of urban drainage has been changing, in addition to focusing on flood mitigation and human health protection, nowadays, with a more comprehensive approach, it also starts to consider environmental, sanitary, social, and economic issues. Globally, rainwater management systems have evolved to look at reducing the negative impacts of waterproofing surfaces in urban areas. Several terminologies have been adopted to describe sustainable rainwater management systems and strategies, such as the Low impact development (LID) approach. This strategy focuses on the control of rain runoff at the source where it is generated (roads, roofs, paved areas), minimizing (or even eliminating) the volumes and flows drained superficially and still promoting previous treatment of drainage waters. Among the most traditional LID techniques, the bioretention cells are designed to absorb rainwater drained from outside areas to minimize the impacts related to the runoff. In this study, the behavior of an experimental small bioretention cell (0.6 m³) was evaluated over the period of one year, in terms of its ability in reducing the qualitative and quantitative impacts of rain drainage from an urban road, during precipitation events. Quantitative monitoring was carried out by comparing the volume of water that enters the bio-retention with the volume that leaves the system. The qualitative assessment included water quality analyzes, verifying its performance in removing pollutants present in urban drainage water, for which, a series of physical-chemical, microbiological, and anions parameters were investigated. Based on the results, it was found that, during the qualitative monitoring period, at the same time that the bioretention showed high efficiency in reducing Total Coliforms, it is also a source of Total Dissolved Solids and a source of contamination by certain anions, such as Fluoride, Chloride, Nitrate and Sulfate. Regarding the reduction of urban runoff, the bioretention cell proved to be efficient in retaining rainwater, where it operated with 100% efficiency in more than 60% of the monitored precipitation events.

Keywords: Low impact development. Urban runoff. Runoff water quality.

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento urbano vem apresentando crescimento intenso nas últimas décadas, e espera-se que esse processo siga ocorrendo (EPA, 2012). O processo de urbanização transforma a paisagem através da remoção de vegetação, alteração da topografia e das características do solo, por meio da remoção e compactação da terra durante as construções, substituindo as superfícies permeáveis por impermeáveis (RHEA et al., 2015). Alguns aspectos fundamentais da urbanização afetam o ciclo hidrológico como, por exemplo, a diminuição da infiltração com consequente aumento do escoamento superficial (RHEA et al., 2015; TUCCI; PORTO; BARROS, 1995), o aumento da velocidade do escoamento em sistemas de drenagem pluvial, a redução da evapotranspiração em razão da remoção da vegetação (EPA, 2012), a redução da recarga das águas subterrâneas (PWD, 2014), ao mesmo tempo em que ocorre o comprometimento da qualidade da água escoada nas diferentes superfícies por carreamento de químicos, pesticidas, óleos e graxas, entre outros (KLOSS, 2008; EPA, 2012).

O aumento dos volumes produzidos e das vazões gera erosão e assoreamento de trechos de canais a jusante, alterando sua morfologia, como aumento da largura do canal, aumento do corte descendente e redução da estabilidade das margens (EPA, 2012). Além dos impactos ambientais, são observados importantes impactos negativos desse processo sobre a sociedade, como os alagamentos e as enchentes urbanas, relacionadas tanto ao processo de urbanização, quando à inundação natural da várzea ribeirinha (TUCCI; PORTO; BARROS, 1995; EPA, 2012).

Nessa perspectiva, técnicas que incorporam o conceito de práticas sustentáveis no ambiente urbano para minimização de impactos no escoamento pluvial podem ser adotadas. Assim, os princípios de preservação da paisagem natural podem ser empregados, tratando as águas pluviais como recurso e não como um produto ou resíduo (EPA, 2009). Uma das propostas que vem avançando neste sentido é a abordagem conhecida como Desenvolvimento de Baixo Impacto (DBI) ou, internacionalmente, Low Impact Development (LID). O objetivo principal do DBI é buscar reproduzir processos hidrológicos de pré-urbanização de um determinado local, usando técnicas de infiltração, armazenamento, filtração, evapotranspiração e retenção do escoamento superficial o mais próximo possível da fonte onde foi gerado. Algumas das estruturas mais empregadas para atingir os objetivos do DBI são pavimentos permeáveis, trincheiras de infiltração, biorretenções, reservatórios de retenção e telhados verdes (EPA, 2014).

No caso das biorretenções, especificamente, esses dispositivos são projetados para receber a contribuição do escoamento pluvial oriundo de áreas externas, como telhados, estradas, passeios e até mesmo de áreas permeáveis, como aquelas gramadas (EPA, 2007). De forma geral, as biorretenções reduzem o escoamento superficial ao permitir que a água infiltre no solo, após passar pelo seu leito filtrante, minimizando os impactos relacionados ao escoamento superficial de águas pluviais (CLARK; ACOMB, 2008; EPA, 2014). A passagem do escoamento pelo leito filtrante também permite tratar qualitativamente o escoamento pluvial, capturando poluentes via processos de filtração física de sólidos e/ou troca catiônica de poluentes dissolvidos (EPA, 2007).

Enquanto uma biorretenção nova apresenta alta capacidade de infiltração devido ao alto número de vazios, ao longo do tempo, os vazios passam a ser preenchidos por sólidos suspensos presentes na água de drenagem ou ainda pela matéria orgânica presente no sistema. O efeito de entupimento dos vazios, ou colmatção, pode ser verificado a partir do coeficiente de escoamento da biorretenção, que tende a aumentar com a idade de biorretenção. Quanto maior o coeficiente de escoamento, menor é o volume de água retido, assim, a taxa de infiltração de uma biorretenção encontra-se em decaimento (GUO; LUU, 2015).

O desempenho do tratamento qualitativo de uma célula de biorretenção dependerá da lixiviação de poluentes pelo escoamento na entrada do sistema e do volume de chuva do evento monitorado. Isto é, quanto maior ao volume de água, e/ou quanto maior quantidade de poluentes carregados, menor será a eficiência do sistema na remoção de nutrientes (MANGANGKA et al., 2014; GUO; LUU, 2015). Turk et al. (2014) observaram bons resultados relacionados a retenção de nutrientes por biorretenções, chegando a faixas próximas ao 100% de remediação para nutrientes como Nitrogênio, Fósforo e Zinco, havendo também remoção em mais de 60% do Ferro presente na água de entrada do sistema. Devido à nitrificação, reação comum em células de biorretenção, é normal que ocorra alta redução de Nitrito e Nitrogênio Amoniacal em sistemas deste tipo. Por este motivo, o uso de biorretenções é fortemente indicado para localidades onde a poluição por nitrogênio é de grande preocupação (MANGANGKA et al., 2014).

Nesse estudo, foi avaliado durante o período de um ano o comportamento de uma célula experimental de biorretenção quanto à capacidade de promover reduções dos impactos qualitativo e quantitativo do escoamento pluvial gerado em uma via urbana, durante eventos de precipitação. Para caracterizar o desempenho do sistema LID na redução dos impactos quantitativos do escoamento pluvial gerado em uma via urbana, foi realizado monitoramento comparando-se o volume de entrada com o volume de saída do sistema. A avaliação qualitativa

contou com análises de qualidade de água, verificando o seu desempenho na remoção de poluentes presentes na água de drenagem urbana. Uma série de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e nutrientes foram investigados. A partir dos resultados desse estudo, uma melhor compreensão do desempenho quali-quantitativo de bacias de biorretenção deverá ser alcançada, auxiliando no aprimoramento de sistemas do gênero em questões de projeto, operação e manutenção.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Para atingir os objetivos relacionados ao experimento, no mês de Fevereiro de 2019, foi dado início ao processo de construção de uma célula de biorretenção experimental. Esta célula de biorretenção foi instalada na adjacência de uma via de tráfego asfaltada, com médio fluxo de veículos, dentro dos limites da Universidade Federal de Santa Maria, e recebe o escoamento pluvial proveniente de uma determinada área de contribuição da mesma.

A célula de biorretenção foi instalada dentro de uma caixa de acrílico, transparente, que permite o acompanhamento visual da modificação da estrutura do sistema ao longo do tempo. Análises de qualidade do escoamento pluvial antes e após sua passagem pela estrutura da biorretenção foram realizadas, bem como a quantificação do volume retido pelo sistema a partir da diferença entre os volumes de entrada e saída (escoamento de fundo) da biorretenção ao longo dos eventos de chuva avaliados.

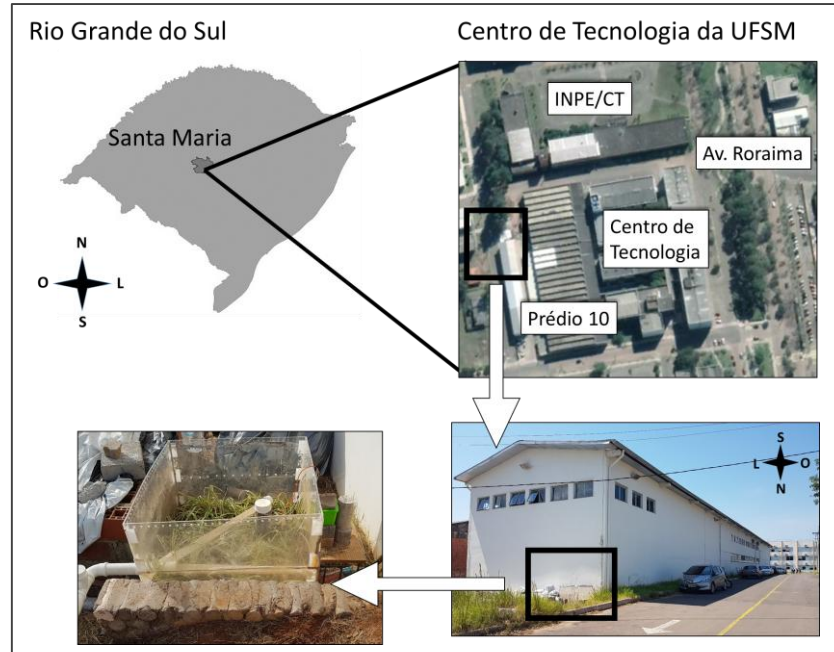
2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A via de tráfego escolhida para instalação da célula de biorretenção encontra-se na região do Centro de Tecnologia, dentro dos limites do Campus Sede da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), no bairro Camobi, em Santa Maria, Rio Grande do Sul. Nessa localização, a biorretenção foi posicionada de forma estratégica, em área rebaixada lateral à via, permitindo o escoamento por gravidade (Figura 1).

O município de Santa Maria, localiza-se na Depressão Central do estado do Rio grande do Sul, a 29°41' de Latitude Sul e 53°48' de Longitude Oeste. Pelo zoneamento bioclimático brasileiro, que compreende oito diferentes zonas, o município de Santa Maria pertence à Zona Bioclimática 2. Assim, a região é considerada de clima subtropical e apresenta grande amplitude térmica, pois define-se como verão quente e úmido e inverno rigoroso e frio (ABNT, 2003).

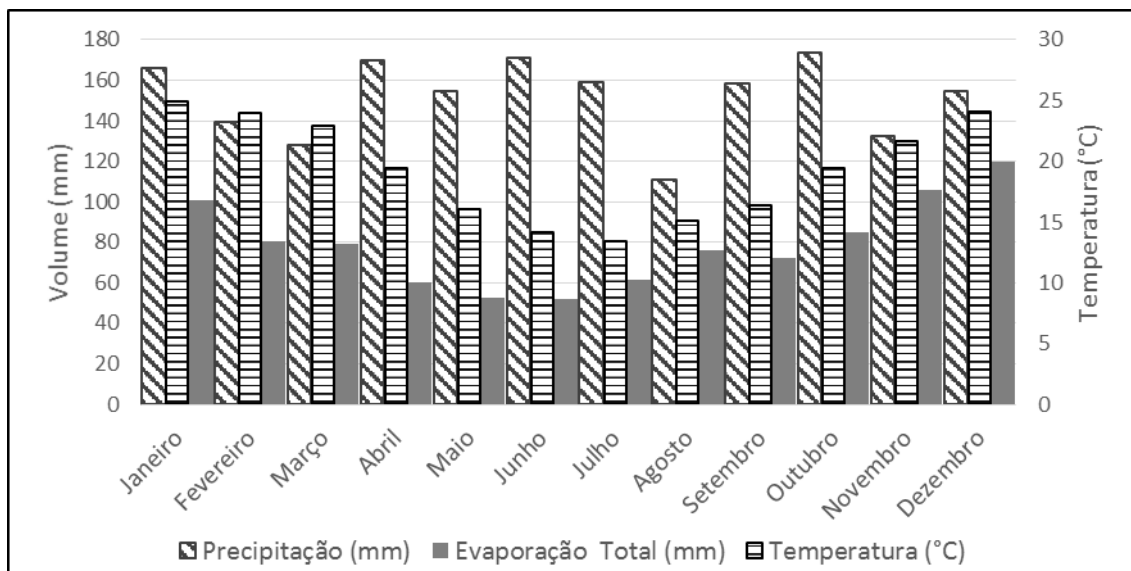
A precipitação pluviométrica na região é considerada regular ao longo de todo o ano. Conforme o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2018), entre os anos de 1981 e 2010 a precipitação média anual é de 1796,2 mm, com 149,7 mm mensais em média. A temperatura média do ar em Santa Maria é de 19°C e a máxima média é de 25°C, aproximadamente. A evaporação mensal média é de 79 mm, aproximadamente. As normais climatológicas mensais médias (1981 a 2010) de precipitação acumulada, temperatura média compensada e evaporação potencial total (Evaporímetro de Pichè) de Santa Maria podem ser observadas na Figura 2.

Figura 1 - Localização da área escolhida para instalação da biorretenção



Fonte: Autora.

Figura 2 - Normais Climatológicas de precipitação acumulada (mm), evaporação total (mm) e temperatura média compensada ($^{\circ}\text{C}$), entre os anos de 1981 e 2010 no Município de Santa Maria, RS



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do INMET (2020).

A via de tráfego adjacente à célula de biorretenção é asfaltada, de mão dupla e possui área de estacionamento dos dois lados. A largura total da via é de 8 metros, sendo de 4 metros

a distância do meio fio até o centro da pista. A água precipitada sobre a via é originalmente drenada por gravidade, para o meio fio e dali para uma boca de lobo responsável pela captação do efluente pluvial. Por fim, a água de drenagem urbana é despejada, sem tratamento prévio, no Rio Sanga Lagoão do Ouro, pertencente à bacia hidrográfica do Rio Vacacaí-Mirim, integrante da Bacia do Rio Jacuí.

Nas imediações da área experimental onde a biorretenção encontra-se instalada existem poucos prédios, os quais possuem até três andares de altura. O fluxo de veículos na rua adjacente ao experimento é considerado moderado, apresentando maior fluxo ao longo do dia, entre às 7h e às 18h, durante o período letivo. Entre os veículos observados rotineiramente no local, podem ser citados carros de passeio, dois micro-ônibus utilizados pela instituição para transporte de alunos intracampus, caminhões para recolhimento dos resíduos sólidos ou outras funções da UFSM e tratores e outros veículos de função agrícola. Os serviços de limpeza e varrição das vias de tráfego e áreas de passeio da UFSM ocorrem conforme existe demanda e disponibilidade de pessoal, sem datas ou períodos pré-estabelecidos, porém os intervalos não costumam passar de 30 dias.

2.2 DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO

2.2.1 Montagem e instalação da célula de biorretenção

A biorretenção experimental foi montada dentro de uma caixa de acrílico de 1 m³, pois a mesma, por ser transparente, permite a visualização de processos internos à estrutura, que não poderiam ser observados em um sistema completamente enterrado. O fundo da biorretenção foi posicionado 70 cm abaixo do nível da rua.

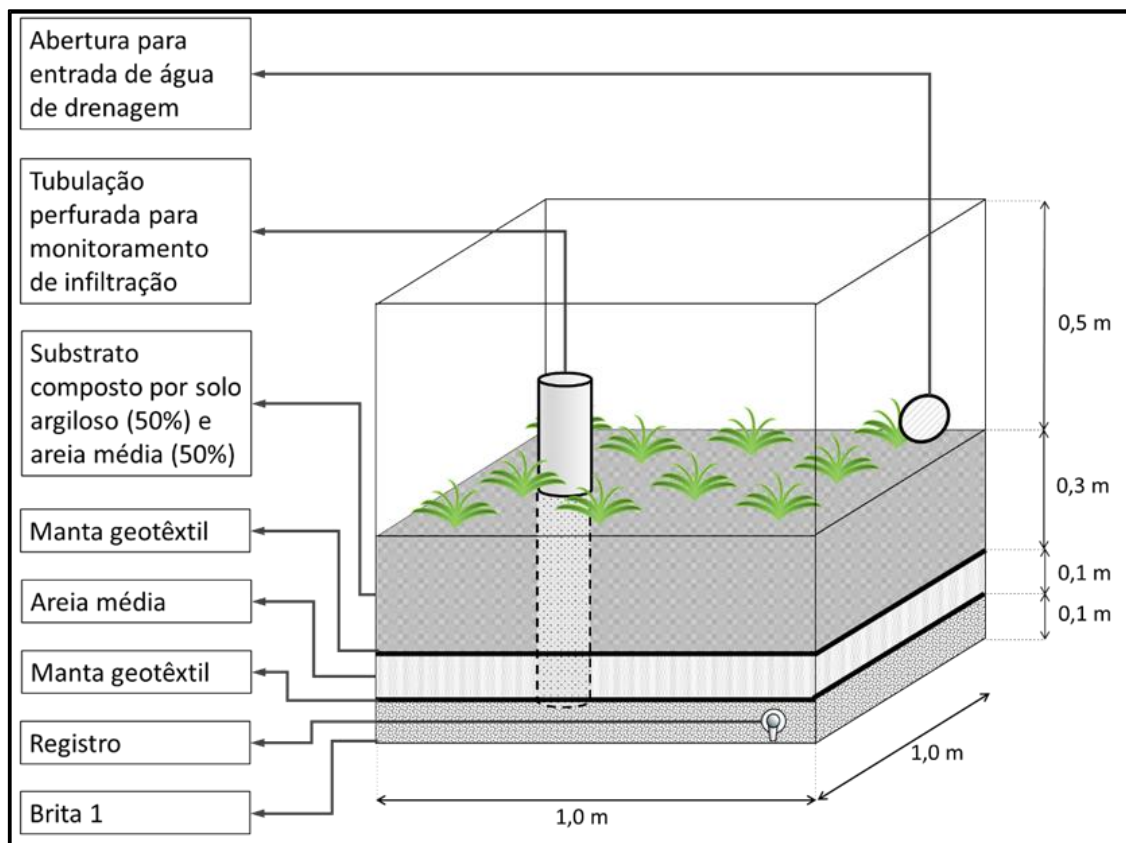
Dentro da caixa de acrílico, a altura máxima para preenchimento da biorretenção foi definida em 60 cm, uma vez que, acima desse volume, a caixa de acrílico poderia sofrer deformações, aumentando o risco de ruptura por pressão lateral do sistema. Considerando esses fatores, a altura da área útil da biorretenção foi definida em 50 cm de conjunto solo-substrato e camadas drenantes (a seguir descritas), mais 10 cm de altura limite para acúmulo de água sobre o sistema. Assim, a biorretenção apresenta volume útil total de 0,6 m³.

A célula de biorretenção foi preenchida com as camadas de referência para este tipo de sistema, considerando três camadas separadas por manta geotêxtil, conforme recomendação de diferentes autores que avaliaram o funcionamento de biorretenções (DANIEL JR., 2013; HONG et al., 2018; LI et al., 2016) e manuais de construção de técnicas alternativas de

drenagem (CIRIA, 2015; PWD, 2014; SEMCOG, 2008). O preenchimento da biorretenção, de baixo para cima, foi realizada com uma camada de 10 cm de altura de brita número 1 (9,5 a 19 mm), uma camada intermediária de 10 cm de areia média lavada (0,2 a 0,6 mm) e 30 cm de substrato (solo de engenharia, composto em 50% por solo comum argiloso e 50% por areia média lavada).

As duas primeiras camadas de solo e a areia equivalem ao material filtrante do sistema, a brita forma uma região de armazenamento e drenagem de água. As diferentes camadas foram separadas entre si por uma manta geotêxtil, impedindo a mistura entre elas. O esquema de montagem da célula pode ser observado na Figura 3.

Figura 3 - Esquema de montagem da célula de biorretenção

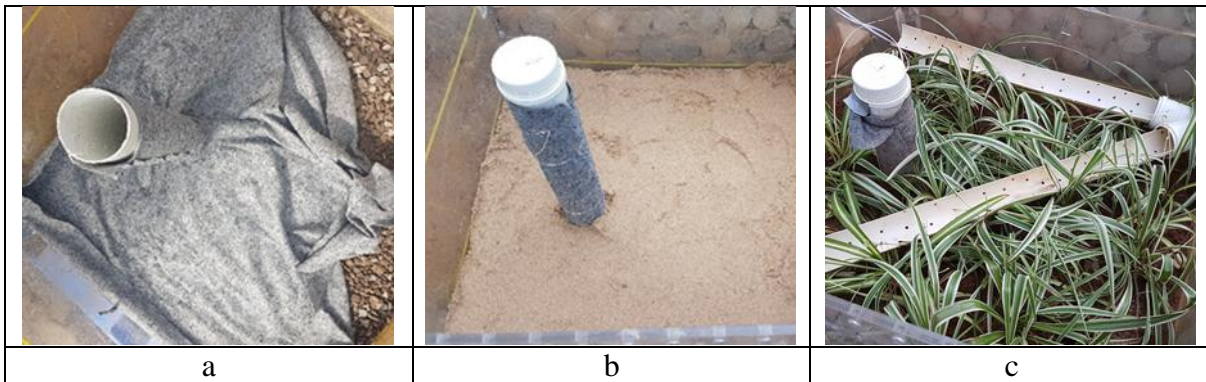


Fonte: Autora.

Uma tubulação de PVC (DN 100 mm) com 70 cm de comprimento, foi posicionada verticalmente no interior da biorretenção desde sua base até a área externa, acima da vegetação. Essa tubulação, perfurada longitudinalmente (DN 2 mm), envolta em uma manta geotêxtil, auxilia no monitoramento de nível. Durante o enchimento da estrutura, conforme ocorre o

processo de infiltração no sistema, a água entra na tubulação por onde é possível visualizar o nível de água. A manta geotêxtil garante que não irá ocorrer carreamento de material sólido para dentro da tubulação de monitoramento. O processo de preenchimento da estrutura do leito filtrante pode ser observado na Figura 4.

Figura 4 - Processo de preenchimento do leito filtrante da estrutura LID. Sendo a) camada de 10 cm de brita número 1, manta geotêxtil e tubulação de controle de nível; b) camada de 10 cm de areia média lavada; e c) finalização do sistema com solo e vegetação



Fonte: Autora.

A vegetação escolhida para ser utilizada na célula é do tipo herbácea, popularmente conhecida como Clorofito ou Gravatinha (*Chlorophytum comosum*). Essa espécie é indicada para uso em técnicas de controle de drenagem na fonte (LI et al., 2016; TASSI et al., 2014) e para tratamento alternativo de águas ricas em Fósforo e Nitrogênio, com remoção de até 95% dos nutrientes (SUN; FAN, 2019).

A partir de uma tubulação instalada na lateral da biorretenção, o escoamento pluvial coletado é drenado para dentro a biorretenção, onde é distribuída por calhas horizontais perfuradas que permitem que a água tenha um melhor espalhamento na área da estrutura. As calhas são constituídas de uma tubulação de PVC perfurada, dividida ao meio longitudinalmente, interconectadas com ângulo de 45°, e permitem que o escoamento seja distribuído cerca de 10 cm acima do nível da vegetação. A água excedente no sistema (após saturação do leito), é liberada por uma abertura (registro) localizada a 2,5 cm da base da biorretenção, e, com o auxílio de uma mangueira, é guiada a reservatórios inferiores, para posterior avaliação quali-quantitativa. A parcela de água que não é liberada pelo registro no fundo da célula, fica retida no leito filtrante ou é absorvido pela planta, sendo liberada para a atmosfera pela evapotranspiração efetuada pelo conjunto planta-substrato.

Os reservatórios utilizados no armazenamento no escoamento excedente (liberado pelo dreno de fundo) estão localizados dentro de tubulações de concreto de 80 cm posicionadas verticalmente, permitindo acesso para avaliação quantitativa e coleta de amostras. A capacidade máxima de cada reservatório é de 34,5 litros, totalizando 69 litros, e eles são conectados por uma tubulação de passagem que faz com que o segundo reservatório só receba escoamento após o enchimento do primeiro.

Os reservatórios utilizados receberam uma régua acoplada à parede. Para cada altura de água verificada na régua, existe um volume equivalente, previamente estabelecido em ensaio de bancada e registrado em planilha. Assim, após um evento de chuva, basta verificar a altura da água e então o volume correspondente de drenagem de fundo será identificado.

Durante os eventos de chuva, é possível que ocorra ingresso de água para o interior da biorretenção de duas formas: i) escoamento pluvial oriundo da área de captação conectada à via de tráfego responsável pela coleta da água de drenagem urbana (descrita a seguir no item 2.2.2); e ii) precipitação direta sobre a biorretenção, que tem uma área superficial aberta para a atmosfera de 1 m².

Em razão da área superficial da biorretenção proporcionalmente grande, com relação à área de captação (conforme será apresentado a seguir), para a quantificação do volume de entrada na biorretenção, foi adaptado um sistema que permite fechar a área superficial da biorretenção durante o evento de chuva, inibindo a entrada da precipitação direta. Esta estratégia é interessante para a comparação da qualidade da água de entrada no sistema com a água de saída, sem interferência do volume de água da chuva, que apresenta potencial de diluição.

2.2.2 Área de contribuição da via de tráfego e sistema de drenagem

Para determinar a área de contribuição da via de tráfego que poderia contribuir à biorretenção instalada, foi utilizado um processo de dimensionamento inverso ao usualmente empregado, no qual o volume de armazenamento é determinado em função de uma área de contribuição previamente definida. Nesse caso, em função do volume disponível e características do material de preenchimento, foi determinada a área de contribuição por meio do emprego do Método da Curva Envelope, conforme sugerido por Celante (2017) e Cadore (2016).

Esse método é considerado simples, e baseia-se na determinação dos volumes acumulados de entrada e de saída do dispositivo de biorretenção. Como elementos necessários

para o projeto são consideradas relações intensidade-duração-frequência (IDF), porosidade do material de preenchimento e taxa de infiltração. Maiores detalhes sobre o método estão disponíveis no Manual de Drenagem Urbana, parte do Plano Diretor de Drenagem Urbana, desenvolvido para a cidade de Porto Alegre (PMPA, 2005).

No caso do experimento foram utilizados os seguintes parâmetros: IDF para Santa Maria apresentada por Roman (2015), conforme a Equação 1, coeficiente de escoamento (C) igual a 0,95; o tempo de retorno (Tr) do evento de projeto de 10 anos; duração (t) do evento chuvoso de 60 minutos; porosidade (Φ) do material de preenchimento estimada em 0,60 (CADORE, 2016); coeficiente de segurança igual a 3; comprimento da estrutura (L) igual a 1,00 m); a altura da estrutura (h) igual a 0,50 m; e a largura da estrutura (b) 1,00 m.

$$I = \frac{870,289 * Tr^{0,1632}}{(t+8,76)^{0,7258}} \quad (1)$$

Sendo: I a intensidade da precipitação (mm/h); Tr o tempo de retorno em anos; e t o tempo de precipitação em minutos.

Em razão da caixa de acrílico não permitir a percolação pelas paredes laterais, esta foi desprezada durante o evento. A drenagem de fundo do dispositivo por meio de registro aberto (DN 5 mm) foi utilizada durante a aplicação do método da curva envelope para avaliar as perdas de água, o que resultou em uma condutividade hidráulica equivalente a 25,2 mm/h, equivalente a um solo do grupo hidrológico A (USDA-NRCS, 2007). Dessa forma, aplicando o método da curva envelope com as características da biorretenção, determinou-se uma área de contribuição de drenagem de 1,2 m².

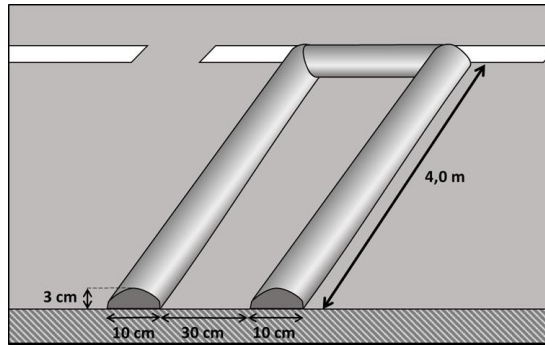
Uma vez definida a área de contribuição, foi realizada a delimitação e isolamento desta área na via de tráfego lateral. Uma vez que a via possui 4 m de largura entre o meio-fio e o centro da via (parte mais alta), a dimensão da área de drenagem definida foi de 4 m de comprimento por 0,30 m de largura.

A área foi delimitada por meio da execução de uma estrutura de elevação em concreto na pista, que atuou como divisor de águas. Esta estrutura assemelha-se a um dique, com forma triangular e pico arredondado, com 10 cm de base e 3 cm de altura (Figura 5). Após finalizada a execução desta estrutura, os limites da área de contribuição foram pintados com tinta para pavimentos de cor amarela, identificando a intervenção na pista.

Junto ao meio-fio, foi realizada uma abertura lateral de forma a permitir a instalação de uma tubulação de PVC DN 100 mm, que recebe o escoamento pluvial escoado nesta área e o

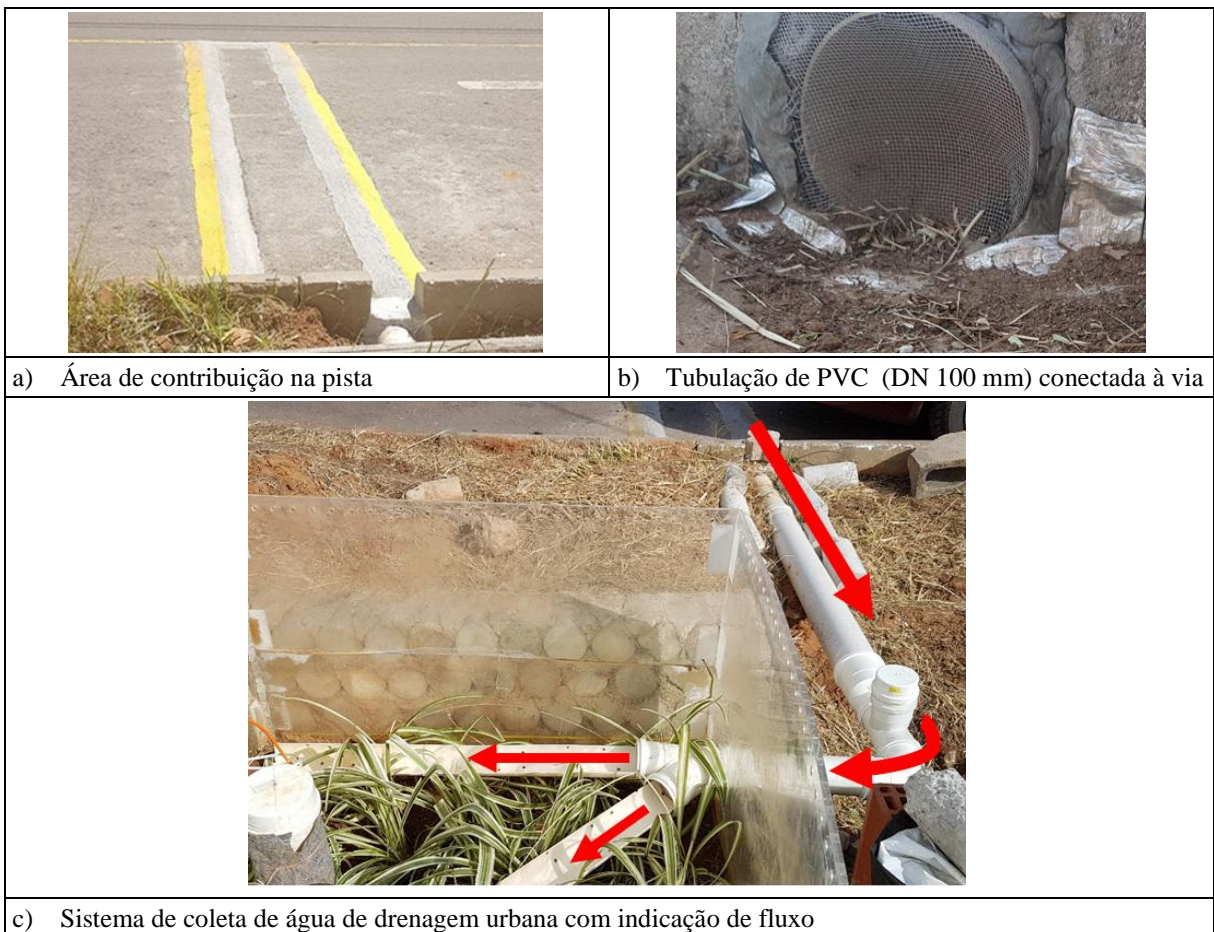
encaminha para dentro da biorretenção. Na Figura 6, pode ser observada a área de contribuição sobre a via asfáltica (a), a tubulação de drenagem (b) e o sistema completo (c).

Figura 5 - Esquema da área de contribuição sobre a vida asfáltica



Fonte: Autora.

Figura 6 - Área de contribuição e sistema de coleta e distribuição da água de drenagem, sendo: a) área de contribuição sobre a via asfáltica; b) tubulação de drenagem; e c) sistema completo.



Fonte: Autora.

Porém, conforme anteriormente mencionado, a área de contribuição da biorretenção não se resume somente à parcela da via de tráfego. Uma segunda área de captação a ser considerada é a abertura superior da própria célula de biorretenção para a atmosfera. Essa abertura tem área de 1 m^2 e permite a incidência de precipitação direta sobre o sistema. Somando-se as duas áreas, a contribuição total do sistema equivale a $2,2 \text{ m}^2$, situação denominada metodologicamente de Tipo 1 (Figura 7a). Para um ambiente mais controlado, a biorretenção pode ser fechada com uma lona, impedindo que a segunda região atue como entrada de água da chuva, limitando a área de contribuição a $1,2 \text{ m}^2$ (equivalente à drenagem urbana), essa metodologia é denominada Tipo 2 (Figura 7b).

Figura 7 - Célula de biorretenção com diferentes metodologias de contribuição, sendo: a) Tipo 1; e b) Tipo 2



Fonte: Autora.

De modo geral, na metodologia de captação Tipo 1, a água precipita livremente para dentro da célula de biorretenção, misturando-se à água de drenagem urbana captada pela tubulação de entrada e distribuída pelas calhas. A segunda metodologia empregada (Tipo 2) impede a precipitação direta sobre o sistema, que passa a ser alimentado exclusivamente pelo volume de água incidente sobre a via de tráfego. A forma como tais metodologias influenciam o monitoramento qualitativo é explicada no item 2.3.1.

2.3 MONITORAMENTO QUALITATIVO

Essa etapa do estudo visa, de modo geral, avaliar a qualidade da água de drenagem pluvial que entra no sistema da biorretenção ao longo de um evento de chuva em comparação à água que sai pelo dreno de fundo. O monitoramento qualitativo da água é um fator determinante para verificar se a biorretenção está atuando como sumidouro ou como fonte de poluentes, com relação à qualidade da água de drenagem.

Para isso, foram realizadas análises de qualidade de amostras do escoamento antes de entrar na biorretenção, após a passagem pela biorretenção, assim como da qualidade de água da chuva coletada diretamente da atmosfera e qualidade do solo. As análises de qualidade da água ocorreram entre os meses de junho de 2019 e fevereiro de 2020. A coleta de solo para análise de qualidade foi realizada previamente ao início do estudo, evitando assim alteração de sua condição qualitativa inicial.

2.3.1 Captação e coleta de amostras

Para alcançar os objetivos desse estudo, quatro amostras de águas diferentes (A1, A2, A3 e A4) foram coletadas e analisadas, conforme a seguir descrito.

i) A1 - “*first flush*”

Durante um evento de precipitação, a água passa a se acumular na via de tráfego. O escoamento gerado é guiado pela tubulação de captação de drenagem urbana, onde o primeiro recipiente coletor foi instalado para a coleta da A1 (Figura 16a). Esse recipiente possui função de armazenamento de parcela da água do primeiro escoamento pluvial gerado na pista, denominado “*first flush*”. O volume do recipiente é de 500 ml, o equivalente a, aproximadamente, 0,85% do volume total de chuva do evento de projeto (58,79 mm). Após preenchidos os 500 ml, o coletor é fechado por um sistema de boia e o restante da drenagem segue livremente para dentro da célula de biorretenção.

ii) A2 - “entrada”

Essa amostra é coletada na entrada da biorretenção, junto às calhas de distribuição, onde parte da água de drenagem é capturada por dois coletores de 200 ml posicionados aproximadamente 30 cm após a entrada da célula. Esse sistema permite que somente uma pequena parcela da água de drenagem seja capturada em determinado intervalo de

tempo, caracterizando-se como uma amostra com menor concentração de poluentes que A1.

iii) A3 - “saída”

Uma vez dentro da biorretenção, o escoamento passa a infiltrar e percolar pelo leito. Havendo volume excedente na célula (após saturação parcial ou total do sistema), este é liberado por um registro localizado a 2,5 cm da base da biorretenção. Utilizando-se uma mangueira, o escoamento excedente é drenado por gravidade para dentro de reservatórios inferiores para posterior avaliação quali-quantitativa.

iv) A4 – água da chuva

Esta amostra é coletada em um reservatório aberto para a atmosfera, posicionado lateralmente à biorretenção, configurando a qualidade da água da chuva sem que a mesma escoe por qualquer tipo de superfície. A análise desta componente também permite avaliar a qualidade de uma parcela de precipitação que incide diretamente sobre a biorretenção.

A coleta de amostras foi realizada seguindo as duas condições metodológicas (Tipo 1 e Tipo 2) com relação à área de contribuição da biorretenção. Um resumo dessas condições pode ser observado na Tabela 1. Na Figura 8 está apresentado o sistema de coletas completo, incluindo as áreas de captação para cada uma das amostras.

Tabela 1 – Condições de área de contribuição à biorretenção e amostras para análise de qualidade

Condição	Área de contribuição (m²)	Amostras coletadas
Tipo 1	2,2	A1, A2, A3 e A4
Tipo 2	1,2	A2, A3 e A4

Fonte: Autora.

A amostragem Tipo 1 foi realizada com as seguintes coletas: amostra do escoamento *First Flush* (A1), amostra de entrada (A2), amostra de saída (A3) e água da chuva (A4). Nessa condição, existem duas áreas de contribuição que se misturam dentro da biorretenção: a via de tráfego limitada a 1,2 m² (Figura 8a) e a área de 1 m² referente à área superficial da biorretenção aberta para a atmosfera (Figura 8c).

Figura 8 - Sistema de coleta de amostras e verificação quali-quantitativa



Fonte: Autora.

Para a condição Tipo 2, a biorretenção foi fechada antes do início do evento de chuva com uma lona e a captação da amostra A1 foi interrompida. Dessa forma, a área de contribuição

fica limitada a 1,2 m², referente a via de tráfego, e a amostragem contou com as seguintes coletas: amostra de entrada (A2), amostra de saída (A3) e água da chuva (A4).

A amostragem Tipo 2 permite uma avaliação direta da qualidade de A2 com A3, sem interferência da água da chuva (por diluição) e sem a realização de uma coleta inicial que retivesse uma amostra com importante concentração de poluentes.

2.3.2 Avaliação da qualidade da água

Após cada evento de chuva, havendo escoamento excedente, as amostras foram coletadas com os devidos cuidados de higiene e transporte e imediatamente encaminhadas para análises laboratoriais físico-químicas ou refrigeração para análise posterior, conforme recomendações de APHA (1998; 2012). Também, com a finalidade de garantir a confiabilidade dos resultados, antes de cada evento de chuva previsto, todos os coletores e reservatórios eram lavados com água destilada e higienizados com álcool 70°.

A análise qualitativa das amostras coletadas foi realizada junto ao Laboratório de Engenharia e Meio Ambiente (LEMA) do Centro de Tecnologia da UFSM. No laboratório foram determinados parâmetros físicos (Turbidez, Condutividade elétrica, Cor aparente e Cor verdadeira, Sólidos totais, Sólidos dissolvidos e Sólidos suspensos), químicos (pH, Fluoreto, Brometo, Nitrito Nitrito, Fosfato e Sulfato) e microbiológicos (Coliformes totais e Coliformes termotolerantes). Na Tabela 2 estão descritas as metodologias analíticas específicas para a determinação dos parâmetros de qualidade de água.

A determinação de ânions foi realizada por cromatografia iônica de forma terceirizada. Para a detecção, utilizou-se um Cromatógrafo de Íons Metrohm/930 Compact IC Flex e uma balança de precisão Marte/AL500C.

Os parâmetros microbiológicos analisados detectam a presença (ou ausência) de Coliformes Totais e de Coliformes Termotolerantes nas amostras de água. A maioria das bactérias do grupo coliforme totais pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, embora vários outros gêneros e espécies pertençam ao grupo. As bactérias coliformes termotolerantes, subgrupo dos coliformes totais, ocorrem no trato intestinal de animais de sangue quente, entre eles a espécie microbológica *Escherichia coli* de origem exclusivamente fecal (BRASIL, 2000).

Tabela 2 – Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos e metodologias analíticas empregadas para análises da qualidade da água

Parâmetro	Metodologia Analítica	Limite de detecção
Brometo	Cromatografia Iônica	0,1 mg.L ⁻¹
Coliformes Termotolerantes (<i>E. Coli</i>)	Ideex-colilert	1 NMP.100 mL ⁻¹
Coliformes Totais	Ideex-colilert	1 NMP.100 mL ⁻¹
Condutividade elétrica	Potenciométrico	0,1 µS.cm ⁻¹
Cor aparente	Colorimétrico	0,1 uC
Cor verdadeira	Colorimétrico	0,1 uC
Fluoreto	Cromatografia Iônica	0,1 mg.L ⁻¹
Fosfato	Cromatografia Iônica	0,1 mg.L ⁻¹
Nitrato	Cromatografia Iônica	0,04 mg.L ⁻¹
Nitrito	Cromatografia Iônica	0,04 mg.L ⁻¹
pH	Potenciométrico	0,1
Sólidos Dissolvidos Totais	Gravimétrico	0,1 mg.L ⁻¹
Sólidos Totais	Gravimétrico	0,1 mg.L ⁻¹
Sólidos Suspensos Totais	Gravimétrico	0,1 mg.L ⁻¹
Sulfato	Cromatografia Iônica	0,1 mg.L ⁻¹
Turbidez	Nefelométrico	0,02 UNT

Fonte: Autora.

Após a realização das análises, a qualidade das amostras A1 e A2 foram comparadas à qualidade da água drenada pela biorretenção (A3). A água da chuva (A4), captada diretamente da atmosfera, tem função de amostra controle. A comparação entre A1 e A3 não pode ser direta, uma vez que a “primeira” água drenada pelo pavimento (*first flush*) é considerada a de pior qualidade, ou com maior concentração de sólidos e poluentes. A comparação entre A2 e A3 (amostras de entrada e saída) permitiu verificar se a célula de biorretenção comporta-se como fonte de poluentes, como sumidouro de poluentes, ou ainda, se ela não tem atuação sobre a concentração de determinados poluentes encontrada na amostra de entrada. A biorretenção foi considerada como fonte de poluentes quando a concentração de substâncias físicas, químicas ou de microrganismos em A3 foram superiores aos de A2. Se inferiores, o sistema foi considerado como sumidouro de poluentes. Não havendo alteração significativa nos resultados, concluiu-se que a biorretenção não tem efeito sobre determinado parâmetro de qualidade.

Os resultados encontrados para qualidade da água foram comparados com padrões observados em legislações e normas nacionais, a saber: Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde (controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade); Resolução CONAMA N°357/05 (classificação dos corpos de água); e Resolução CONAMA N°430/2011 (condições e padrões de lançamento de efluentes).

2.3.3 Avaliação da qualidade do solo/substrato de solo

Complementarmente, para melhor justificativa e verificação da atuação do leito filtrante da biorretenção sobre a qualidade da água que infiltra no sistema e é liberada pelo dreno de fundo, é importante uma avaliação físico-química do substrato de solo utilizado. Por este motivo, amostras foram enviadas para análise ao Laboratório de Análises de Solos do Centro de Ciências Rurais da UFSM, com selo de qualidade da Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solo e de Tecido Vegetal dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (ROLAS RS/SC). Diferentes diagnósticos de qualidade foram realizados, sendo os parâmetros analisados descritos a seguir.

- i. *Acidez do solo e calagem*: pH em água, Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Alumínio (Al), Acidez Potencial (H+Al), Capacidade de Troca Catiônica efetiva (CTC_{efetiva}) com pH natural do solo, Saturação da CTC_{efetiva} por Al, Saturação da CTC_{pH7} por bases e Índice SMP (indicador da necessidade de Calcário para ajusta de pH);
- ii. *Macronutrientes e recomendação de adubação NPK-S*: percentual de matéria orgânica (MO), teor de argila, textura, Enxofre (S), Fósforo extraível pelo método Mehlich-1 (P-Mehlich), Carbono (C) Total, Potássio (K) e CTC a pH7; e
- iii. *Micronutrientes e relações molares*: Cobre (Cu), Zinco (Zn), Boro (B), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Sódio (Na) e Relações Molares.

As análises foram realizadas conforme procedimento analítico descrito em Tedesco et al. (1995).

2.4 MONITORAMENTO QUANTITATIVO

Para atingir o objetivo da pesquisa, torna-se necessário determinar o volume de chuva que precipita ao longo de um evento de chuva e a capacidade da biorretenção na redução do volume de escoamento superficial através de monitoramento quantitativo. A capacidade dos sistemas de contribuição para o controle de enchentes é dada pela sua capacidade de armazenamento, o retardo de tempo para o início da geração do escoamento superficial e a subsequente potencial redução na vazão de pico em cursos d'água.

2.4.1 Volume de precipitação, escoamento e drenagem

O monitoramento quantitativo com controle de volume de escoamento pluvial consiste, de forma simplificada, na diferença do volume de água que entra no sistema e o volume de água que sai. Assim, determina-se a capacidade de retenção de água da célula de biorretenção. Para verificar a quantidade de água que entra, monitora-se o volume precipitado na região pela unidade de área de captação. O volume excedente é quantificado verificando-se a quantidade de água retida dentro dos reservatórios inferiores após o evento de chuva.

Para verificar o volume de água que entra no sistema, foram utilizados os dados registrados pela estação climatológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) de Santa Maria, localizada cerca de 1,5 km do experimento, dentro da área da UFSM. Os dados de precipitação são fornecidos gratuitamente pela plataforma *on-line* do INMET.

O volume que entra no sistema (volume de entrada) é a soma do volume precipitado sobre cada uma das áreas de contribuição. Neste caso, deve-se avaliar se o monitoramento será realizado para a condição Tipo 1, com a biorretenção aberta para a atmosfera, ou se pelo Tipo 2, com a biorretenção fechada.

Após o evento de precipitação, é necessário acessar os reservatórios inferiores para a verificar se houve volume excedente escoado pelo dreno de fundo. Havendo escoamento de fundo, utilizando-se uma régua, verifica-se o nível de água dentro dos reservatórios, e, conseqüentemente, volume de saída da biorretenção.

Para a definição da parcela de água armazenada no sistema (volume retido), foi realizado balanço hídrico simplificado, que determina a diferença entre o volume total escoamento e o volume drenado da biorretenção para os reservatórios inferiores (Equação 2). Na sequência, foi determinado o coeficiente de escoamento (C) da célula de biorretenção por meio da relação entre o volume de escoamento drenado a partir da biorretenção e o volume total precipitado na área de captação (Equação 3).

O volume drenado deve ser sempre menor ou igual ao volume de entrada, assim, o coeficiente de escoamento varia de 0 a 1. Quanto menor o valor de C, maior a capacidade de retenção de água pela biorretenção, indicando elevada eficiência. Porém, quanto mais próximo de 1, menor a eficiência do sistema, pois maior é o volume escoado e menor o volume retido.

$$V_{\text{retido}} = V_{\text{entrada}} - V_{\text{saída}} \quad (2)$$

Sendo: V_{retido} , o volume de água armazenado no leito da biorretenção (L); V_{entrada} , o volume total água recebido pela biorretenção (L); e $V_{\text{saída}}$, o volume drenado pela abertura de fundo (L).

$$C = \frac{V_{\text{saída}}}{V_{\text{entrada}}} \quad (3)$$

Sendo: C, o coeficiente de escoamento (adimensional); V_{entrada} , o volume total água recebido pela biorretenção (L); e $V_{\text{saída}}$, o volume drenado pela abertura de fundo (L).

Um dos fatores a serem observados na questão de quantidade de água é o período de dias sem chuva que antecederam o evento avaliado, pois esse dado interfere na umidade antecedente do solo e do leito filtrante. Esse fator pode estar relacionado à maior ou menor capacidade de armazenamento de água no sistema de biorretenção.

Durante o monitoramento, alguns eventos de precipitação foram descartados, por motivos diversos, que incluem o entupimento da tubulação de saída do escoamento e a danificações na estrutura de coleta devido à alta intensidade da chuva. As falhas nas coletas de dados foram sempre relacionadas ao sistema de monitoramento da biorretenção, nunca com a célula de biorretenção em si. Após cada evento considerado perdido, o sistema passou pela manutenção necessária para que a próxima coleta de dados fosse realizada com sucesso. Embora nem todos os eventos de precipitação tenham sido utilizados nas análises, a identificação de todos os eventos ocorridos foi considerada a fim de se verificar a umidade antecedente do solo da biorretenção, dado a ser relacionado com a capacidade de retenção hídrica do sistema.

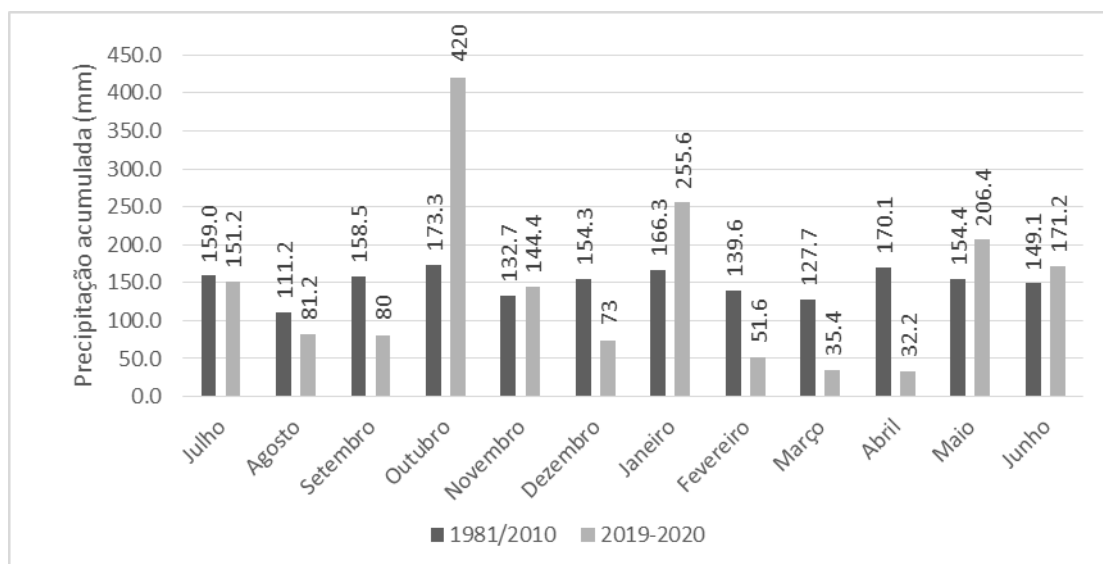
O monitoramento quantitativo foi iniciado posteriormente ao monitoramento qualitativo devido a questões estruturais da biorretenção. A execução da obra para área de reservatórios adequada para coleta e avaliação quantitativa foi finalizada com um atraso de alguns meses devido a questões burocráticas e estruturais. Desse modo, os monitoramentos quantitativos ocorreram de outubro de 2019 a junho de 2020.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CARACTERIZAÇÃO DOS EVENTOS DE PRECIPITAÇÃO

Uma comparação entre as normais de precipitação mensais para o período de 1981 a 2010 para Santa Maria – RS (INMET, 2018), e os registros precipitação no período de junho de 2019 a maio de 2020 (INMET, 2020b) é apresentada na Figura 9.

Figura 9 - Precipitações mensais totais ao longo do período de monitoramento (julho/2019 a junho/2020) e precipitações mensais totais normais (1981 a 2010), em Santa Maria – RS



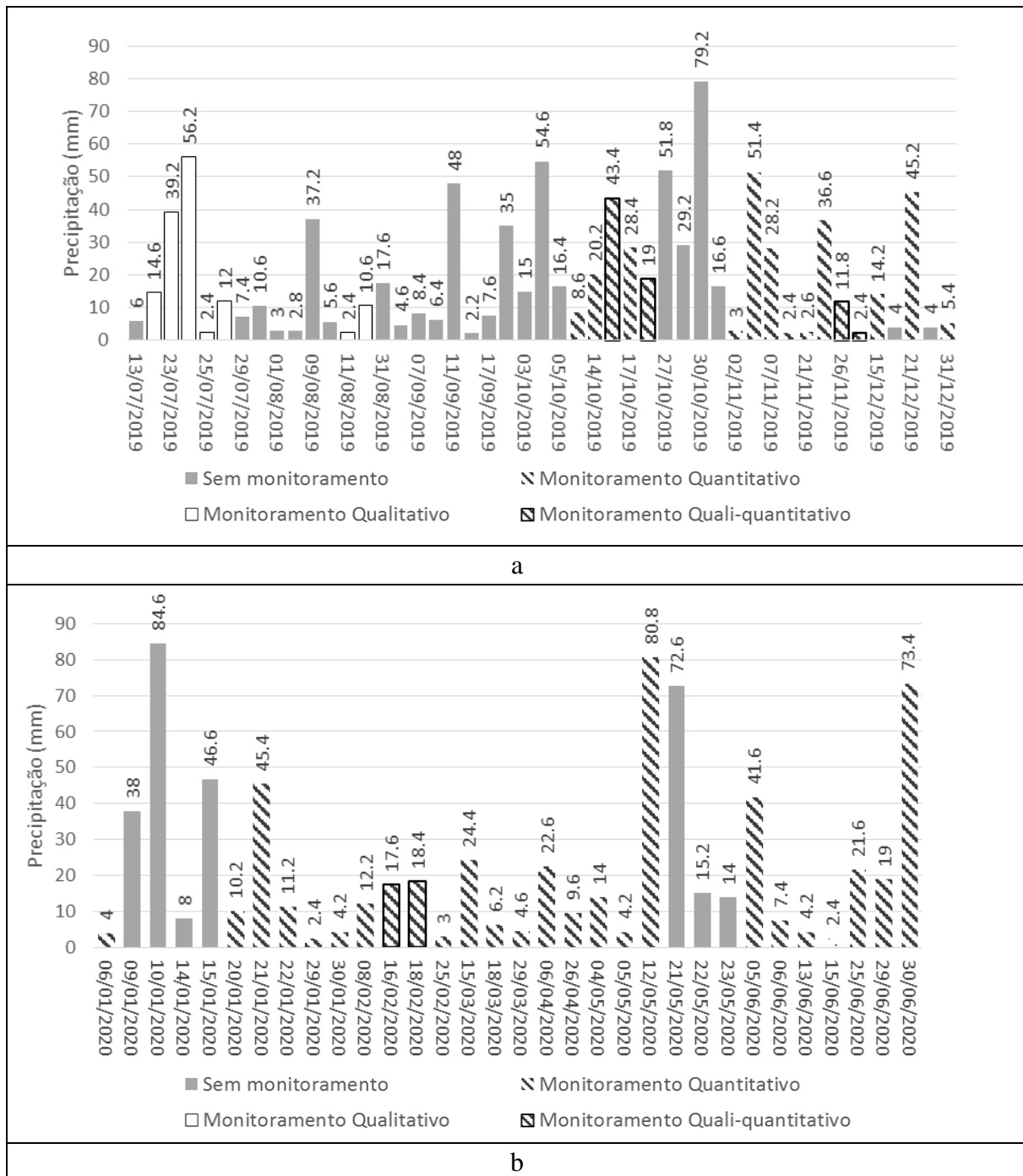
Fonte: Autora.

É possível observar no período estudado, uma variação do padrão de chuva na região, onde as médias mensais estão bastante abaixo do esperado para os meses de Dezembro, Fevereiro, Março e Abril. Esse comportamento climático de baixa pluviosidade é bastante incomum na região, sendo que poucas foram as frentes frias que passaram pela região, causando baixos acumulados de chuva e de forma mal distribuída. Os episódios de ZCAS (Zona de Convergência do Atlântico Sul) e o resfriamento das águas do Oceano Atlântico próximas à costa da Região Sul são fatores que podem ter contribuído para um período de baixo índice de umidade na Região Sul (INMET, 2020a).

Foram 79 as precipitações diárias acumuladas (24h) maiores do que 2 mm ocorridas dentro do período de julho de 2019 a junho 2020. Dentre esses eventos, diversos contaram com

monitoramento qualitativo e/ou quantitativo. A Figura 10 apresenta, dentre as diárias acumuladas em 24h, os eventos que contaram com monitoramento quantitativo, qualitativo ou quali-quantitativo.

Figura 10 - Precipitações diárias acumuladas em 24h (≥ 2 mm) e eventos monitorados, sendo: a) julho a dezembro de 2019; e b) janeiro a junho de 2020



Fonte: Autora.

Observa-se que maiores volumes de chuva acumulada mensal foram registrados nos meses de Outubro de 2019 e Janeiro e Maio de 2020, respectivamente. Sendo o volume de 84,6 mm o mais significativo em 24 horas, registrado no dia 10/01/2020. Infelizmente, tal evento não pôde ser monitorado por motivos estruturais da área de coleta, conforme será melhor explicado no item 3.2.

Apesar de as normais de precipitação mensais disponibilizadas pelo INMET para o período de 1981 a 2010 para Santa Maria (INMET, 2018) apresentarem baixa variação volumétrica ao longo do ano (Figura 2), observa-se que os meses de outubro e janeiro são períodos naturalmente mais chuvosos na região, bem como o mês de abril. Assim, apesar da ocorrência de estiagem no estado do Rio Grande do Sul ao longo do verão, a variação volumétrica de chuva seguiu, de certa forma, o comportamento esperado.

3.2 MONITORAMENTO QUALITATIVO

O monitoramento qualitativo avalia a interferência do leito filtrante da biorretenção sobre a qualidade da água drenada pela via de tráfego, simulando o que ocorreria em um sistema LID real. Com essa finalidade, foram realizadas diferentes análises de água e solo.

3.2.1 Avaliação da qualidade da água

Foram monitorados e analisados sete os eventos de chuva ao longo desse período. Na Tabela 3 é possível observar informações sobre as características desses eventos de chuva, bem como a quantidade de dias antecedentes sem presença de chuva (> 2 mm), o volume da precipitação anterior e a condição de captação de água (Tipo 1 ou Tipo 2).

Dos sete eventos monitorados qualitativamente, os três primeiros (eventos 1, 2 e 3) não contaram com análise de Coliformes Totais e Termotolerantes (indicador de presença de *Escherichia coli* na água) devido a questões técnicas e de disponibilidade de material. Os seis primeiros eventos de chuva (monitorados de julho a novembro de 2019) são da metodologia Tipo 1 e o último (evento 7) é do Tipo 2. O Evento 7 não conta com avaliação da amostra A1 (*First flush*), pois na metodologia Tipo 2 não é realizada coleta do primeiro escoamento gerado sobre a vida. Neste mesmo evento foram incluídas análises de ânions (Fluoreto, Brometo, Nitrito Nitrato, Fosfato e Sulfato).

Tabela 3 - Eventos de precipitação monitorados qualitativamente

Evento	Data	Chuva (mm)	Tipo de captação	Volume de Entrada (L)	Intensidade média (mm/h)	Intensidade de máx. (mm/h)	Nº de dias antecedentes sem chuva	Precipitação anterior (mm)
1	23/07/19	28,2	Tipo 1	62,04	2,0	13,0	8	6,0
2	26/07/19	83,2	Tipo 1	183,04	1,3	9,0	0	28,2
3	12/08/19	13,0	Tipo 1	28,60	1,4	8,4	0	43,2
4	16/10/19	43,4	Tipo 1	95,48	0,9	5,8	7	121,0
5	21/10/19	18,4	Tipo 1	40,48	0,2	5,2	0	28,4
6	27/11/19	14,2	Tipo 1	37,40	0,6	6,2	3	39,2
7	16/02/20	36,2	Tipo 2	43,44	0,7	16,0	7	12,2

Fonte: Autora.

Devido à ausência de ocorrência de chuvas expressivas no período de fevereiro a abril de 2020, somados a problemas técnicos metodológicos, não foram realizadas mais análises qualitativas para maiores informações.

3.2.1.1 Parâmetros físico-químicos

Foram realizadas análises físico-químicas para todos os sete eventos estudados. A Tabela 4 apresenta os seguintes parâmetros analisados: pH, Turbidez, Cor Aparente, Cor Real e Condutividade Elétrica. Os parâmetros de Sólidos Totais (ST), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) são apresentados na Tabela 5. Cada uma das tabelas aqui citadas apresenta a data do evento e o volume precipitado registrado pelo INMET. Na Figura 11 é possível observar as amostras referentes ao evento 4, ocorrido no dia 15/10/2019, além das amostras de Sólidos Suspensos Totais de Sólidos Dissolvidos Totais após pesagem.

Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos das amostras A1 (*First flush*), A2 (amostra de entrada), A3 (amostra de saída) e A4 (água da chuva)

Evento	Data	Precipitação (mm)	pH				Turbidez				Cor aparente				Cor real				Condutividade elétrica			
			A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4
1	21/07/19	28,2	8,45	6,37	6,76	5,91	123,0	19,6	90,4	19,5	2925,0	166,9	1244,0	130,9	651,0	2,2	363,0	38,9	365,7	141,8	124,0	35,8
2	25/07/19	83,2	8,02	6,31	6,25	5,74	66,3	31,3	48,6	10,2	970,0	239,2	421,5	6,0	21,4	24,7	201,7	0,1	145,6	37,7	23,8	07,0
3	12/08/19	13,0	6,50	6,78	6,47	5,79	91,0	49,8	42,3	1,0	1534,0	399,3	408,4	58,8	50,6	55,4	293,8	35,7	215,4	61,8	96,1	09,7
4	15/10/19	43,4	8,33	8,26	7,16	6,16	125,0	97,0	47,0	10,0	2640,0	1588,0	451,0	37,7	157,6	246,8	196,4	15,0	121,1	79,3	25,3	08,7
5	18/10/19	18,4	6,16	5,86	6,33	5,85	15,0	10,0	44,0	5,0	72,1	22,5	341,5	9,6	13,8	9,0	131,9	4,5	91,4	17,1	39,8	16,3
6	22/11/19	17,0	6,38	6,24	5,77	5,85	39,0	17,0	38,0	10,0	826,0	111,0	352,7	18,2	133,8	27,0	128,9	12,8	108,4	31,7	22,7	19,8
7*	16/02/20	36,2	n.r	6,16	6,10	6,52	n.r	55,0	37,0	6,0	n.r	532,4	369,3	19,3	n.r	282,5	20,3	13,0	n.r	21,6	34,9	10,1

n.r: ensaio não realizado. * evento sem incidência direta da chuva sobre a biorretenção (condição Tipo 2)

Fonte: Autora.

Tabela 5 - Sólidos totais, sólidos suspensos e sólidos dissolvidos das amostras A1 (*First flush*), A2 (amostra de entrada), A3 (amostra de saída) e A4 (água da chuva)

Evento	Data	Precipitação (mm)	Sólidos totais (mg/L)				Sólidos suspensos totais (mg/L)				Sólidos dissolvidos totais (mg/L)			
			A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4
1	23/07/19	28,2	10170	300	1850	290	2490	60	140	237,5	7680	240	1710	52,5
2	26/07/19	83,2	832	263	69	58	436	243	16	56,0	396	20	53	2,0
3	12/08/19	13,0	1823	122	82	34	1170	66	11	18,0	653	56	71	19,0
4	16/10/19	43,4	1230	960	230	40	1144	860	142	0,0	86	100	88	40,0
5	21/10/19	18,4	84	16	92	12	43	2	25	0,0	41	14	67	12,0
6	27/11/19	14,2	297	44	58	25	174	10	21	0,0	123	34	37	25,0
7*	16/02/20	36,2	n.r	799	75	6	n.r	472	32	0,0	n.r	327	43	6,0

n.r: ensaio não realizado. * evento sem incidência direta da chuva sobre a biorretenção (condição Tipo 2)

Fonte: Autora.

Figura 11 – Comparativo entre as amostras coletadas em monitoramento qualitativo realizado no dia 16/10/2019 referente ao Evento 4, sendo: a) amostras A1, A2, A3 e A4; b) análise de Sólidos Suspensos Totais; e c) análise de Sólidos Dissolvidos Totais



Fonte: Autora.

O intervalo entre os eventos de precipitação 1 e 2 é de apenas 9 horas. É possível perceber que os valores de pH em cada uma das amostras não sofre grande variação entre o primeiro e o segundo evento analisado, porém os valores de pH são ligeiramente mais baixos na segunda chuva. Ainda com relação aos eventos 1 e 2, para os demais parâmetros apresentados na Tabela 4, observa-se uma considerável redução nas características qualitativas do evento 2 em comparação ao evento 1. Acredita-se que essa diferença esteja atribuída à maior concentração de sólidos totais encontrada nas amostras do Evento 1, uma vez que este foi responsável pela primeira lavagem da área de drenagem sobre a via com maior arraste de sólidos para dentro do sistema.

Atribui-se o elevado teor de sólidos encontrado nas amostras A1, A2 e A4 do primeiro evento estudado, à presença de rajadas de vento de aproximadamente 24 m/s registradas pelo INMET momentos antes do início da precipitação, pois foram encontrados altos teores de sólidos, inclusive, na amostra de água da chuva. A grande presença de sólidos nas amostras gera aumento na turbidez (sólidos suspensos totais), na cor e na condutividade elétrica (sólidos dissolvidos totais) da água (APHA, 2012).

Com exceção do evento 7, que não recebeu água precipitada diretamente sobre a biorretenção (causadora de diluição nas demais amostras de entrada – A2), é possível perceber que a turbidez de A3 diminuiu gradativamente ao longo do tempo, porém não linearmente, e não guardando relação com o volume de chuva registrado. O mesmo ocorre com parâmetros de cor aparente e cor verdadeira. Este comportamento não é observado nas demais amostras (A1 e A4) e por esse motivo, pode ser um indício de que a idade da biorretenção interfira na atuação do sistema como sumidouro.

Os níveis de cor aparente detectados nas amostras de A4, referente a água da chuva, são consideravelmente altos, variando de 6 uC a 130 uC. Pessoa (2016), ao analisar amostras de água da chuva coletadas durante 20 eventos de entre os anos de 2015 e 2016 em região bastante próxima ao experimento em questão, encontrou valores inferiores de cor aparente, na faixa de 0,0 uC a 31,9 uC. Acredita-se que presença de cor e turbidez nas amostras de chuva (A4) do presente estudo deva-se à poeira acumulada e a ação do vento, sendo comum durante as coletas encontrar folhas de árvores ou pequenos insetos no recipiente coletor. A maior quantidade de sólidos totais encontrada nas amostras A4, em comparação aos dados registrados por Pessoa (2016) pode ser explicada pelo posicionamento do coletor de água da chuva. O recipiente encontra-se junto à biorretenção, muito próximo da via de tráfego lateral e de uma área de estacionamento não pavimentada com considerável fluxo de veículos ao longo de dias letivos, além da proximidade com vegetação de médio e grande porte.

Com relação aos sólidos, os resultados oscilam sem que a biorretenção apresente padrão comportamental, sendo que durante alguns eventos a mesma atuou como fonte de sólidos, enquanto em outros, atuou como sumidouro para A3. Por este motivo, após o sexto evento de precipitação, decidiu-se criar uma segunda metodologia para amostragem (Tipo 2), retirando-se assim a influência da água precipitada diretamente sobre a biorretenção, causadora de diluição na amostra de entrada (A2). Entretanto, devido a problemas de coleta e ausência de chuva nos primeiros meses do ano de 2020, entre outros fatores determinantes, não foi possível avançar nas análises com amostragem Tipo 2.

Em eventos com maior carregamento de sólidos, a biorretenção tem atuação positiva, retendo parcela dos sólidos suspensos totais, a exemplo dos eventos 4 e 7, principalmente. No entanto, em chuvas mais leves, com menor concentração de sólidos suspensos encontrados na amostra de entrada (A2), observa-se que a concentração destes na saída da biorretenção (A3) é maior do que na entrada, a exemplo dos eventos 5 e 6. Desse modo, pode-se constatar que, independentemente do valor de sólidos suspensos encontrado na entrada da biorretenção, haverá alguma liberação de SST pelo dreno de fundo.

A cor aparente de uma amostra pode ser influenciada pelo teor do SST. Assim, foram realizadas análises de cor real após filtração e retirada dos sólidos suspensos, restando apenas os sólidos dissolvidos nas amostras. Observa-se uma tendência de aumento nos teores de sólidos dissolvidos totais em A3 e, como consequência, na unidade de cor real também. Por este motivo, acredita-se que a biorretenção também atua como fonte de sólidos dissolvidos na água de saída (A3).

Outro fator associado aos SST de uma amostra é a turbidez. Nesse sentido, pode-se observar que existe um certo padrão de comportamento quanto à turbidez de A3, que apresenta resultados relativamente parecidos em todos os eventos (à exceção do evento 1) mesmo havendo grande oscilação nos valores de turbidez em A2.

A condutividade elétrica da água tem relação com os sólidos dissolvidos totais, que se dissociam em ânions e cátions, porém, a correlação não é direta, uma vez que a quantidade de íons varia entre ânions e cátions e a água não é uma solução simples (FUNASA, 2014). Observando os parâmetros de condutividade e sólidos dissolvidos é possível observar certa coerência no comportamento dos resultados. Isto é, se a condutividade está alta, o teor de SDT também está, e vice versa.

A diferença entre as amostras de entrada (A2) e saída (A3) são o principal foco desse estudo de qualidade de água, pois determina o comportamento da biorretenção como sumidouro ou como agente fonte de poluentes. Dessa forma, para uma melhor análise das características físico-químicas, para cada um dos eventos estudados, a Tabela 6 apresenta os valores encontrados subtraindo-se de A2 os valores de A3. Valores positivos indicam melhora na qualidade da água para um determinado parâmetro, enquanto que valores negativos indicam piora na qualidade da água. Este critério somente não se aplica ao parâmetro de pH da água.

Tabela 6 - Comparação entre os resultados das amostras de entrada (A2) e saída (A3) para todos os parâmetros físico-químicos avaliados

Evento	Data	Chuva (mm)	Variação (A2 - A3)							
			pH	Turbidez (UNT)	Cor aparente (uC)	Cor real (uC)	Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	ST (mg.L^{-1})	SST (mg.L^{-1})	SDT (mg.L^{-1})
1	23/07/2019	28,2	-0,39	-70,8	-1077,1	-360,8	17,80	-1550	-80,0	-1470
2	26/07/2019	83,2	0,06	-17,3	-182,3	-177,0	13,91	194,0	227,0	-33,0
3	12/08/2019	13,0	0,31	07,5	-09,1	-238,4	-34,30	40,0	55,0	-15,0
4	16/10/2019	43,4	1,10	50,0	1137,0	50,40	53,93	730,0	718,0	12,0
5	21/10/2019	18,4	-0,47	-34,0	-319,0	-122,9	-22,74	-76,0	-23,0	-53,0
6	27/11/2019	14,2	0,47	-21,0	-241,7	-101,9	08,97	-14,0	-11,0	-3,0
7	16/02/2020	36,2	0,06	18,0	163,1	262,2	-13,29	724,0	440,0	284,0

Fonte: Autora.

Conforme se observa, diversos parâmetros resultados em valores negativos, ou seja, para todos os parâmetros estudados, em algum momento a biorretenção atua como fonte de poluentes e em outro como sumidouro. O pH, é o único parâmetro que não se enquadra nesse critério, pois, de modo geral, encontra-se sempre em uma faixa próxima à neutralidade ($\text{pH} = 7.0$), sem apresentar variações bruscas para níveis muito ácidos ($\text{pH} < 5$) ou básicos ($\text{pH} > 10$). O pH da chuva (A4), por outro lado, apresenta-se ligeiramente ácido em todos os eventos (Tabela 4).

Uma vez que foi detectado que a biorretenção atua como fonte de sólidos dissolvidos na maioria dos eventos avaliados, observa-se, como esperado, resultados negativos de Turbidez e Cor (aparente e real) na grande maioria dos eventos analisados. Dessa forma, pode-se concluir que o fator que mais compromete a qualidade da água quanto a aspectos físico-químicos é a elevada liberação de sólidos pela drenagem de fundo.

Para o evento 4, todos os resultados são positivos. Assim, com relação aos parâmetros físico-químicos, a biorretenção atua de forma favorável à melhora da qualidade da água em todos os aspectos. O evento 4 é caracterizado por uma chuva de 43,4 mm que ocorreu em um intervalo de 8 horas. Ao se comparar o evento 4 com o evento 5, pode-se observar uma inversão dos resultados encontrados. Possivelmente essa inversão na eficiência da biorretenção como sumidouro se deva ao fato de o solo da biorretenção já estar muito saturado ao longo do mês, com precipitações no dia 14, dia 16, dia 17 e dia 21.

O evento 7, de forma análoga ao evento 4, apresentou, em sua quase totalidade, resultados positivos para os parâmetros físico-químicos analisados (exceto o parâmetro de condutividade elétrica). Estes resultados podem ser outro indicativo de que, após períodos mais

secos ou com chuvas menos intensas, a biorretenção atua com maior eficiência na forma de sumidouro, ao contrário do observado nos eventos 5 e 6. Assim, a umidade antecedente do solo pode ser fator determinante na qualidade da água liberada pelo dreno de fundo, como sugerem outros estudos semelhantes realizados com estruturas LID (PESSOA, 2016; MORUZZI; MOURA; BARBASSA, 2014).

Outro fator que pode influenciar na atuação qualitativa da biorretenção é a idade do sistema (PESSOA, 2016). No estudo de Alyaseri et al. (2017), as biorretenções testadas apresentaram maior liberação de poluentes quando ainda jovens, porém, após os leitos estarem estabilizados, sua atuação é de sumidouro, tratando a água de drenagem que recebe. No presente estudo, não foi possível observar padrão de melhora ou piora na eficiência qualitativa da biorretenção ao longo do tempo para nenhum dos aspectos físico-químicos avaliados. Possivelmente, ao longo do tempo e a melhor estabilização do leito filtrante os resultados apresentassem certo padrão comportamental, para tal verificação, indica-se estudos a mais longo prazo.

3.2.1.2 Parâmetros microbiológicos

Os valores de Coliformes são expressos em NMP.100 mL⁻¹, que representa a estimativa (número mais provável – NMP) da densidade de microrganismos presentes em uma amostra de 100 mL.

Como comentado anteriormente, nesse estudo as três primeiras análises laboratoriais não contaram com análises microbiológicas devido a questões técnicas. Na Tabela 7 estão dispostos os resultados das análises realizadas para detecção de Coliformes Totais em uma única análise por amostra. Os Coliformes Termotolerantes foram ausentes, desta forma não estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Parâmetros microbiológicos das amostras A1 (*First flush*), A2 (amostra de entrada), A3 (amostra de saída) e A4 (água da chuva)

Evento	Data	Precipitação (mm)	Coliformes Totais (NMP.100 mL ⁻¹)			Redução (A2 - A3) %
			A1	A2	A3	
4	15/10/2019	43,4	860	261300	0	100,00
5	18/10/2019	18,4	7540	10500	1480	85,90
6	22/11/2019	17	16500	520	0	100,00
7	16/02/2020	36,2	n,r,	6380	840	86,83

n.r: análise não realizada

Fonte: Autora.

Pelos resultados apresentados, pode-se concluir que não existe padrão de comportamento quanto a presença de coliformes totais nas amostras, nem com relação ao volume precipitado, nem com relação a presença de coliformes na amostra A1. Quando detectados em A3, os valores de coliformes são sempre menores do que os encontrados em A1 e A2, o que demonstra eficiência no sistema atuando como sumidouro de bactérias. Resultados semelhantes de redução de coliformes foram encontrados por Alyaseri et al. (2017) em estudo com biorretenções em estágio inicial de atividade.

Nos dois primeiros eventos foram encontrados resultados bastante curiosos com relação a maior presença de coliformes totais na amostra A2. Esperava-se que o maior teor de patógenos fosse detectada na amostra A1, devido a maior concentração de poluentes comumente detectada nesse tipo de coleta de *first flush*. Para este comportamento específico, uma hipótese do que possa ter ocorrido é que, ao longo do evento de precipitação, o impacto das gotas de chuva, ao desagregar as partículas de solo contaminadas com agentes microbiológicos, lance as mesmas para dentro das calhas de distribuição, e daí para os coletores. Ou ainda, possivelmente, que a própria rugosidade e a permeabilidade do pavimento funcione como um filtro ou repositório de coliformes. Porém coliformes também podem ser encontrados em amostras de água da chuva (PESSOA, 2016; HAGEMANN, 2009) e, dessa forma, outra fonte de contaminação da água da biorretenção por coliformes poderia ser a própria água da chuva através da ação do vento.

Independentemente da fonte de contaminação da biorretenção por coliformes, pelo percentual de redução de presença de coliformes de A2 para A3, pode-se concluir que a célula de biorretenção assume papel de sumidouro para Coliformes Totais, reduzindo-os em mais de 85%. Coliformes termotolerantes (indicadores da presença de *E. coli*) não são detectáveis em nenhuma das amostras, assim, conforme o enquadramento previsto na Resolução CONAMA n° 357, de 2005, este parâmetro não é um limitante na qualidade da água amostrada.

3.2.1.3 Detecção da presença de nutrientes inorgânicos

As análises para detecção da presença de ânions foram realizadas para as amostras de entrada (A2), saída (A3) e de água da chuva (A4). O evento analisado foi o de número 7 (Tabela 3) com precipitação de 36,2 mm. Na Tabela 8 estão apresentados os resultados com relação a presença de Fluoreto, Cloreto, Brometo, Nitrito e Nitrato nas amostras avaliadas, entretanto, os resultados são considerados com teores muito baixos para uma análise mais aprofundada e fundamentada. Também, devido a problemas técnicos, somados à ausência de chuva

representativa no início do ano de 2020, conforme previamente descrito no item 3.1, não foi possível realizar mais análises de ânions até o fechamento deste estudo.

Observando-se a qualidade da água da chuva em comparação com a água de entrada da biorretenção (variação 1), não era esperada diminuição nos teores de A2 com relação a A4 (valores negativos). No entanto, observa-se que houve redução na concentração de Cloreto e de Nitrito em A2. Mais ensaios deveriam ser realizados com a finalidade de averiguar tal comportamento, no entanto, acredita-se que os teores de Cloreto e Nitrito encontrados na água da chuva não sejam provenientes de poluentes atmosféricos, mas sim algum sólido que, depositado dentro do reservatório de água da chuva pela ação do vento, tenha realizado a contaminação da amostra. Quanto aos demais nutrientes, observa-se aumento nos teores de Brometo, Nitrato e Sulfato após passagem pela via. Assim, presume-se que a via asfáltica seja fonte de contaminação por tais nutrientes na água de drenagem urbana.

Os resultados da água coletada após drenagem de fundo (A3) demonstram que a biorretenção atua como fonte de contaminação por ânions, liberando nutrientes como Fluoreto, Cloreto, Nitrato e Sulfato para a água escoada, ao contrário do relatado por Sun e Fan (2019) em estudo realizado com a vegetação Gravatinha ou Clorofito (*Chlorophytum comosum*) para tratamento de banhados. Porém, a vegetação não atua sozinha e, para melhor compreender a atuação do substrato de solo sobre a qualidade da água, foram realizadas análises qualitativas do substrato utilizado no leito da biorretenção. Estes resultados e maiores discussões encontram-se no item 3.2.2. O único nutriente que apresenta redução em sua concentração após passagem pelo leito filtrante é o Brometo. Também, a biorretenção não atua como fonte de Nitrito ou Fosfato.

Tabela 8 - Presença de nutrientes nas amostras de entrada (A2), saída (A3) e água da chuva (A4) para o Evento 7, ocorrido em 16/02/2020 com volume de 36,2 mm

Parâmetros	Amostras			Variação 1 (A2-A4)	Variação 2 (A2-A3)
	A2	A3	A4		
Fluoreto (mg/L)	nd	0,04	nd	nd	-0,04
Cloreto (mg/L)	0,42	0,92	0,65	-0,23	-0,50
Brometo (mg/L)	0,72	0,03	0,42	0,30	0,69
Nitrito (mg/L)	nd	nd	0,07	-0,07	nd
Nitrato (mg/L)	0,84	1,04	0,04	0,80	-0,20
Fosfato (mg/L)	nd	nd	nd	nd	nd
Sulfato (mg/L)	1,51	2,80	1,20	0,31	-1,29

nd: não detectável.

Fonte: Autora.

Em estudo que avalia a qualidade da água drenada a partir de telhados verdes, realizado pelo Grupo de Pesquisas em Modelagem Hidroambiental e Ecotecnologias da UFSM (FENSTERSEIFER et al., 2018) com o mesmo tipo de solo utilizado no presente estudo, pôde-se observar que os teores de Cloro, Nitrato e Sulfato encontrados na água liberada pelo dreno de fundo do sistema tendem a cair com a maturidade do telhado verde, por estabilização do substrato e da vegetação. Já os teores de Nitrito são bastante baixos, quando detectados, fator coerente com o resultado de A3 que apresenta concentração não detectável de Nitrito na água de saída da biorretenção.

Outros estudos (HARPER et al., 2014; GLASS, 2007; TURK et al., 2014; MANGANGKA et al., 2014) apontam que as concentrações de Nitrogênio Total liberadas pelo escoamento de fundo são decrescentes ao longo do tempo em estruturas LID vegetadas, concluindo que a idade da estrutura pode interferir nas concentrações dos mesmos. Além disso, Mangangka et al., 2014 enfatiza que uma bacia de biorretenção possui uma capacidade relativamente menor de tratar eventos com grandes volumes de precipitação.

3.2.2 Avaliação da qualidade do solo/substrato de solo

Conforme estudo com telhados verdes realizado na mesma área experimental dessa pesquisa (LIBERALESSO, 2018), o solo encontrado na região (utilizado na composição do substrato de solo do presente estudo) é de grande capacidade de retenção de água, com classificação Argissolo Vermelho-amarelo e pertencente ao Horizonte A (entre 10 e 40 cm de profundidade) da área de coleta. A capacidade de armazenamento de um substrato de solo equivale a sua aptidão em manter a água retida no sistema durante o período de saturação do mesmo. O volume armazenado está relacionado às características físico-químicas do solo.

As características físico-químicas do substrato de uma biorretenção podem influenciar nos aspectos quali-quantitativos da água drenada após passagem pelo leito filtrante. Isso ocorre, pois as características físicas de textura, presença de argila e matéria orgânica no substrato representam uma maior ou menor capacidade de retenção de água e poluentes pelo sistema solo-planta.

As características físico-químicas da amostra do substrato da biorretenção - composta em 50% por Argissolo Vermelho-amarelo e 50% por areia média - foram comparadas e interpretadas segundo o estabelecido pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina – CQFS RS/SC. O Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (CQFS, 2004), estabelece

cinco faixas de interpretação agronômica dos resultados de análises de solo, três delas entre os valores zero e o teor crítico, pela divisão em intervalos uniformes, denominadas "Muito baixo", "Baixo" e "Médio", e duas para os valores superiores ao valor de teor crítico, denominadas "Alto" e "Muito alto". O nível adequado, também denominado faixa adequada, corresponde à faixa "Alto". Estes dados estão dispostos na Tabela 9.

O pH do solo em água é bastante baixo (ácido). Entretanto, conforme os dados dos sete eventos estudados, este fator não apresenta interferência no pH da água de saída da biorretenção (A3), que apresenta baixa variação de pH para mais ou para menos.

Pelos resultados das análises de solo, observa-se que algumas correções poderiam ser feitas com a finalidade de melhorar a qualidade do solo, favorecendo a vegetação nele instalada. Como por exemplo, correção da acidez com inclusão de calcário (conforme índice SMP) e adubação com matéria orgânica, bastante baixa nas análises. A correção do pH para 7 com adição de cátions, como cálcio e nutrientes essenciais para as plantas, auxiliaria na melhora da capacidade de troca catiônica do solo (CTC) deixando-o mais fértil.

Tabela 9 - Características físico-químicas do substrato de solo da biorretenção

Parâmetro	Unidade	Resultados	Interpretação
pH em água	-	4,4	Muito baixo
Ca	cmol.dm ³	1,7	Baixo
Mg	cmol.dm ³	1,3	Alto
Al	cmol.dm ³	2,3	-
H+Al	cmol.dm ³	15,4	-
CTC efet.	cmol.dm ³	5,4	-
Saturação por Al	%	42,6	Alto
Saturação Bases	%	16,6	Muito baixo
Índice SMP	-	4,9	-
MO	%	0,8	Baixo
Argila	%	43	Classe 2 – Alto
Textura	-	2,0	-
S	mg/dm ³	8,7	Alto
P-Mehlich	mg/dm ³	1,5	Muito baixo
C Total	g.kg-1-	-	-
K	cmol./dm ³	0,041	Muito baixo
CTC pH7	cmol./dm ³	18,5	Alto
K	mg/dm ³	16,0	-
Cu	mg/dm ³	1,93	Alto
Zn	mg/dm ³	0,23	Médio
B	mg/dm ³	0,2	Médio
Fe	mg/dm ³	-	-
Mn	mg/dm ³	-	-
Na	mg/dm ³	-	-
Ca/Mg	Reações molares	1,3	-
(Ca+Mg)/K	Reações molares	74,0	-
K/(Ca+Mg)1/2	Reações molares	0,024	-

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da CQFS (2004).

Não é possível concluir a atuação da biorretenção quanto a presença de ânions visto que os resultados encontrados não apresentam teores significativos de contaminação pelos mesmos. A partir das análises da Tabela 8, observa-se que a biorretenção pode ser fonte (em teores mínimos) de Fluoreto, Cloreto, Nitrato e Sulfato para a água de drenagem de fundo do sistema. Este fator, aparentemente, não encontra-se diretamente relacionado com a qualidade do substrato de solo utilizado no experimento.

Em estudo similar com telhados verdes, Moruzzi, Moura e Barbassa (2014) observaram que a inclinação do leito filtrante e a umidade antecedente do solo são fatores determinantes relacionados ao transporte de material do telhado verde para o sistema de drenagem. Seus resultados indicam que quanto maior a inclinação do sistema, maior é o transporte de material, assim, uma inclinação de 10% seria o ideal.

Fensterseifer et al. (2018), em estudo realizado com telhados verdes, constatou altas concentrações de Cloreto, Nitrato e Sulfato nas amostras de saída do sistema, os quais foram atribuídos, principalmente, a atuação das plantas como fixadoras (via sistema radicular) e liberadoras de nutrientes, variando com a situação fitossanitária da vegetação. Esta segunda pesquisa fez uso do mesmo solo utilizado no presente estudo, bem como a mesma inclinação de fundo (10%). Comparando-se os resultados, uma possível explicação para a liberação de nutrientes pela biorretenção, seria o enfraquecimento da vegetação da biorretenção ao longo do período de verão, como pode ser observado na Figura 9.

Figura 9 - Vegetação Clorofito (*Chlorophytum comosum*) ao longo de um ano de monitoramento da biorretenção



Fonte: Autora.

Inicialmente, após a instalação do sistema, durante um período de alguns meses (junho a novembro), as plantas se apresentaram bem enraizadas e adaptadas ao clima. Com a ausência de chuva e altas temperaturas registradas nos meses de dezembro a abril, além da incidência direta de radiação solar sobre o experimento ao longo de praticamente todo o período diurno, a

vegetação demonstrou significativa diminuição no seu sistema folhar, prevenindo-se da perda de água por transpiração, porém, seguiu apresentando flores e novas mudas, que apresenta a mudança na vegetação ao longo do período estudado. Foram realizadas irrigações com baixo volume de água no sistema ao longo de períodos muito secos, com a finalidade de manutenção do mesmo, porém sem influenciar em sua atuação quali-quantitativa.

3.2.3 Avaliação da qualidade da água e a legislação brasileira

As condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos encontram-se na Resolução CONAMA 430 de 2011. A água de drenagem urbana não é considerada como um efluente e nem é listada na Resolução 430/2011 do CONAMA. No entanto, a água de drenagem urbana, também conhecida como “pluvial”, é comumente lançada sem tratamento prévio em corpos hídricos no Brasil, assim, poderia ser considerada como efluente líquido. Um efluente, ao ser lançado em um corpo receptor, não pode atribuir-lhe características de qualidade em desacordo com as metas do seu enquadramento (BRASIL, 2011). Complementarmente, a Resolução CONAMA 357 de 2005 (alterada pelas Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011), dispõe sobre a classificação dos corpos d’água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. A presença de nutrientes inorgânicos em A3 comparativamente aos Padrões de Qualidade da Água (BRASIL, 2005) para águas doces, pode ser observada na Tabela 10.

Tabela 10 - Presença de nutrientes inorgânicos na amostra de saída comparativamente aos Padrões de Qualidade da Água conforme a Resolução CONAMA 375/2005

Parâmetros	A3	Padrões de qualidade – Res. CONAMA 357/2005 Água doce - Classe 1
Fluoreto (mg/l)	0,04	1,4
Cloreto (mg/L)	0,92	250,0
Brometo (mg/L)	0,03	n.i.
Nitrito (mg/L)	nd	1,0
Nitrato (mg/L)	1,04	10,0
Fosfato (mg/L)	nd	n.i.
Sulfato (mg/L)	2,8	250,0

nd: não detectável; n.i.: valor não indicado na legislação citada

Fonte: elaborado pela autora a partir de dados da Resolução CONAMA 357/2005

Como pode ser observado na Tabela 10, as características da água de saída (A3) para nutrientes inorgânicos encontram-se dentro do enquadramento Classe 1 para águas doces.

Assim, a qualidade da água de A3, é compatível para lançamento direto sem efeitos prejudiciais em cursos d'água de classe 1, 2, 3 e 4.

Considerando-se os parâmetros físico-químicos da amostra A3 para os 7 eventos avaliados, a água de drenagem de fundo da biorretenção se enquadraria como classe 4 para águas doces. Isto significa que, devido a parâmetros de cor e turbidez (consequência da grande presença de sólidos nas amostras), a água de drenagem de fundo seria classificada como a de pior qualidade prevista pela legislação. Águas de classe 4 podem ser destinadas à navegação e à harmonia paisagística apenas (BRASIL, 2005). Para melhorar a qualidade físico-química da água drenada pelo fundo da biorretenção, um processo adicional de filtração poderia ser adotado, ou mesmo o aumento da profundidade do leito filtrante do sistema possivelmente seria suficiente para reter parcela dos sólidos totais, minimizando assim os parâmetros de cor e turbidez das águas.

3.3 MONITORAMENTO QUANTITATIVO

3.3.1 Volume de escoamento e drenagem

Após nove meses de monitoramento, 27 eventos de precipitação foram considerados consistentes para análise do funcionamento quantitativo da biorretenção. A Tabela 11 apresenta os dados referentes aos valores numéricos de volume de precipitação, entrada, saída e retenção para cada um dos 27 eventos de chuva validados, bem como os dias antecedentes sem presença de precipitação. Os dados de saída foram calculados pela Equação 1

Observa-se que eventos com escoamento de fundo obtiveram um volume de entrada mínimo de 40 litros (mais precisamente, 43,4 litros, referente ao evento 16). Seguindo-se esse padrão, dos 27 eventos validados, 13 foram considerados de maior representatividade, todos com volume de entrada na biorretenção maior que 40 litros. Destes, oito apresentaram drenagem de fundo. Na Figura 13 para cada evento de chuva, conforme numeração apresentada na Tabela 11, podem ser observados: o volume de entrada (litros), os percentuais de água retida e de água drenada (saída pelo fundo) e também o número de dias antecedentes sem precipitação.

Os dados apresentados no gráfico da Figura 13 demonstram que, no geral, mesmo para os eventos considerados de maior representatividade, o percentual de escoamento gerado pela biorretenção não é alto, comparando-se com o retido. Também é possível verificar que não existe relação direta entre volume de entrada e escoamento de fundo, porém, observa-se que, para os maiores eventos de chuva registrados (1 e 27) houve drenagem de fundo bastante baixa,

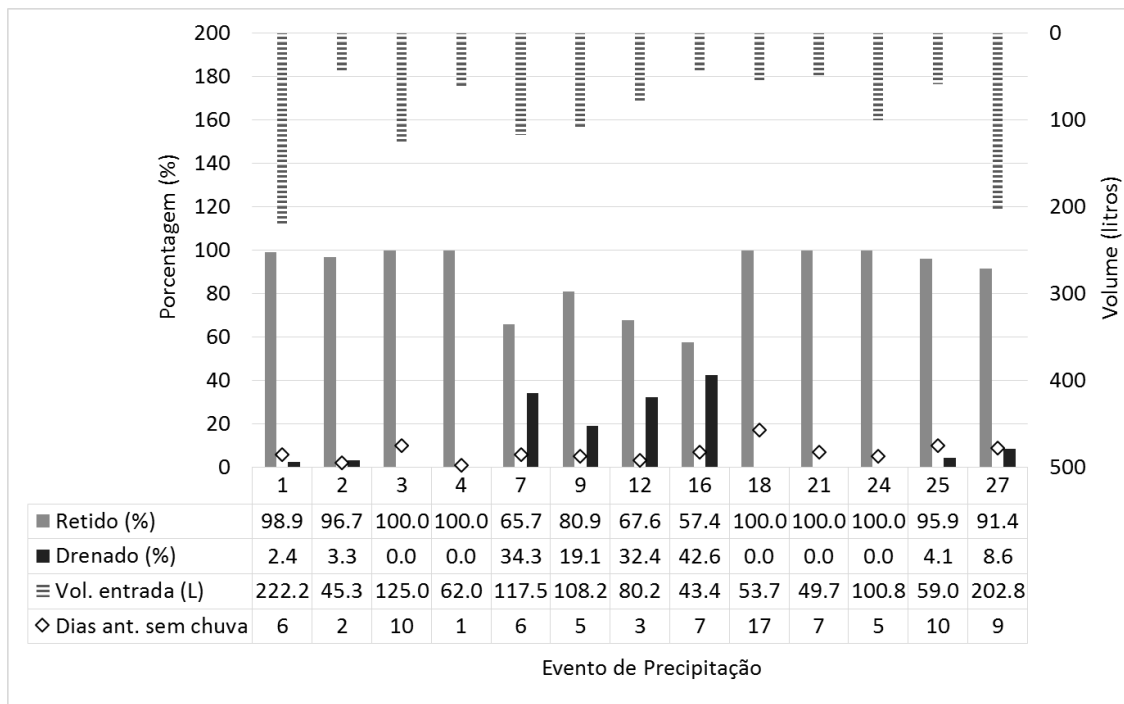
sendo que o primeiro evento ocorreu em outubro de 2019 após um período de seis dias sem chuva e o segundo, nove meses depois, em junho de 2020, com um intervalo de nove dias sem chuva. Em outros eventos com maior intervalo de dias sem chuva (a exemplo dos eventos 7, 9, e 16) o escoamento de fundo foi relativamente mais elevado, passando dos 30%.

Tabela 11 - Volumes de precipitação, entrada, saída e retenção para cada evento de chuva, datas de início e dias antecedentes sem presença de chuva

Evento	Data	Precipitação (mm)	Dias antecedentes sem chuva	Volume de entrada total (L)	Volume retido (L)	Volume drenado (L)	Volume retido (%)
1	13/10/2019	101,0	6,0	222,2	219,8	2,4	98,92
2	21/10/2019	20,6	2,0	45,3	43,8	1,5	96,69
3	02/11/2019	56,8	10,0	125,0	125,0	0,0	100,00
4	07/11/2019	28,2	1,0	62,0	62,0	0,0	100,00
5	09/11/2019	2,0	1,0	4,4	4,4	0,0	100,00
6	13/11/2019	4,0	3,0	8,8	8,8	0,0	100,00
7	21/11/2019	53,4	6,0	117,5	77,2	40,3	65,70
8	15/12/2019	14,2	17,0	31,2	31,2	0,0	100,00
9	21/12/2019	49,2	5,0	108,2	87,5	20,7	80,88
10	30/12/2019	9,6	8,0	21,1	21,1	0,0	100,00
11	06/01/2020	4,0	5,0	8,8	8,8	0,0	100,00
12	20/01/2020	66,8	3,0	80,2	54,2	26,0	67,63
13	29/01/2020	2,4	6,0	5,3	5,3	0,0	100,00
14	31/01/2020	4,4	1,0	9,7	9,7	0,0	100,00
15	08/02/2020	12,2	7,0	14,6	14,6	0,0	100,00
16	16/02/2020	36,2	7,0	43,4	24,9	18,5	57,41
17	26/02/2020	3,2	6,0	7,0	7,0	0,0	100,00
18	15/03/2020	24,4	17,0	53,7	53,7	0,0	100,00
19	18/03/2020	6,2	2,0	7,4	7,4	0,0	100,00
20	29/03/2020	4,6	10,0	10,1	10,1	0,0	100,00
21	06/04/2020	22,6	7,0	49,7	49,7	0,0	100,00
22	26/04/2020	9,6	19,0	21,1	21,1	0,0	100,00
23	04/05/2020	18,2	7,0	40,0	40,0	0,0	100,00
24	11/05/2020	84,0	5,0	100,8	100,8	0,0	100,00
25	04/06/2020	49,2	10,0	59,0	56,6	2,4	95,87
26	13/06/2020	6,6	4	14,52	14,52	0,0	100,00
27	25/06/2020	92,2	9	202,84	185,34	17,5	91,37

Fonte: Autora.

Figura 13 - Volume de entrada (litros), porcentagem (%) de água retida, porcentagem (%) de água drenada, número de dias antecedentes sem precipitação por evento de chuva



Fonte: Autora.

Quando o percentual de retenção de água na biorretenção é 100%, o Coeficiente de Escoamento é zero, ou seja, não houve drenagem de fundo, pois toda a água recebida pelo sistema ficou retida no leito filtrante. Desse modo, também é possível avaliar a eficiência do sistema em reter os escoamentos superficiais ao longo do tempo através do Coeficiente de Escoamento (C). A partir dos dados de entrada e saída, utilizando-se a Equação 2, foi possível calcular o valor de C para todos os eventos que obtiveram drenagem de fundo. O Coeficiente de escoamento e o percentual de retenção (eficiência) da biorretenção para cada evento de chuva no qual houve drenagem de fundo são apresentados na Tabela 12 juntamente com as demais informações consideradas relevantes para a análise de cada evento.

O coeficiente de escoamento tende a aumentar conforme a idade da infraestrutura LID devido, principalmente, ao preenchimento dos vazios com sólidos carregados pela água de drenagem para dentro do sistema, diminuindo assim seu volume útil (GUO; LUU, 2015). O atual estudo foi concluído com poucos dados com geração de drenagem de fundo para verificar a ocorrência ou não de tal tendência comportamental, porém é possível verificar que existe de fato um aumento no coeficiente de escoamento ao longo de tempo, com exceção dos dois últimos eventos, que apresentam uma queda brusca nesses valores.

Tabela 12 – Volume de entrada, dias antecedentes sem chuva, volume retido, volume escoado, coeficiente de escoamento e percentual de volume retido no sistema de biorretenção para cada evento de chuva com geração de escoamento de fundo

Evento	Data	Dias antecedentes sem chuva	Volume de entrada (L)	Volume retido (L)	Volume escoado (L)	Coeficiente de escoamento - C	Volume retido (%)
1	13/10/2019	6	222.2	219.8	2.4	0.011	98.92
2	21/10/2019	2	45.32	43.82	1.5	0.033	96.69
7	21/11/2019	6	117.48	77.19	40.29	0.343	65.70
9	21/12/2019	5	108.24	87.54	20.7	0.191	80.88
12	20/01/2020	3	80.16	54.21	25.95	0.324	67.63
16	16/02/2020	7	43.44	24.94	18.5	0.426	57.41
25	04/06/2020	10	50.4	47.96	2.44	0.048	95.16
27	25/06/2020	9	202.84	185.34	17.5	0.086	91.37

Fonte: Autora.

A primeira chuva monitorada quantitativamente, no mês de outubro de 2019, após quatro meses da instalação da biorretenção, teve seu volume de entrada retido em quase 99% e um coeficiente de escoamento de 0,011, o mais baixo de toda a série de dados, o que demonstra maior eficiência. Neste evento foram registrados 101 mm de precipitação pelo INMET, o maior volume da série de eventos monitorados, o que representa uma entrada de 222,2 litros no sistema e uma retenção de aproximadamente 219,8. A chuva anterior a este evento foi ainda mais volumosa e ocorreu apenas seis dias antes, com 121 mm registrados.

Na sequência, a biorretenção apresentou um aumento gradativo, não sequencial, do coeficiente de escoamento. Desse modo, a biorretenção aparentava apresentar um comportamento esperado de aumento do coeficiente C conforme a idade do sistema. No entanto, ao se observar os eventos com geração de escoamento e relacionar o seu coeficiente C ao evento de precipitação anterior (Figura 10), pode-se observar que os dois últimos eventos de precipitação (25 e 27) obtiveram valores de C bastante baixos, isto é, alta eficiência de retenção hídrica. Porém, observa-se que estes eventos ocorrem após grandes e incomuns intervalos sem chuva (10 e 9 dias, respectivamente) marcados por um período excepcionalmente seco da região.

4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados apresentados, verificou-se que a projeção e montagem de uma célula de biorretenção que atenda com eficiência às funções qualitativas e quantitativas desejadas para recebimento de escoamento de drenagem urbana pluvial pode ser de difícil obtenção. Os resultados obtidos durante o período de monitoramento quali-quantitativo permitiram inferir as seguintes conclusões:

- As propriedades físico-químicas das amostras de escoamento pluvial na saída da biorretenção indicam que a mesma promoveu o incremento nos teores de sólidos totais, principalmente sólidos dissolvidos totais, que implicam no aumento de Cor real e Turbidez das amostras – portanto, a mesma atuou como fonte destes poluentes.

- A biorretenção apresentou alta eficiência na redução de Coliformes Totais presentes nas amostras de entrada do sistema;

- As amostras de drenagem de fundo indicam que a biorretenção atuou como fonte de contaminação por ânions, liberando baixo teor de nutrientes como Fluoreto, Cloreto, Nitrato e Sulfato para a água escoada. Entretanto, as concentrações são bastante baixas, sem comprometer criticamente a qualidade da água e os dados não permitem afirmar com segurança um aumento significativo destes ânions.

- No âmbito quantitativo, de modo geral, a biorretenção mostrou-se eficiente na retenção de água da chuva, onde atuou com 100% de eficiência em 19, dos 27 eventos quantificados, o equivalente a mais de 60% do total;

- A proporção dos componentes do leito filtrante da biorretenção pode ser um fator decisivo na qualidade da água drenada pelo escoamento de fundo e na eficiência da biorretenção como reservatório;

- Não foi possível comprovar a ação da vegetação herbácea escolhida para o sistema (*Chlorophytum comosum*) no tratamento da água de entrada da biorretenção, conforme indicado por Sun e Fan (2019);

- A cobertura vegetal se mostrou resistente às intempéries, porém sofreu importante redução em sua área folhar ao longo do tempo e sua adequabilidade ao sistema mostra-se questionável.

Acredita-se que, ao longo do tempo, a biorretenção apresente um padrão de comportamento relacionando-se as características qualitativas ao volume precipitado com número de dias antecedentes sem chuva, como indicado pelos trabalhos de Alyaseri et al. (2017)

e Houdeshel et al. (2015). Porém, pelo número de análises realizadas não foi possível detectar relação entre tais fatores e as características das amostras.

Qualitativamente, o estudo de Alyaseri et al., 2017, bastante similar a este, indica que existe uma tendência para que este tipo de sistema atue, inicialmente, como fonte de poluentes, para então atuar como sumidouro após ter seu leito estabilizado. A continuação dos estudos é indicada para a verificação estatística de um padrão comportamental do sistema (ou ausência total do mesmo).

Para trabalhos futuros, sugere-se a realização de pesquisas mais longas e análise de detecção de coliformes totais no substrato de solo e na água da chuva. Sugere-se também um maior número de análises qualitativas realizadas sem o recebimento de precipitação direta sobre a biorretenção, isto é, com amostragem do Tipo 2. Outro fator que poderia ser considerado seria o uso de calhas fechadas para a atmosfera, sem permitir o recebimento de partículas por respingo e evitando a presença de animais como gatos ou pássaros, comuns nesse tipo de ambiente e que podem atuar como fontes de contaminação externa.

A partir dos resultados quantitativos, pôde-se observar que são pelo menos quatro os fatores que podem influenciar na retenção de água pelo leito filtrante da biorretenção: a umidade antecedente do solo; a intensidade da precipitação; o volume de entrada no sistema; e a idade da biorretenção. Dessa forma, verifica-se que uma análise mais aprofundada, que inclua dados climáticos, de intensidade de precipitação e de umidade do solo poderia contribuir na melhor compreensão do comportamento da biorretenção quanto à sua capacidade de retenção de água. Além disso, uma série maior de dados seria ideal para análise mais detalhada da capacidade de retenção do sistema LID e sua variação ao longo do tempo. Para trabalhos futuros, sugere-se o uso de sensores de nível que detectem o processo de infiltração de água no sistema ao longo do tempo durante um evento de precipitação.

Todas as particularidades estudadas apresentam divergências e questões a serem ainda analisadas quanto à eficiência do sistema de biorretenção na retenção e melhora na qualidade do escoamento pluvial. Um sistema LID com tal propósito deve apresentar um leito filtrante que seja tanto qualitativamente quanto quantitativamente eficiente. O sistema apresentado nesse estudo indica maior eficiência relacionada a questões quantitativas, o que, para uma realidade como a do Brasil em questões de inundações de vias públicas, já seria um fator de impacto positivo se adotado em larga escala.

REFERÊNCIAS

ALYASERI, I. et al. Initial impacts of rain gardens' application on water quality and quantity in combined sewer: field-scale experiment. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**. v. 11, n. 19, 2017.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association. 20. ed. Washington: APHA, 1998.

_____. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association. 22. ed. Washington: APHA, 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 1.469, de 29 de dezembro de 2000. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, dez. 2000. Disponível em < http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2000/prt1469_29_12_2000.html >. Acesso em: 17 jul. 2020.

_____. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 5, de outubro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Anexo XX. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, out. 2017.

_____. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, mar. 2005. 23p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 17 jul. 2020.

_____. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, mai. 2011. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 17 jul. 2020.

CADORE, R. C. **Crítérios de dimensionamento de biorretenções**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.

CIRIA. **The SUDS manual**. Department of Environment Food & Rural Affairs. London, 2015.

CLARK, M.; ACOMB, G. **Florida Field Guide to Low Impact Development: Bioretention Basins/Rain Gardens**. Program for resource efficient communities. University of Florida, 2008.

CQFS. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Comissão de química e fertilidade do solo - RS/SC. Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. 400p.

DANIEL JR., J. J. **Avaliação de uma Biorretenção como estrutura sustentável de drenagem urbana**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2013.

EPA. **Enhancing sustainable communities with green infrastructure**. United States Environmental Protection Agency. 2014.

_____. **Green infrastructure permitting and enforcement series: supplement 3**. United States Environmental Protection Agency. 2016.

_____. **Managing Stormwater with Low Impact Development Practices.** United States Environmental Protection Agency, New England. 2009.

_____. **Reducing Stormwater Costs through Low Impact Development (LID) Strategies and Practices.** United States Environmental Protection Agency Washington DC. 2007.

_____. **The CADDIS Urbanization Module.** United States Environmental Protection Agency. 2012.

FENSTERSEIFER, P. et al. Quality and potential use of water from green roofs made with Tetra Pak® carton boxes. **Water perspectives in Emerging Countries: Linking water security to sustainable development goals.** São Paulo, 2018.

FUNASA. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS.** Brasília, 2014.

GLASS, C.C. **Green Roof Water Quality and Quantity Monitoring.** Department of Civil Engineering, Howard University, 2007.

GUO, J. C. Y; LUU, T. M. Operation of Cap Orifice in a Rain Garden. **Journal of Hydrologic Engineering.** v. 20, n.10, 2015.

HAGEMANN, S. E. **Avaliação da qualidade da água da chuva e da viabilidade de sua captação e uso.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2009.

HARPER, G.E., et al. Nine-month evaluation of runoff quality and quantity from an experimental green roof in Missouri, USA. **Ecological Engineering,** v. 78, p.127–33, 2014.

HONG, J. et al. Impacts of nonpoint source pollutants on microbial community in rain gardens. **Chemosphere,** v. 209, p. 20–27, 2018.

INMET. **Condições meteorológicas ocorridas na região sul de novembro de 2019 a fevereiro de 2020.** INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Porto Alegre, RS. 2020a.

_____. **Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática.** INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Brasília, DF. 2020b. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>>

_____. **Normais climatológicas do Brasil 1981-2010.** INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Brasília, DF. 2018. Disponível em:<http://www.inmet.gov.br/portal/normais_climatologicas/mobile/index.html#p=12> Acesso em: 17 jul. 2020.

KLOSS, C. **Green infrastructure for urban stormwater management.** International Low Impact Development Conference, 2008.

LI, J. et al. Bio-swale column experiments and simulation of hydrologic impacts on urban road stormwater runoff. **Polish Journal of Environmental Studies,** v. 25, n. 1, p. 173–184, 2016.

LIBERALESSO, T. **Telhados verdes extensivos: influência da composição do substrato na retenção hídrica e no desenvolvimento da vegetação.** 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2018.

MANGANGKA, I. R. et al. Performance characterisation of a stormwater treatment bioretention basin. **Journal of Environmental Management,** v. 150, p. 173-178, 2014.

MORUZZI, R. B.; MOURA, C. C. de; BARBASSA, A. P. Avaliação do efeito da inclinação e umidade

anterior na qualidade e quantidade das parcelas escoadas, percoladas e armazenadas em telhado verde extensivo. **Ambiente Construído**. Porto Alegre, v. 14, n. 3, p. 59-73, 2014.

PESSOA, J. O. **Qualidade e quantidade de águas pluviais escoadas a partir de telhados verdes extensivos em Santa Maria-RS**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.

PMPA. **Plano diretor de drenagem urbana - Manual de drenagem urbana de Porto Alegre**. Porto Alegre: Prefeitura Municipal de Porto Alegre: UFRGS. 2005.

PWD. **City of Philadelphia Green Streets Design Manual**. Philadelphia Water Department. City of Philadelphia. 2014

RHEA, L. et al. Effects of urbanization and stormwater control measures on streamflows in the vicinity of Clarksburg, Maryland, USA. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 20, p. 4413–4426, 2015.

ROMAN, C. A. **Controle da drenagem na fonte e sua compatibilização ao plano municipal de saneamento ambiental de Santa Maria**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria, 2015.

SEMCOG. **Low Impact Development Manual for Michigan**. Detroit, MI: Southeast Michigan Council of Governments, 2008.

SUN, R.; FAN, L. Purification of Eutrophic Water by Five Aqua-Cultured Plants in Lake Hongfeng, Guiyang, China. **Wuhan University Journal of Natural Sciences**, v. 24, n. 1, p. 37–44, 2019.

TASSI, R. et al. Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão das águas pluviais. **Ambiente Construído**, v. 14, n. 1, p. 139–154, 2014.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. DE. **Drenagem Urbana**. 1ª ed. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, 1995.

TURK, R. L. Rain Garden Filter Bed Substrates Affect Stormwater Nutrient Remediation. **Hortscience**, v. 49, n. 5, p. 645–652, 2014.

USDA-NRCS. Hydrologic Soil Groups. In: **Hydrology National Engineering Handbook**. 2007.

CAPÍTULO II – THERMAL PERFORMANCE OF A LOW-COST GREEN FACADE IN THE SURFACE TEMPERATURE OF A SOCIAL INTEREST HOUSING

ABSTRACT

The large areas that cities occupy with their structures, materials, and absence of vegetation, end up altering the local climatic characteristics. One of the common consequences of the urbanization process is the intense accumulation of heat in the solid structures of buildings and pavements. Intensely urbanized areas are in need of effective, low-cost, and environmentally friendly solutions that assist in local thermal control. Some strategies can be adopted to maintain thermal balance in cities, such as vegetated spaces that can contribute to the range of urban ecosystem services, including temperature mitigation. In this perspective, the use of green facades can be an effective thermal system control. In this study, a low-cost Wisteria green facade was installed as a solution to minimize the wall surface temperature of a single-family housing of social interest in Southern Brazil. Throughout this period, photographic, thermo-photographic and surface thermal monitoring were carried out. The thermal monitoring was accomplished throughout a year with a set of thermal sensors, which recorded internal and external wall surface temperatures with 5-minute interval. This monitoring system allowed to assess the effect of the green facade by comparing the results with those gathered in an adjacent bare wall exposed to direct solar radiation. Infrared photographs complemented the analysis and were recorded to better visualize the surface thermal behavior over the walls throughout the day. The long-term wall surface temperature dataset enabled to measure the dynamic thermal characteristics of the green facade over the seasons and according to the Wisteria leaves' coverage. In this study, it was possible to observe that the green facade acted as an insulation, helping to regulate the building's temperature throughout the whole year. The green facade benefits were pronounced during the spring and summer months, when the protected wall reaches a maximum temperature 9 °C below the maximum temperature recorded on the exposed wall. Also, in a typical summer day, the green facade ensured that the surface temperature remained below the air temperature for a longer period than the bare wall surface. During the colder months, the insulation effect was not so evident.

Keywords: Green wall. Wisteria. Ecosystem services. Thermal balance.

1 INTRODUCTION

In South America, urban growth is characterized by the irregular expansion of suburban areas without specific regulations (TUCCI; BERTONI, 2003). Therefore, the large areas that cities occupy with their structures, materials and their absence of vegetation end up altering local climatic characteristics (ALEXANDRI; JONES, 2008). When a considerable part of vegetation is replaced by concrete structures with low reflectance, urban centers suffer from problems related to district heating (CUCE, 2017).

Urban structures have great thermal storage capacity and, as a result, their surface temperature become much higher than the air temperature (KOYAMA et al., 2013; TAKEBAYASHI; MORIYAMA, 2007). Thus, thermal discomfort, health problems (KOLOKOTRONI et al., 2012; SMITH et al., 2017 OKE, 1982) and expenses with air conditioning for cooling indoor environments, which increase the release of Carbon Dioxide (KOLOKOTRONI et al., 2012) are among the problems caused by the increase in the urban temperature.

Based on this problem, intensely urbanized areas need effective, low-cost, and environmentally friendly solutions which assist in the local thermal control (CUCE, 2017). This kind of approach allows to create environments that meet the needs of the urban population in a sustainable, healthy, and economical way.

Some strategies based on increasing the albedo surfaces of the urban environment or expanding urban green spaces within the urban area to maintain thermal balance in cities have been suggested (SANTAMOURIS; SYNNEFA; KARLESSI, 2011). Particularly, the adoption of green spaces to contribute on urban temperature mitigation, is considered an important ecosystem regulating service (SUN; CHEN, 2017).

In this perspective, the use of green facades can be an effective method to reduce the temperatures of a built surface (ALEXANDRI; JONES, 2008; HUNTER et al., 2014; KÖHLER, 2008; KOYAMA et al., 2013; SAFIKHANI et al., 2014; WONG et al., 2009) and also contribute positively to the reduction of the air temperature in the urban environment (KOYAMA et al., 2013). These structures are also capable of filtering air pollutants, improving air quality (KÖHLER, 2008) and minimizing noise pollution (WONG et al., 2010). For these reasons, and as a low-cost solution, green facades are being widely adopted for solar protection of external walls of buildings (CUCE, 2017; KOYAMA et al., 2013).

In this study, the thermal efficiency of a green facade in reducing wall temperatures was assessed. A low-cost green facade was adopted as a solution to minimize the wall surface

temperature of a single-family house of social interest located in Southern Brazil. The research was accomplished throughout a year, and the gain achieved with the green facade was assessed by using a set of thermal sensors, which monitored internal and external wall temperatures in a high temporal resolution (with 5-minute interval). This monitoring system allowed to assess the effect of the green facade by comparing the results with those gathered in an adjacent wall exposed to direct solar radiation. Infrared photographs complemented the analysis and were recorded to better visualize the surface thermal behavior over the walls throughout the day.

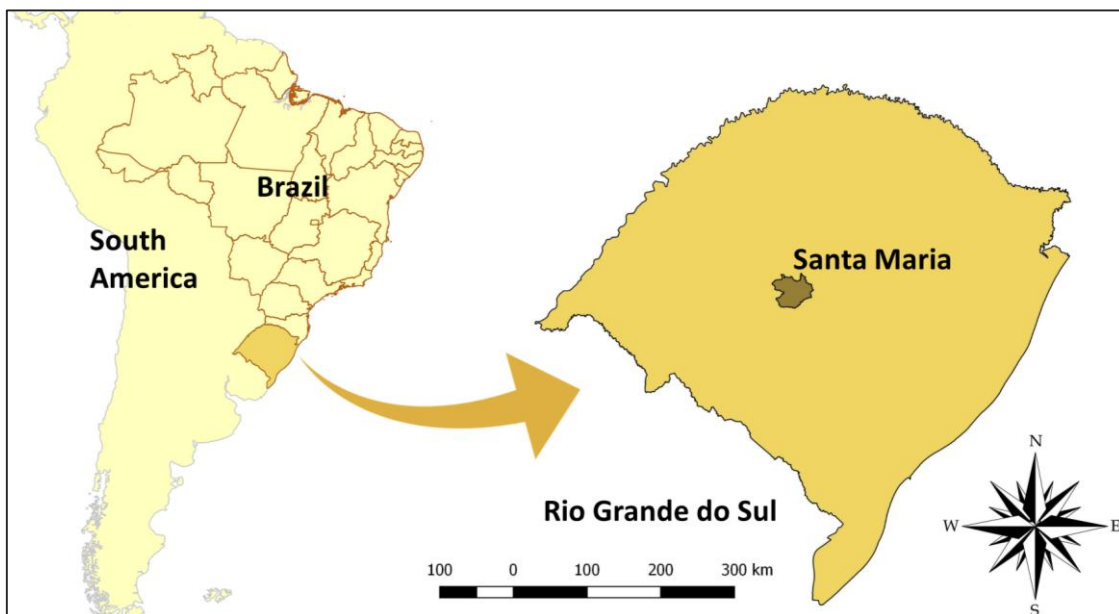
2 METODOLOGY

2.1 CLIMATE CHARACTERISTICS OF THE STUDY AREA

The green facade was evaluated at a social interest housing placed in Santa Maria. This city is placed in the central region of Southern Brazil (Figure 1) on the geographical coordinates of 29°41'S and 53°48'W.

According to Köppen classification, the climate in Santa Maria is humid subtropical (Cfa), characterized by hot and humid summers, and cold to mild winters. Climatological Norms from 1981-2010 (INMET, 2018), show that the annual average temperatures in Santa Maria vary from 9 °C to 24 °C. The summers are long and hot, and it is common that the maximum daily air temperature reaches 40 °C. During winter times, the temperatures frequently drop down to negative values (-3 °C) over the night and freezing is a common phenomenon in the early hours.

Figure 1 - Location map of the municipality of Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil



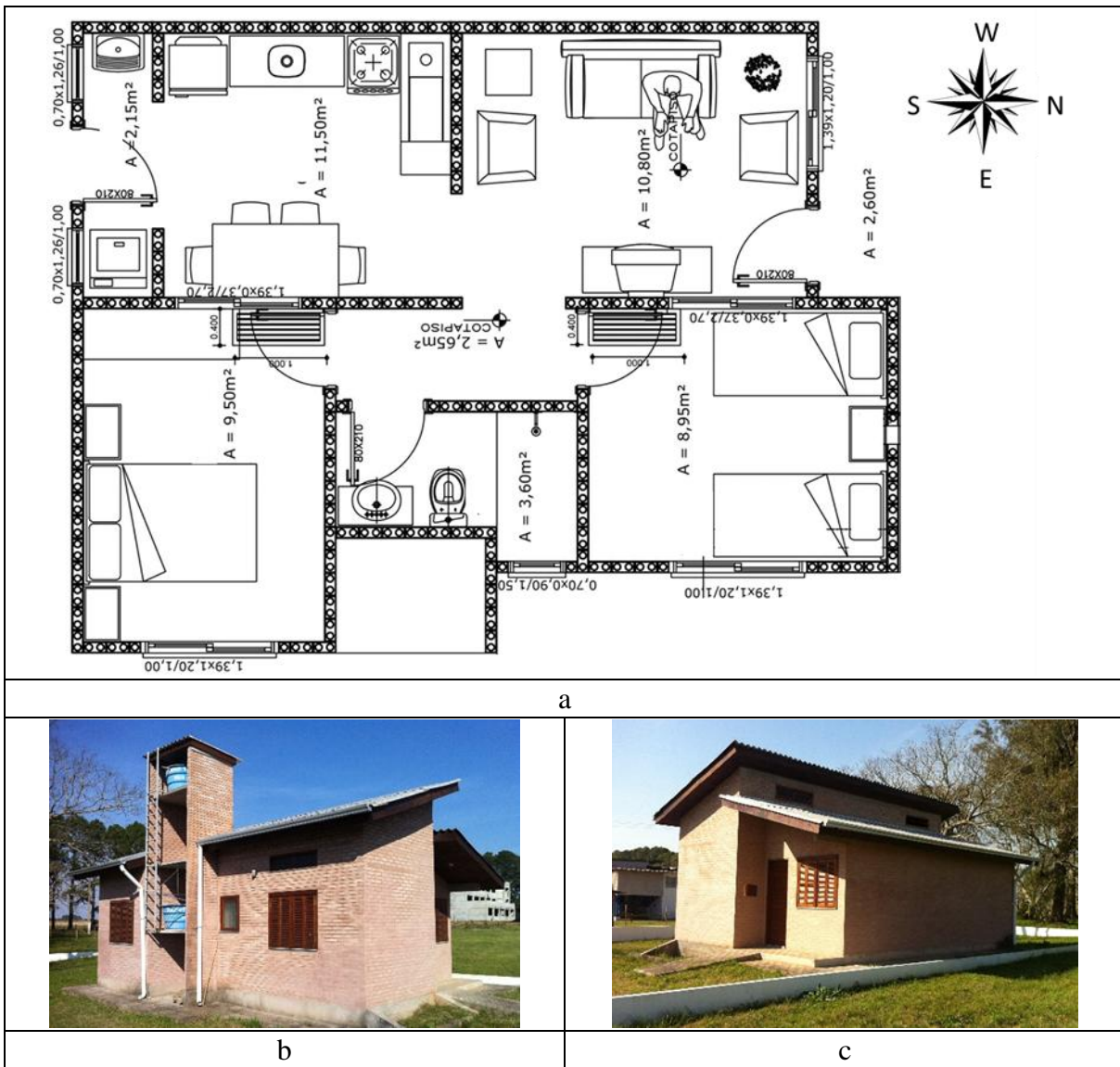
Source: Author.

The region also experiences one of the highest insolation rates in Brazil, which reaches an average of 237.8 hours of sunlight during summers and a total of 2203.9 hours over the year (INMET, 2018). The average annual precipitation is 1796.2 mm, usually well distributed throughout the year.

2.2 BUILDING ASPECTS AND THE GREEN FACADE

The project was performed at a planned 55 m² low-income family house, which is part of a social-efficient eco-friendly housing project in Brazil (Figure 2). In all aspects, the house was built by using alternative materials. For instance, the inner and outer walls are made of special bricks (25.0 x 6.3 x 12.5), with two vertical holes in it (Ø 6.5 cm), compound of 60 to 80% of sandy soil and 5 to 12% of cement. This material does not require outside plastering, only a simple painting with ecological waterproofing paints.

Figure 2 – Two-dorm floor plan (a), east-north facade (b) and north-west (c) facade of the house



Source: Author.

The roof is covered by tiles made of recycled polyethylene and aluminum from Tetra Pak carton boxes. The ceiling is made of OSB (Oriented Strand Board) with raw material (wood from young trees) from sustainably managed forests. The floor covering material is made from 70% recycled polyvinyl chloride (PVC) and the frames are made of *Eucalyptus grandis* wood (VAGHETTI; PIZZUTTI; CARISSIMI, 2015). The thermal resistance of the brick is 0.42 K.m²/W (SANTOS, 2013). Other thermal characteristics of the building materials used in the house are listed on Table 1.

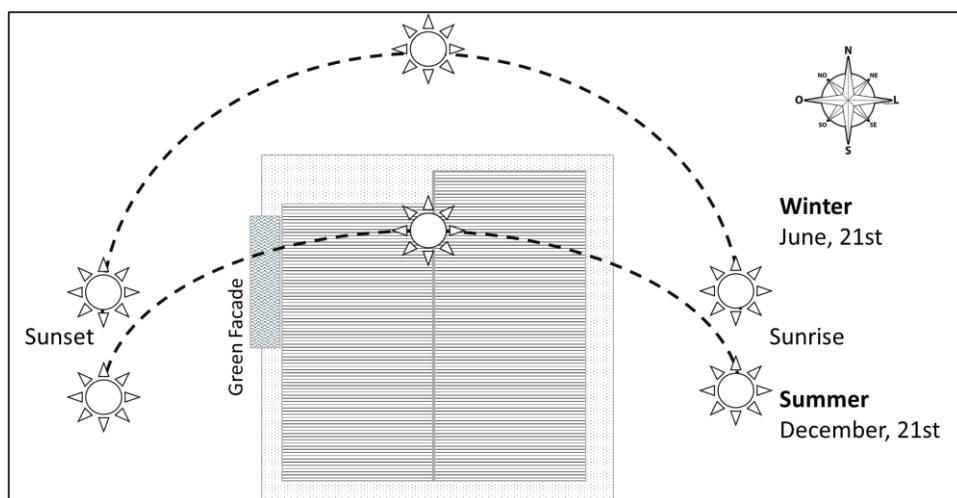
Table 1 - Thermal characteristics of the house materials

Material characteristics	Bricks (sandy- soil and cement)	Plastering	6 mm Tetra Pack ecological roof tile	15 mm OBS Ceiling
Thermal conductivity (W/m.K)	0.65	1.15	0.20	0.14
Specific heat (J/Kg.K)	0.80	1.0	1.04	2.30
Density (kg/m ³)	1655	2000	950	650
Emissivity (%)	0.80	0.80	0.80	-

Source: ABNT 15220, 2003

The solar orientation and the path of the sun over the house throughout the year is represented in Figure 3. The entering of the house faces North, the dorms have windows to the East and in the kitchen, the windows and door face South.

Figure 3 – Top view of the house with solar orientation and the path of the sun through the year



Source: Author.

For thermal reasons, there are no openings in the eight meters long West-facing wall. Between November and March - generally warmer months in Southern Brazil – this facade receives solar radiation for almost 7 hours during the day, from noon until the sunset (between 5.30 pm and 7 pm). However, this was foreseen in the house construction project and preventive measures were taken, as a 1.5 cm plastering on the inner surface of the wall and the absence of openings in it. Although, the residents of the house have reported problems related to the heat flow from the West-facing wall, especially during the summer time, since there was no special protection against the sunlight incidence.

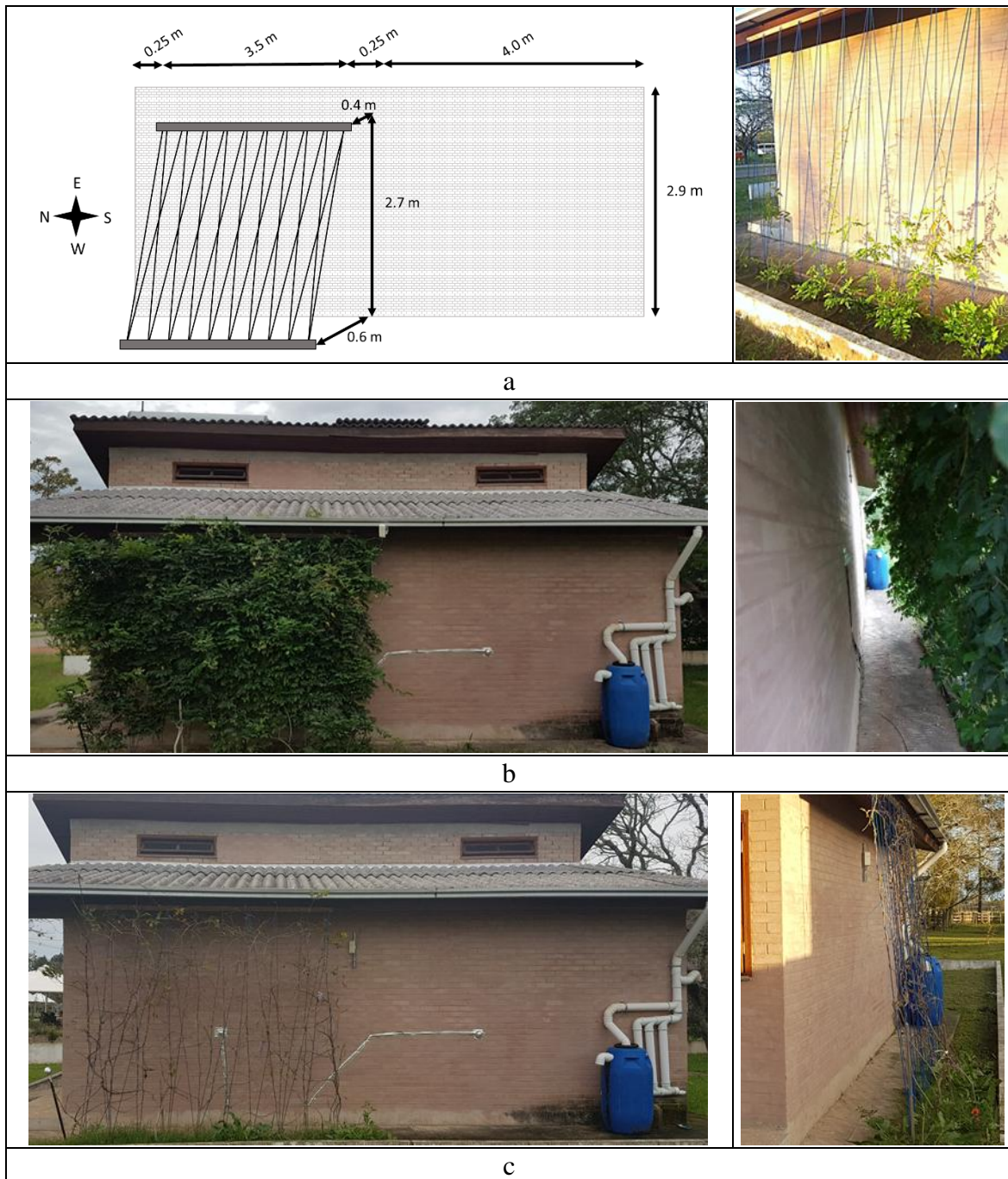
Half of this wall, around four meters long, which corresponds to the living room area (see Figure 2), was chosen to receive a solar protection intervention with a 3.5 meters long green facade - the main study object of this research. The green facade project was developed considering its suitability for this type of sustainable and low-cost housing, which includes low-cost principles, as the use of common and easy-to-find-materials, allied to the feasibility of execution without the need of skilled labor work.

A ground-based green facade model was chosen due to the available space and limited height between the ground and the roof flap (2.7 m). A two-dimensional climbing trellis was made by using an elastic rope (10 mm) forming crosses (x), with no more than 30 cm horizontal separation between them. On the ground, the green facade system was placed 60 cm separated from the wall to avoid blocking the house's lateral sidewalk and avoiding possible structural problems. At the top, the climbing trellis were fixed to the roof soffit framing.

The creeper *Wisteria floribunda* (Wisteria) was chosen as an appropriate plant species for the place, due to its adaptability to the local climate conditions and great shading potential during summer. Furthermore, the Wisteria is a deciduous plant that loses its leaves in the coldest periods of the year (usually around July or August), allowing the wall to be exposed to sunlight during winter (SCHERER; FEDRIZZI, 2014). Five young Wisterias were planted allowing a quick coverage of the wall. According to the stage of the vegetation (leaves or no-leaves), the green facade covers an area of approximately 4.00 m (width) x 2.70 m (high) (Figure 4).

The green facade system was installed in August 2017, and a one-year of automatic thermal monitoring started in March 2019, after the Wisteria was completely established.

Figure 4 - Green facade system initial project and installation (a); the green facade system after its growth with full leaf-cover (b) and with little leaf-cover (c)



Source: Author.

2.3 GREEN FACADE MONITORING

Understanding the green facade shading effect on the internal and external temperatures of the wall was the main purpose of this study, providing information about cooling and heating

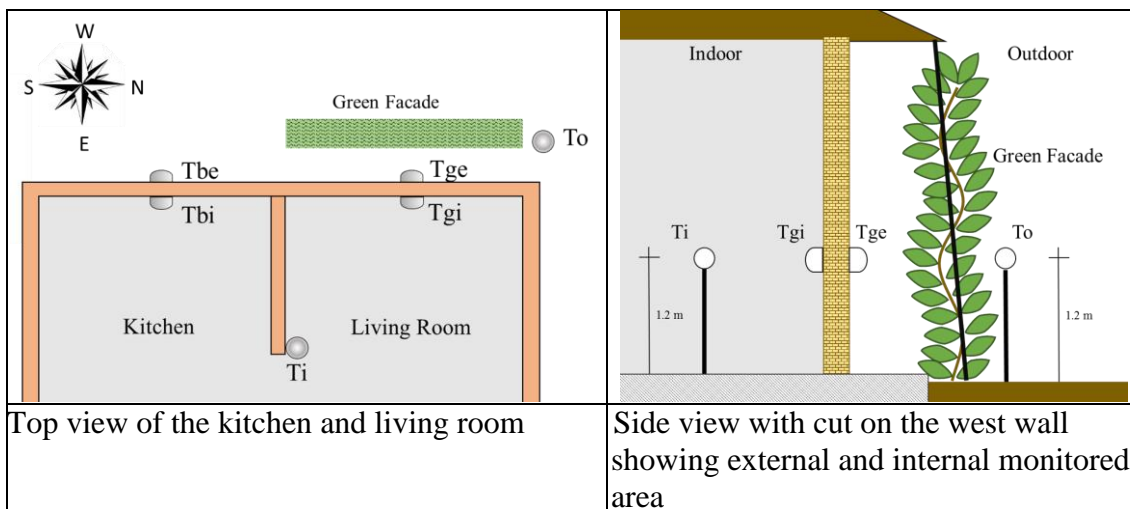
loads. In this light, a one-year monitoring project was accomplished from March 2019 to March 2020, forming a long-term database for the analysis.

2.3.1 Wall-surface temperature monitoring

The wall temperature was monitored in both internal and external surfaces. The same set of equipment was installed in the shaded region of the wall and in the bare adjacent area. The shaded area corresponds to the external portion of the wall behind the green facade, which is equivalent to the living room area, while the external surface exposed to direct sunlight (bare wall) corresponds to the internal kitchen area.

A set of four automatic temperature sensors was installed in opposite position at inner and outer central region of each wall (kitchen and living room) at 1.20 meter high from the floor (Figure 5), avoiding boundary effects. The data gathered from these sensors were named as shaded green wall (GW) internal (T_{gi}) and external (T_{ge}) surface temperature, and for the bare wall (BW) internal (T_{bi}) and external (T_{be}) surface temperature. Two additional air temperature sensors were installed inside (T_i) and outside (T_o) the house at 1.20 meters high from the floor. To avoid possible interferences such as wind, precipitation and direct solar radiation in the monitoring data, the T_o sensor received a 3 cm thick semi-circular Styrofoam coverage.

Figure 5 - Position diagram of the thermometers in the research area



Source: Author.

The sensors used for temperature monitoring were specially developed for this experiment using two microcontroller boards *Arduino Uno Rev.3*. This platform was chosen because it meets the requirements of low-cost and easy monitoring (MINETTO et al., 2019). One board was installed for external temperature monitoring and another one for internal temperature monitoring. To store the recorded data in each system, a shield data-logger, RTC DS1307, was attached to the microcontroller board, with an SD memory card slot. The SD memory card stores the temperature data associated with the date and time of each reading. Three DHT22 sensors are responsible for checking the internal temperatures (wall surfaces and air), ensuring measurements between $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ to $125\text{ }^{\circ}\text{C}$ with $\pm 0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ accuracy. The three DS18B20 sensors responsible for checking external temperatures (wall surfaces and air) are waterproof and more resistant to weather conditions. These sensors are adequate for monitoring temperatures between -55°C to 125°C with $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$ accuracy.

All the thermal sensors were periodically calibrated along the research, ensuring assertive and accurate results. The six sensors were set for 5-minute recording, allowing the high temporal resolution for evaluating the wall's superficial thermal differences along the day/night. The annual monitoring ensured the understanding of the wall's surface thermal behavior throughout the seasons.

2.3.2 Weather Monitoring

Ensuring a more complete monitoring database, climatic data as solar radiation, precipitation, wind speed and air humidity were automatically recorded at INMET climatological station. This station is located less than 1 km from the monitored house, in a very homogenous area.

The variables climatic data were considered by following the recommendation of Takebayashi and Moriyama (2007) to help the interpretation and discussion of thermal monitoring results, since different weather conditions can influence the wall's thermal condition.

2.3.3 Infrared and photographic monitoring

Thermographic analysis is interesting, once the temperature difference along the wall surface is easy to perceive. Thus, as a complement for thermal analysis, images recorded by an

infrared thermal camera (thermograph) were taken, making it possible to verify the superficial temperature of the whole wall for a few hours in a spring day.

The thermal camera used is a FLIR model. It converts thermal energy into visible images with an accuracy of 2% including emissivity and reflected temperature values to ensure its readings are accurate no matter the application. This thermograph can record images with temperatures ranging from -20 °C to 300 °C. The exact values for this study were got from the FLIR Tools.Ink® software. To measure temperatures accurately, the emissivity of the target material in the camera FLIR was set to the value of 0.93 at 21°C (OMEGA, 2018) referring to masonry bricks.

The thermal photographs were taken on the fullest extension of the external West-wall of the house and enabled the visual thermal comparison between the GW area and BW. A dry, hot, sunny, and no-clouds day in spring was chosen as a representative day for thermographic records. The thermal images were recorded at different moments along the day, allowing the visualization of the heating of the wall between the morning and the afternoon.

Additionally, regular images were also recorded throughout the monitored period, demonstrating the changings of the green facade from month to month. These records may support understanding the temperature data recorded and the thermal behavior of the wall behind the green facade, according to the leaf areas of the system.

2.4 DATABASE THERMAL ANALISYS

To determine the influence of the green facade on the thermal performance over the wall, a comparison was carried out involving the bare wall (BW) section and the green wall (GW) section.

2.4.1 Typical thermal week and typical thermal day

For data analysis, the monitored year was divided into its four climatic austral seasons, autumn, winter, spring and summer, with measurements beginning on March 21, 2019 (first day of autumn) until March 20, 2020 (last day of summer). For each season, a typical period of seven consecutive days (typical thermal week) was selected for thermal review.

The concept of typical-week was borrowed from the building energy simulations researching area, where it is common to use short segments of weather data (week or day) to simulate annual or seasonal energy use in buildings (DEGELMAN, 1997; PANTUA;

CALAUTIT; WUE, 2020). The use of seasonal typical-day for simulations of thermal performance of buildings are suggested by Brazilian regulations (NBR 15575) and widely used in research and technical analysis by professionals in the field (SOARES; SILVA, 2017).

Therefore, inspired in the concepts of typical week e day, this study investigated seven consecutive days in the climatic dataset that represented each season. These seven chosen days should present real consistent data, without the presence of rain or extreme weather events (such as strong gusts of wind or extreme humidity or drought). The average air temperature should be equivalent to the average air temperature of the analyzed season, according to Climatological Norms from INMET.

After finding the perfect period for each season, the 5-minute interval temperature data were transformed into hourly average temperatures, configuring a typical thermal week. Based on these averages, a typical thermal day was configured to represent the average thermal behavior of the construction during a day-time.

Therefore, the thermal variations of the studied surfaces and the heat flow in the wall were evaluated and presented for a typical thermal week of each season, according the instantaneous temperature monitored, and from the typical thermal day of each season with average temperature data. These derived dataset, enabled to observe the different behaviors of the two studied surfaces (GW and BW) over a typical day, as well to check the effect of the green facade on the protected wall over the different seasons throughout the year.

2.4.2 Thermal difference

The thermal difference represents how much the wall temperature varies throughout the day, disregarding the ambient temperature, being useful to demonstrate the thermal behavior of surfaces throughout the day.

The thermal difference is calculated by subtracting the air temperature value from the temperature recorded on the wall surface, as Equation 1 demonstrates. The room temperature (T_i) is subtracted from the inner surface temperature of each wall (T_{gi} and T_{bi}), while the external air temperature (T_o) is subtracted from outer surfaces temperatures (T_{ge} and T_{be}).

$$T_d = T_s - A_t \quad (1)$$

T_d is the thermal difference ($^{\circ}\text{C}$); T_s is the surface temperature, T_{gi} , T_{bi} , T_{ge} , T_{be} ($^{\circ}\text{C}$); and A_t is the air, T_o , or room temperature, T_i , ($^{\circ}\text{C}$).

Whenever the results of Equation 1 are positive, it means that the surface temperature is higher than the air temperature. Otherwise, when the result is negative, the wall temperature is below the air temperature.

The thermal difference will be demonstrated in graphs by season, showing the ascending and descending curves with hourly data. Upward curves demonstrate an increase in the thermal difference between the wall and the atmosphere, either due to the absorption of heat by the surfaces, or due to a decline in air temperature, while downward curves mean the opposite. Flatter curves, close to horizontal and around abscissa axis (x) demonstrate thermal balance.

2.4.3 Heat flow

The analysis of the dynamic thermal characteristics was evaluated based on the value of heat flow (Equation 2). The heat flow (Q) represents the rate of thermal energy (heat) transferred across a specified surface as it flows from one place to another.

$$Q = \frac{\Delta T}{R_{\text{Wall}}} = \frac{T_{\text{se,mean}} - T_{\text{si,mean}}}{R_{\text{Wall}}} = \frac{\sum_{n=1}^{24} (T_{\text{se},n} - T_{\text{si},n})}{R_{\text{Wall}}} \quad (2)$$

Being: Q is the heat flow (W/m²); ΔT ($T_{\text{se,mean}} - T_{\text{si,mean}}$) is the difference between average temperature of exterior and interior wall surfaces (°C); R_{wall} is the sum of thermal resistance based on the geometrical and thermophysical properties of the material layers that make up the wall configuration (°C.m²/W); and n indicates the measured time intervals, with 24-hour intervals during the measurement time.

The thermal resistance (R_{wall}) indicates the thermal insulation capacity of a given material; as the greater is the thermal resistance, lower is the heat flow and, consequently, the greater is the thermal insulation capacity. In this study the thermal resistance was 0.42 K.m²/W, according to definition for the bricks.

The heat flow through the walls (BW and GW) during a day period might result into positive or negative sign for Q, meaning the direction of the heat transfer. In this study, a positive value indicates the spread of heat from the outer surface to the inner surface of the house wall. On the other hand, a negative value means that the heat spreads from the inside to the outside of the wall installation (EUMORPHOPOULOU; KONTOLEON, 2009; WIDIASTUTI; CAESARENDRA; ZAINI, 2019).

After calculating the heat flow for each hour of each typical thermal day, graphs were created showing the hourly heat flow values, the heat flow peaks (Q-peak) and the heat flow

dips (Q-dip). Q-peak refers to the maximum positive Q achieved for a given wall that day. Q-dip means the most negative flow of the day when the heat is conducted from inside the house to outside at higher intensity.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 GREEN FACADE MONITORING

3.1.1 Climatic and wall-surface temperature monitoring

The climatic monitoring was carried out between March 2019 and March 2020. Table 2 shows the average, the maximum and the minimum air temperature (T_o), the average and maximum solar radiation (Rad) and total precipitation (P) recorded by INMET for each season.

Table 2 - Climatic data of temperature (average, maximum and minimum), solar radiation (average and maximum) and total precipitation recorded for Santa Maria between March 21, 2019 and March 20, 2020

	Autumn	Winter	Spring	Summer
Period	Mar. 21 to Jun. 20	Jun. 21 to Sep. 21	Sep. 22 to Dec. 21	Dec. 22 to Mar. 20
To-aver. (°C)	19.2	14.7	21.4	24.4
To-max. (°C)	33.0	33.9	37.4	39.3
To-min. (°C)	7.3	-1.1	5.2	9.8
Rad-aver. (kJ/m²)	465.8	478.6	855.9	983.7
Rad- max. (kJ/m²)	3296.0	3318.0	3982.0	3966.0
P-total (mm)	441.2	339.2	478.0	347.6

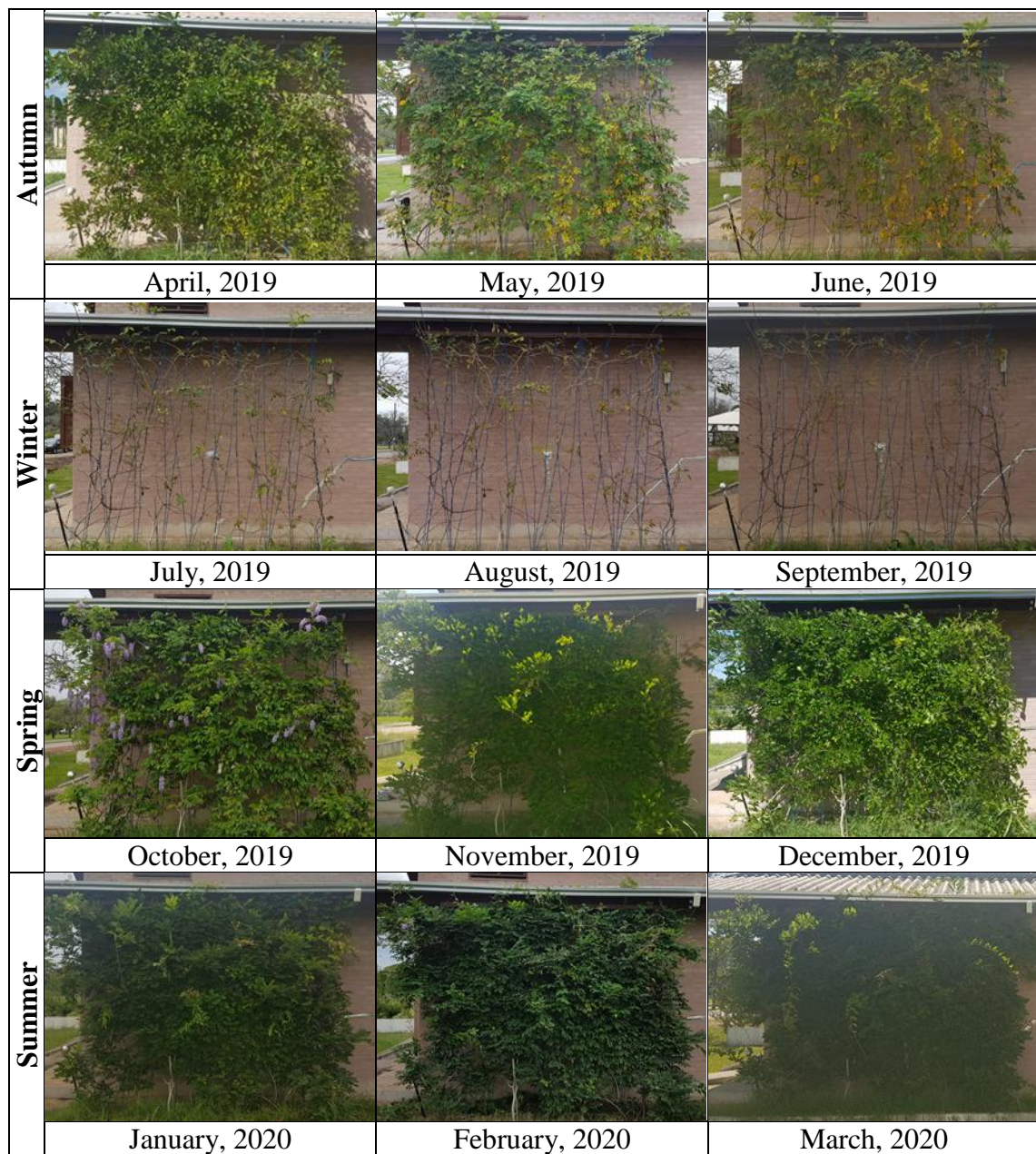
Source: Organized by the author based on data from INMET (2020b).

The thermal monitoring performed with automatic sensors recorded internal and external data of surface temperature of the wall shaded by the green facade (GW), the bare wall (BW) and air and the room temperatures. The 5-minute recorded data were evaluated and compared with the climatological data provided by INMET, and then validated. Eventually, during the data verification process, missing data were found, and the period was discarded, without compromising the analysis because it happened just during few minutes along the days. The system failures are mainly due to issues related to the supply of electricity, commonly observed during events of heavy rains or gusts in the region. For this reason, a long period constant monitoring was a determining factor in obtaining consistent data. The database from this thermal monitoring is too long to be exposed in this article, however, some graphics are presented in item 3.2.

3.1.2 Regular photographic monitoring

An annual photographic monitoring shows the conditions for leaf cover area over the different seasons of the year. The leaf area during December, when the infrared images were recorded, as well as the other months of the year, are shown in Figure 6.

Figure 6 - Photographic monitoring between April 2019 and March 2020



Source: Author.

The change in vegetation between autumn (2019) and summer (2020) seasons is clear. The green facade shows reaching its peak leaf area between the months of January and March, a summer period in the southern hemisphere. The yellowing of leaves can be observed in April, with the beginning of autumn, and more intensely in the month of June. However, the absence of leaves occurs intensely between the months of July and September when starts flowering. Similar results were found by Scherer and Fedrizzi (2014), who studied the same vegetation with the same purpose, in a region far less than 50 km from Santa Maria, with the same climate.

3.1.3 Infrared photographic monitoring

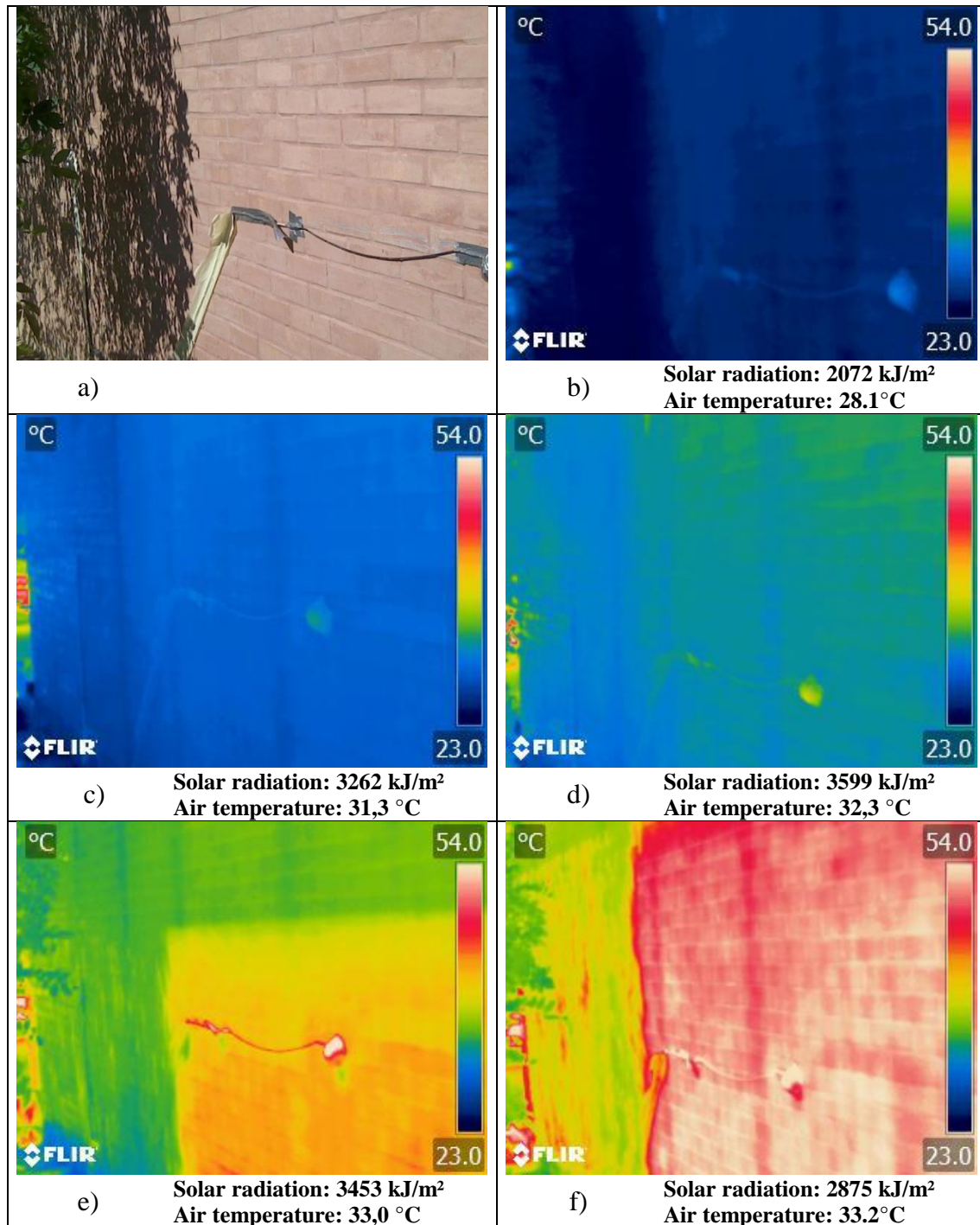
The infrared thermal photographs were recorded enabling to observe the extension of the wall behind the green facade, avoiding possible interferences from the plant in the taken image. Figure 7 shows the thermal panorama of the house West-wall in both the GW (left) and BW (right) regions over a spring day. The pictures were taken in a position that allows to compare the surface temperature in both areas at the same time.

Temperatures on the surface of the entire length of the wall in the morning ranged from 23°C to 34°C. According to the photograph took at 9 AM, the region behind the GW dawns with slightly lower temperatures than the BW, with an average temperature more or less 2°C lower. In addition, the difference in average temperature between the GW and BW regions varies just over 1 °C in the first two records from 9 AM to 11 AM. The interference of the plants on the GW surface temperature becomes evident only in the photographs taken after 3 PM.

The images show that the average temperature increased from 25.9°C at 9 AM to 52.6°C at 4 PM on the BW surface, which corresponds to an average elevation of almost 27°C in a 7 hours period. The GW surface temperature increased in almost 22°C in the same period, and as expected, the highest temperatures were recorded at the base of the wall, possible because this region is exposed to solar radiation for a longer period.

The last infrared register is the most representative in relation to the performance of the green facade on the GW. At 4 PM, the GW surface had a maximum temperature of 45.5°C, more than 9°C below the maximum temperature reached on the BW surface (54.9°C). The same difference was observed for the minimum temperatures at 4 PM, once the lowest one recorded on the GW and BW' surfaces were 36.7 °C and 45.9 °C, respectively.

Figure 7 - Infrared images of the GW (left side of the picture) and BW (right side of the picture) – the sequence show a regular photography (a), and those taken at 9AM (b), 11AM (c), 1PM (d), 3PM (e) and 4PM (f) on 10/12/2019. The color scale ranges from 23°C t



Source: Author.

3.2 DATABASE THERMAL ANALISYS

3.2.1 Typical thermal week

From the annual temperature data recorded, a period of seven sequential days was chosen by season, which would then configure a representative week for each season - typical thermal week. To select a 7-day period as a representative typical thermal week, it should present weather data similar to the historical averages of Santa Maria. General information about each typical thermal week (date, average historical temperatures and average temperatures measured in the monitored period) can be checked in Table 3.

Table 3 - General information about each chosen typical thermal week by season

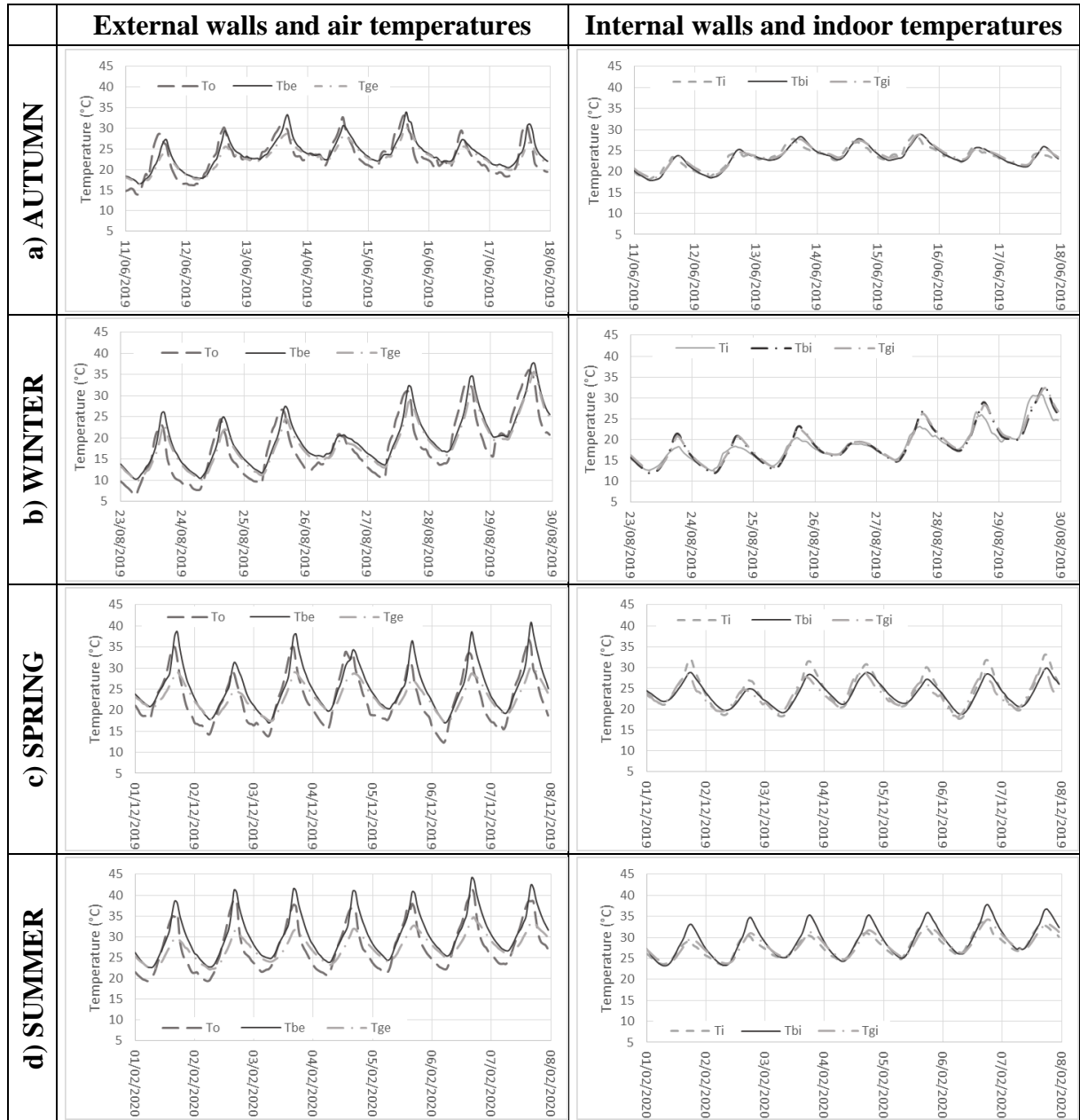
Season	Period	Average Temperature (°C) – Normal Climate	Selected period for the typical week	Average Temperature (°C) – Typical Week
Autumn	Mar. 20 to Jun. 20	16.5	Jun. 11 to Jun. 17, 2019	23.1
Winter	Jun. 21 to Sep. 21	15.0	Aug. 23 to Aug. 29, 2019	17.8
Spring	Sep. 22 to Dec 21	21.7	Dec. 1st to 7, 2019	22.6
Summer	Dec. 21to Mar. 20	24.0	Feb. 27 to Mar. 5, 2020	23.7

Source: Organized by the author based on data from INMET (2018, 2020).

During the months of March to May, 2019, the rains were above the historical average in Southern Brazil (see Table 2), making it difficult to find a period of seven days that represented the thermal average for autumn without rain. The week chosen to represent as typical autumn week in this study, had average daily temperatures a little higher than the climatic normal (ranging from 19.7 °C to 25.4 °C).

Using 5-minute interval data, the graphs in **Erro! Fonte de referência não encontrada.** display the daily rise and fall of the GW internal (Tgi) and external (Tge) surface temperatures, the BW internal (Tbi) and external (Tbe) surface temperatures and the indoor (Ti) and outdoor (To) air temperatures, according to the typical thermal weeks, over the seasons.

Figure 8 – Outer (left) and inner (right) surface temperatures at the studied walls (bare and green) for each seasonal typical week: a) autumn; b) winter; c) spring; and d) summer, being: Tgi) GW internal surface temperatures; Tge) GW external surface temperatures; Tbi) BW internal surface temperatures; Tbe) BW external surface temperatures; Ti) indoor air temperatures; and To) outdoor air temperatures



Source: Autho

In the graphs on **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, each peak represents the maximum temperature reached by each thermometer on a given day. Consequently, the number of peaks is equivalent to the number of days represented. Maximum superficial temperatures usually happened between 3 PM and 6 PM, varying according to the season. In the colder

seasons, when the sunset earlier, the peaks also happened earlier in the day. During spring and summer, when the sunset is a little later (around 7 PM) the maximum temperature peak occurred later in the day. It is also possible to observe that the peaks were, in general, higher in the external data, even during winter.

The minimum outer and inner superficial temperatures, on the other hand, were more similar in all seasons, in both GW and the BW. This occurs because after sunset, the external surfaces stopped receiving radiation and started to balance the heat inside its structure. The wall radiated the stored heat to the inside of the house, conducting it through the entire structure of the wall, or released it back to the atmosphere outside. The moment when the wall reached thermal balance always occurred at night, more precisely, minutes before dawn when the external wall begins to heat up again and a new cycle begins.

The internal surfaces had more uniform and smooth lines indicating the temperature. Possibly, this result was found because the internal thermometers were not exposed to wind or other weathering, so the walls had temperatures that are more constant, with no great variation. The external surfaces undergone some thermal variation in a short period of just a few seconds because the thermometers are extremely sensitive to surface thermal variation. Such changes in superficial temperatures can happen by the presence of the wind (even if just a little breeze), as well as by the presence of clouds on the sky or other external factors (such as people or animals walking around) acting in the greater or lesser cooling of the surfaces moment by moment.

3.2.2 Typical thermal day

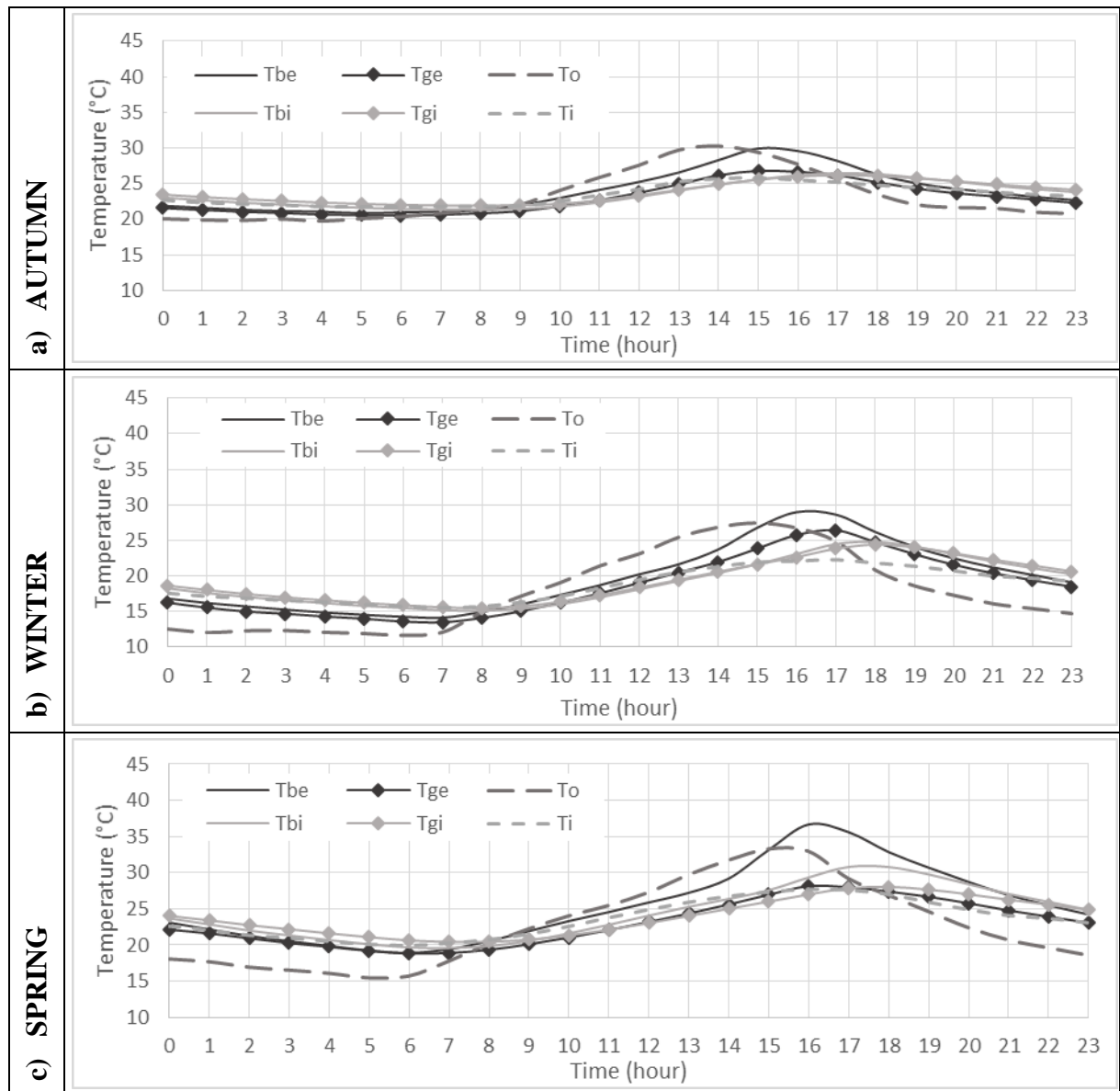
The typical thermal days present data by every hour. In Figure 9 it is possible to observe the average thermal behavior of the studied surfaces (T_{be} , T_{bi} , T_{ge} and T_{gi}), as well as the air temperatures (T_i and T_o), over the course of a day.

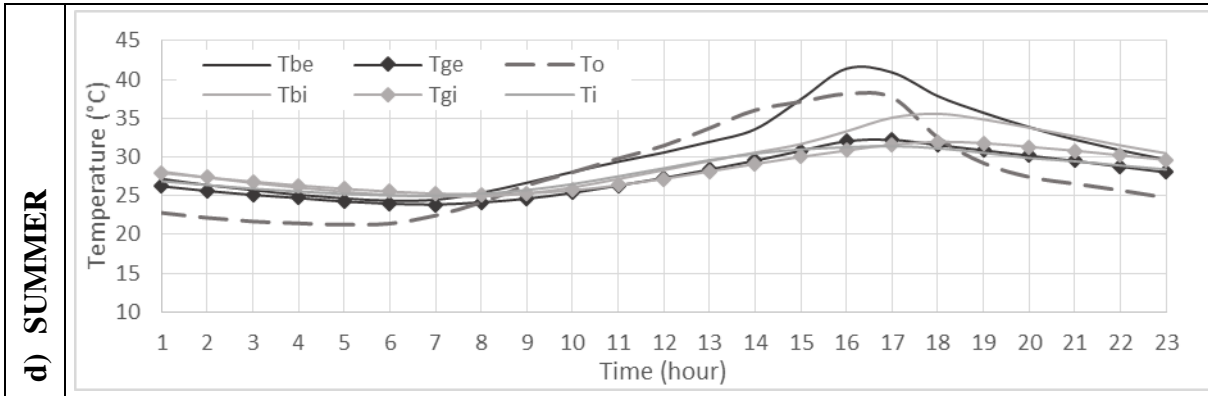
The temperature graphs for each typical day make clear the thermal behavior of the internal and external surfaces (GW and BW) throughout the year. The surface of the bare wall had the highest temperature increases in all seasons. The maximum, minimum and average temperatures, for each of the surfaces in each season of the year can be seen in Figure 10.

The typical thermal day temperature data for each surface in each season shows the real thermal difference between inner and outer surfaces in the GW and BW. Regarding the maximums of T_{be} and T_{ge} surfaces, it is possible to notice a difference of almost 9°C in the summer and 2.5°C in the winter. This difference was less evident when the minimum

temperatures are compared once the average temperatures vary approximately 3°C during a summer day and 2.5°C in the winter day.

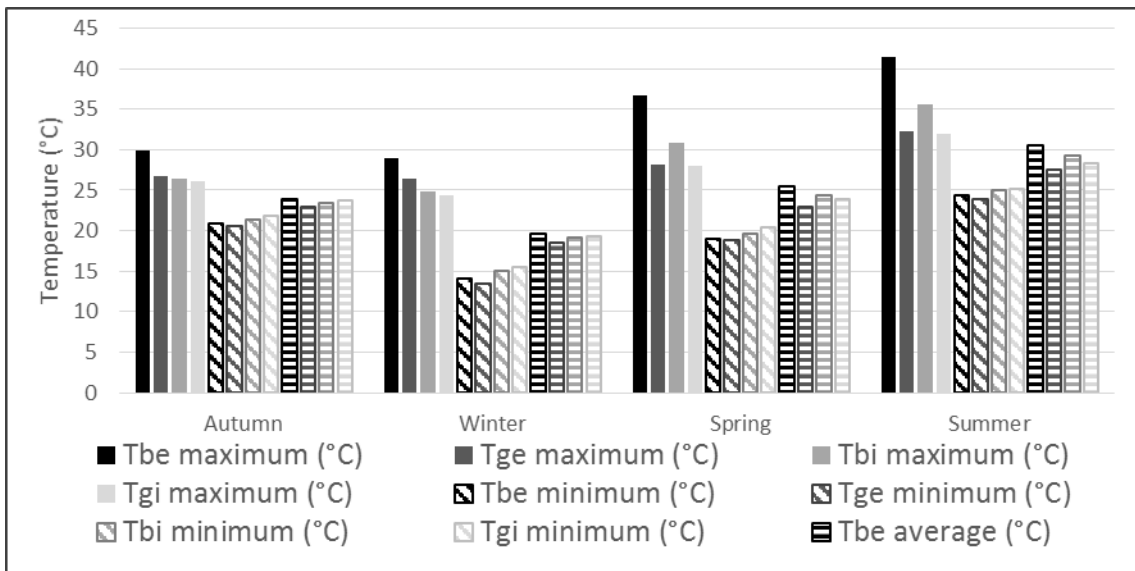
Figure 9 - Typical thermal day during the four annual seasons: a) autumn; b) winter; c) spring; and d) summer, being: Tgi) GW internal surface temperatures; Tge) GW external surface temperatures; Tbi) BW internal surface temperatures; Tbe) BW external surface temperatures; Ti) indoor air temperatures; and To) outdoor air temperatures





Source: Author.

Figure 10 - Maximum, minimum and average daily temperatures for each studied surface (Tbe, Tge, Tbi and Tgi) in each year season



Source: Author.

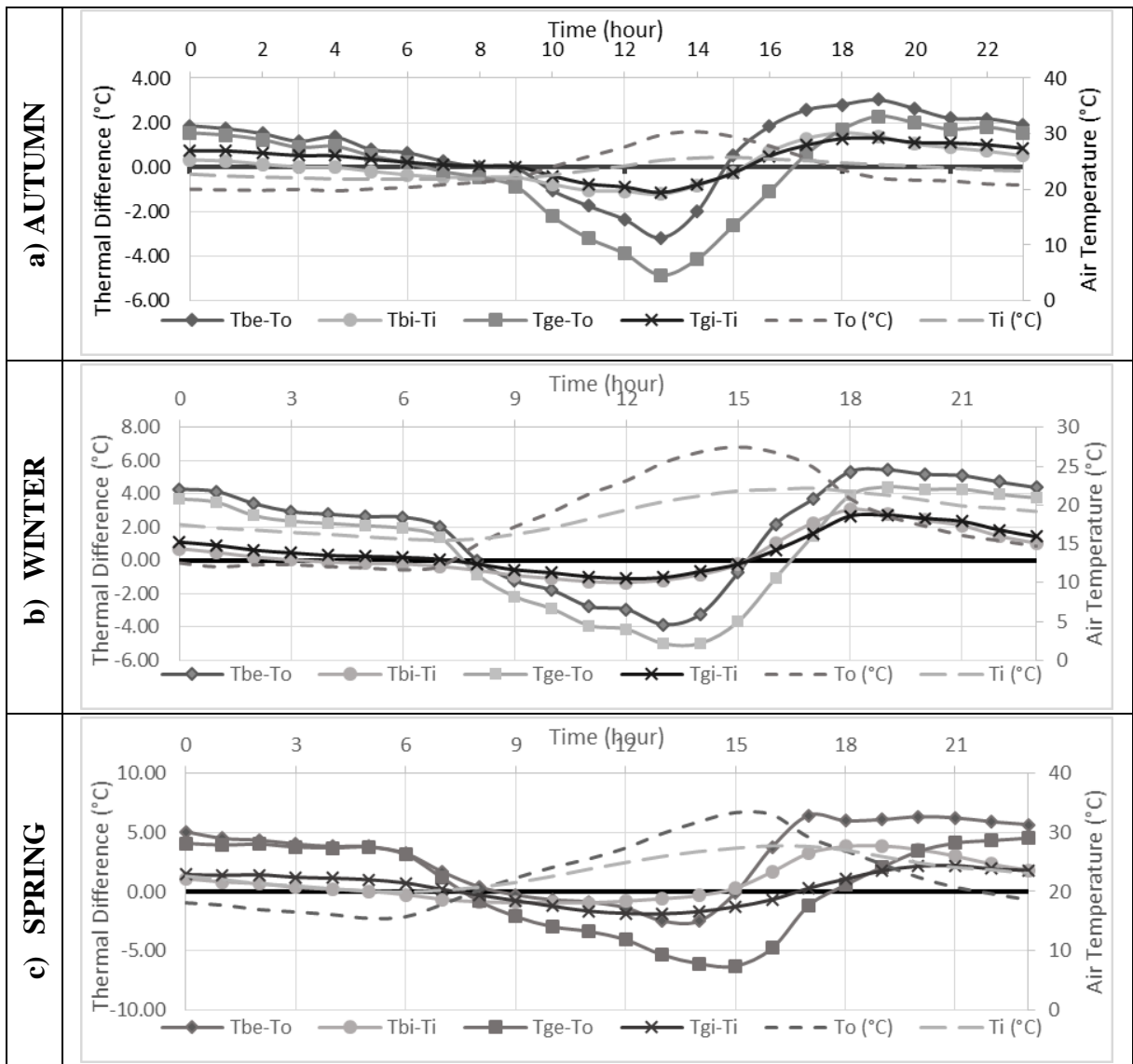
Regarding the internal surface temperature daily data (Tbi and Tgi), it is possible to notice a considerable difference between the two surfaces in the summer period. The maximum temperature of Tbi reaches almost 4.5 °C more than that of Tgi. This difference drops to under 3 °C in the spring and less than 2 °C in the winter. The autumn period presents remarkably similar data, with a variation of just a few tenths. The minimum and average temperatures of Tbi and Tgi are similar in all seasons. During spring and summer Tgi reaches a minimum temperature of around 1 °C less than Tbi, as well as the average temperature.

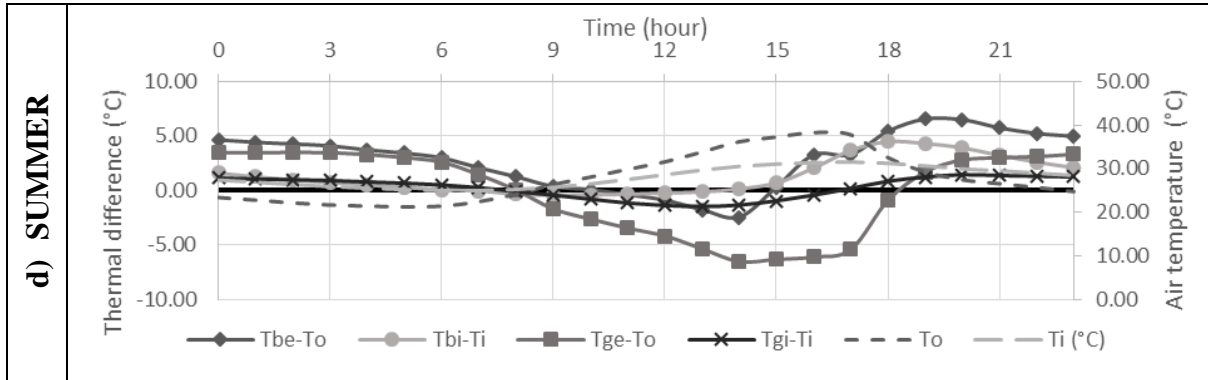
During the typical thermal summer day, the Tge values vary, from minimum to maximum temperature, by 8.4 °C, while Tbe vary by approximately 17 °C, more than twice as high as Tge's.

3.2.3 Thermal difference

Figure 11 shows when the thermal difference data are positive, indicating that the wall surface temperature is higher than the ambient temperature, and the wall is releasing heat to the environment. A negative value means that the wall temperature is below air temperature, and possibly the wall is receiving heat loads from atmosphere. The data near zero represent the moment when thermal balance is reached. The inside (Ti) and outside (To) air temperature values are represented on the opposite Y-axis (on the right side of the graphs).

Figure 11 - Thermal difference during the typical thermal day of each season: a) autumn; b) winter; c) spring; and d) summer





Tbe-To is the thermal difference between external bare wall surface temperature and outside air temperature; Tge-To is the thermal difference between external green facade surface temperature and external air temperature; Tbi-Ti is the thermal difference between inside bare wall surface temperature and inside air temperature.; and Tgi-Ti is the thermal difference between inside green facade wall surface temperature and inside air temperature.

Source: Author.

As expected, the internal and external surface temperatures were higher than the air temperature (positive data in the graphs) during some hours. In other times, they were lower (negative data in the graph), being more expressive in the external wall.

In the autumn typical thermal day, the four walls showed their smallest peaks of maximum thermal difference in the early afternoon, at 1 PM, just when the air temperature peak occurs. The maximum thermal difference peak occurs after the sunset, when the wall stopped receiving solar radiation and started to lose temperature to the environment, by radiation. The inner walls had less temperature variation throughout the day, but the bare wall present higher peaks, both positive and negative. The outer walls temperatures vary by up to 7.1°C (Tge) and 6.2°C (Tbe) during an autumn day period. In the graph, the temperature variation of the green external wall is evident, which accumulated less heat than the bare external surface. Thermal equilibrium is only achieved in the morning right before the air temperature started to rise again, after sunrise.

In the winter, although the maximum air temperature (To) occur at 3 PM, the internal surfaces start accumulating heat and elevating their temperatures only after 1 PM. The bare external surface (Tbe) overtakes the air temperature (To) at 4 PM, while the green wall (Tge) overtakes it one hour later, at 5 PM. The maximum thermal difference of the surfaces occurred between 6 PM and 7 PM, after sunset. It happened because the air temperature dropped more abruptly than the heat losses of the walls, which are slower, so the difference is bigger. The inner wall showed low thermal variation in this period, as well as observed during autumn, but the bare wall had greater temperature peaks, both positive and negative.

The bare wall heated up more during the day, it also reached lower temperatures at night. The external surfaces showed similar thermal variations in the winter day, being 9.4°C (GW)

and 9.3°C (BW). However, although their behavior is quite similar, the BW external temperatures are always higher than those observed on the GW external surface, and the smallest thermal difference (0.5°C) was recorded at 5 AM, while the largest difference (3.2°C) was observed at 4 PM. As observed in autumn, the four walls showed their smallest peaks in the early afternoon, between 12 PM (indoors) and 1 PM (outdoors).

The dataset gathered during the spring and summer periods were similar, demonstrating that the thermal behavior of the walls is close during these seasons. In these two seasons, a greater range in the inside data was observed, where the BW presented greater positive peaks (compared to autumn and winter seasons), while the GW remained with a smoother curve for the same period of the day. Regarding to the heat loss during the night, the thermal difference on the GW fell more slowly than on the BW. However, the two surfaces started the day with similar temperatures and close to heat balance between air temperature and surfaces temperature.

The GW external temperature remained lower than the air temperature for longer periods than the observed on the BW during a typical summer day. While the BW reached the air temperature at 3 PM, the GW reached the air temperature almost three hours later, at around 6 PM.

From the analysis of the thermal difference, it was assessed that there is a thermal protection effect practiced by the green facade throughout the whole year. The green facade acts as a kind of thermal corridor between the green facade and the wall, preventing the quick loss of heat from the wall to the external environment, by irradiation. However, in the colder months (autumn and winter) these peaks are more tenuous, with flatter curves and lower thermal differences. In the hottest periods (spring and summer), the peaks are more intense with considerably greater thermal variation.

3.2.4 Heat Flow

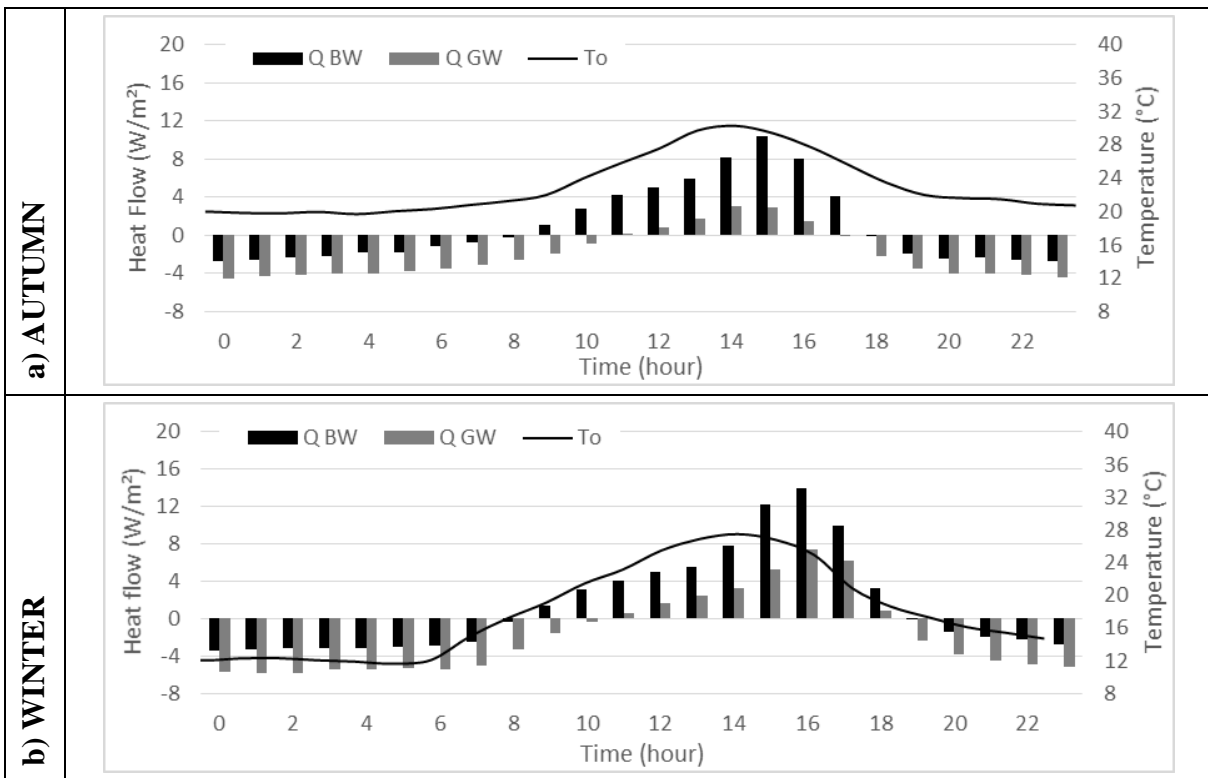
For every hour of each typical day, the transfer of heat in each wall from the outer surface to the inner one was verified. Figure 12 shows the heat flow (Q) in each typical day.

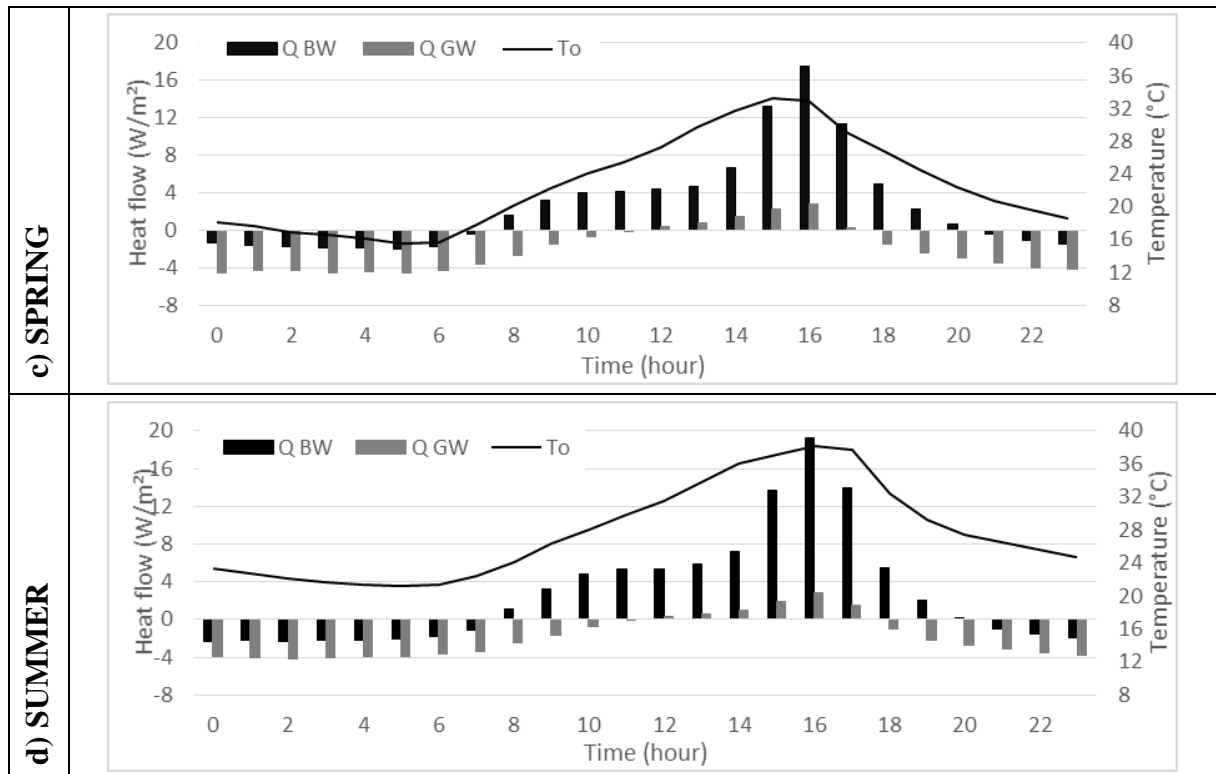
The heat flow is positive when the heat is conducted through the wall from outer to inner surface. If negative, the heat travels the opposite way, from inside to outside. If Q is zero (0.0 W/m²), so the balance temperature was achieved, and the indoor and outdoor temperatures are the same.

For the four seasons it was noticed that the heat flow peak (Q-peak) occurred practically at the same time in both BW and GW, and that Q accompanied the increase and decrease of the air temperature (T_o). It is noticeable that, for all seasons, the positive heat flow of BW is always higher than the GW in a same hour of the day. It means that the BW is always conducting more heat to inside the house than the GW.

The peak heat flow (Q-peak) and the dip heat flow (Q-dip) data, the air temperature at the peak (T_o in Q-peak) and at the dip (T_o in Q-dip) heat flow, and the daily periods (hours) of positive and negative heat flow for each seasonal typical day are detailed in Table 4.

Figure 12 – Hourly heat flow (Q) and air temperature (T_o) over the typical thermal days by season: a) autumn; b) winter; c) spring; and d) summer





Q BW is the heat flow from the bare wall; Q GW is the heat flow from the wall with the green facade; and T_o is the external air temperature.

Source: Author.

Table 4 - Typical thermal day heat flow data and related ones for the four studies seasons

	Autumn		Winter		Spring		Summer	
	BW	GW	BW	GW	BW	GW	BW	GW
Q-peak (W/m²)	10.4	3.0	14.0	7.4	17.5	2.3	19.3	2.8
To in Q-peak (°C)	29.4	30.3	26.8	26.8	32.9	32.9	38.1	38.1
Q-dip (W/m²)	-2.8	-4.5	-3.4	-5.9	-2.1	-4.5	-2.3	-4.2
To in Q-dip (°C)	20.0	20.0	12.5	12.0	15.4	16.5	22.1	22.1
Average of positive Q (W/m²)	5.5	1.70	6.7	3.4	6.1	1.3	6.7	1.3
Average of negative Q (W/m²)	-1.8	-3.3	-2.4	-4.4	-1.4	-3.2	-1.9	-2.9
Period of positive Q (h)	9	6	10	8	13	6	13	6
Period of negative Q (h)	15	18	14	16	11	18	11	18

Source: Author

The effect of the green facade on the wall behind it can be easily noticed by comparing BW and GW data between summer and winter. The peak heat flow increased by more than 5.0 W/m² in BW during summer (around 37% increase), while GW falls 4.5 W/m² at its peak when compared to winter data (around 60% decrease). Despite the difference between the winter and summer Q peaks, the averages of positive heat flow for BW are identical in both seasons, 6.7

W/m². The Q average of GW decreases from 3.4 W/m² in winter to 1.3 W/m² in summer. A 38% drop in the positive flow.

By applying the same logic of analysis, the lowest point of negative heat flow (Q-dip) of both walls decreases in the winter period (compared to summer), when the BW varies from -2.32 W/m² to -3.42 W/m² and the GW ranges from -4.17 W/m² to -5.9 W/m². It means that the heat flow increases in the opposite direction during winter, from inside to outside the house, and that GW loses less heat per m² than BW during the colder season. However, this finding is not shown to be of great meaning, since the temperatures in GW are lower than the temperatures in BW and, at the end of the night, both walls will be at very close, if not equal, temperatures (see Figure 8 and Figure 9). During winter, GW presented a very low negative heat flow (in module), but this wall also has less stored heat to be released to the external environment than BW.

Regarding the period with positive heat flow during the day, the BW increased from 10 hours to 13 hours of positive Q between winter to summer, while the GW reduces this period in 2 hours between these two seasons. That is, while the heat transfer from outside to inside the house through BW happened for approximately 13 hours along the day, for GW this process was observed by only 6 hours.

Throughout almost all the four seasons data evaluated, the GW had a positive heat flow in 29% of the daytime. That means that the heat passes from outside to inside, heating the house, during only six hours per day. Just during the winter period this duration was longer, eight hours per day. It is not expected a greater solar irradiation on the walls in the winter period, since the solar radiation decreases in this period of the year (see Table 2). However, with the loss of a large portion of the Wisteria leaves (as shows Figure 6), the GW becomes more exposed to solar radiation incidence, allowing a greater heat accumulation in it and increasing its positive heat flow. This factor is aimed at this period of the year, as it is desired that the house will heat up with the effect of solar radiation.

In comparison, the BW had a positive heat flow during nine and ten hours in the autumn and winter daytime periods, respectively. And it is positive for 13 hours during spring and summer daytime. In general, the data demonstrated a small change in the duration of the heat flow on the BW along the seasons. In fact, the most pronounced change was observed for the heat flow intensity, which reached higher peaks during spring and summer months.

About the average heat flow data, it was observed that there was a little variation in the BW data during the year. GW, in turn, presents an average positive Q in winter almost three times greater than in summer. The average negative Q of GW are always higher (in module)

than BW. ie, while the BW wall receives a greater flow of heat from outside, the GW works by passing a greater amount of heat from inside to outside.

4 DISCUSSION AND CONCLUSIONS

This study followed the development of a green facade over the course of a year. Throughout this period, photographic, thermo-photographic and surface thermal monitoring were carried out. The long-term wall surface temperature dataset enabled to measure the dynamic thermal characteristics of the green facade over the seasons, and according to the leaves' coverage. Based on the results presented, the following conclusions can be implied:

According to the typical thermal day analysis, the external surface temperature on the wall behind the green facade decreases more slowly than the temperature on the bare wall during all seasons. This demonstrates that the green facade also acts as a kind of blockage in the release of heat from the inside to the outside of the house, slowing down the cooling of the wall. Or even, it may act as protection against the action of the wind, which can be an ally in the cooling of surfaces. This behavior may be an indication that buildings covered with vegetation may have greater thermal stability, as suggested by some studies (CAMERON; TAYLOR; EMMET, 2015; SUSOROVA et al., 2013).

The minimum temperature values reached by the four surfaces were always similar at the end of the night, which demonstrates that the wall as an entire structure achieves thermal balance at some point.

In the typical summer day, the green facade ensured that the wall temperature remained below the air temperature for a longer period than the bare wall. The outer protected wall had temperatures below air temperature between 7 AM and 1 PM (a seven-hour period). The temperature on the outer bare wall were below air temperature between 11 AM and 2 PM (a four-hour period), a difference of 3 hours between the two walls.

Cameron, Taylor and Emmet, (2015), in their study, observed that in the winter period, the temperatures of the wall protected by a full leafed green facade remained higher than the bare wall. This behavior was not found in this study, in which the night temperatures reached by the walls are similar over all seasons. Eventually, the protected wall still reached lower values than the bare one, mainly in winter. However, it is important to note that, in this study, different from others (KOYAMA et al., 2013; JESUS et al., 2017; WIDIASTUTI; CAESARENDRA; ZAINI, 2019), the surfaces of the wall behind the green facade and the bare wall belong to the same physical structure. So, while the walls irradiate heat from the solid structure to the atmosphere, there is still heat exchange by conduction within the wall structure, in the constant search of thermal balance.

The heat flow data are quite satisfactory regarding the performance of the green facade protecting the wall from excessive heating during the spring and summer seasons. The inner GW received heat flow over six hours per day, while in the inner BW this duration was 13 hours, which means that the heat flow passes from outside to inside the house for a longer time (more than twice as much), and also with much more intensity on the wall without the green protection.

In this study, it is possible to observe how a green facade acted as an insulation, helping to regulate the building's temperature throughout a whole year. The green facade benefits were pronounced during the spring and summer months, when it acted as cooler, which possible leads for a reduction in air conditioning requirement. During the colder months, the insulation effect was not so evident.

Although the benefit of the green facade over the wall was an expected result, based on literature review (WIDIASTUTI; CAESARENDRA; ZAINI, 2019; SUSOROVA et al., 2013; JESUS et al., 2017), this study represented an advanced, once the thermal impact of the green facade was evaluate by comparing the results with an adjacent bare wall over a whole year of monitoring, with high temporal resolution for data acquisition. Furthermore, the experiment was accomplished in real residence, with real temperature data, and not a prototype or a mathematical model.

When considering the context of the house where the green facade was installed, it is possible to conclude that the system fulfilled its purposes, as the main problem reported by the house's residents was related to the overheating through the West-wall during the spring and summer seasons.

REFERENCES

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15220**: Desempenho térmico de edificações. ABNT/CB-02- Comitê Brasileiro de Construção Civil, 2003.

_____. **Projeto 02:135.07-001/3**: Desempenho térmico de edificações Parte 3: Zoneamento bioclimático brasileiro e diretrizes construtivas para habitações unifamiliares de interesse social. ABNT, setembro 2003.

ALEXANDRI, E.; JONES, P. Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. **Building and Environment**, v. 43, n. 4, p. 480–493, 2008.

CAMERON, R. W. F.; TAYLOR, J.; EMMET, M. A Hedera green facade e Energy performance and saving under different maritime-temperate, winter weather conditions. **Building and Environment**, v. 95, p. 111-121, 2015.

CUCE, E. Thermal regulation impact of green walls: An experimental and numerical investigation. **Applied Energy**, v. 194, n. September 2016, p. 247–254, 2017.

DEGELMAN, L. O. **Examination of the concept of using “typical-week” weather data for simulation of annualized energy use in buildings**. IBPSA Conference, September, 1997.

FENSTERSEIFER, P. **Avaliação térmica de brise vegetal em casa popular**. Trabalho de conclusão de curso (bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2018.

HUNTER, A. M. et al. Quantifying the thermal performance of green facades: A critical review. **Ecological Engineering**, v. 63, p. 102–113, 2014.

INMET. **Normais climatológicas do Brasil 1981-2010**. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Brasília, DF. 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/normais_climatologicas/mobile/index.html#p=12> Acesso em: 17 jul. 2020.

JESUS, M. P. de. et al. Green facades and *in situ* measurements of outdoor building thermal behaviour. **Building and Environment**, v. 119, 2017.

JIAHUA, Z.; FENGMEI, Y. **The characteristics of Urban Heat Island variation in Beijing urban area and its impact factors**. Urban Remote Sensing Joint Event. 2009.

JIM, C. Y., Thermal performance of climber greenwalls: Effects of solar irradiance and orientation. **Applied Energy**, 2015b.

KÖHLER, M. **Green facades — a view back and some visions**. n. May, p. 423–436, 2008.

KOLOKOTRONI, M. et al. London’s urban heat island: Impact on current and future energy consumption in office buildings. **Energy and Buildings**, v. 47 p. 302–311, 2012.

KOLOKOTRONI, M.; GIRIDHARAN, R. Urban heat island intensity of physical characteristics on changes in outdoor air temperature during summer in London: An investigation of the impact. **Solar Energy**, v. 82, p. 986-998, 2008.

KOYAMA, T. et al. Identification of key plant traits contributing to the cooling effects of green facades using freestanding walls. **Building and Environment**, v. 66, p. 96–103, 2013.

LIRA FILHO, J. A. de. **Paisagismo**: elementos de composição e estética. Série planejamento paisagismo, v. 2. Viçosa: 2002.

LOPES, P. M. O.; RIZZI, R.; VALERIANO, D. M. Modelagem da emissividade da superfície terrestre em regiões montanhosas a partir de dados do sensor Modis. XIII Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto, INPE, 2007, Florianópolis/SC. **Anais...** Florianópolis, 2007.

LOUSÃ, M. (Coord.); MONTEIRO, A.; SANTO, D. E.; SOUSA, E.; COSTA, J. C. **Módulo de botânica: Manual de teóricas e práticas**. Instituto Superior de Agronomia Universidade Técnica de Lisboa. Portugal, 2007.

MACHADO, R. M. e S. et al. Avaliação do desempenho térmico da “casa popular eficiente”. In: XXV Congresso regional de iniciação científica e tecnológica em engenharia – CRICTE, 2013, Passo Fundo/RS. **Anais...** Passo Fundo, 2013.

MATTHEWS, L. A.; GIURGIUTIU, V. Modeling Actuation Forces and Strains in Nastic Structures. Smart Structures and Materials 2006: **Smart Structures and Integrated Systems**. Proc. of SPIE Vol. 6173, 61731O, 2006.

OKE, T. R. The energetic basis of the urban heat island. **Quarterly journal of the royal meteorological society**, v. 108, p. 24, 1982.

OMEGA. **Table of Total Emissivity**. 2018 Disponível em: <<https://www.omega.com/temperature/Z/pdf/z088-089.pdf>>, acesso em: 15/05/2018.

PANTUA, C. A.; CALAUTITA, J. K.; WUA, Y. A fluid-structure interaction (FSI) and energy generation modelling for roof mounted renewable energy installations in buildings for extreme weather and typhoon resilience. **Renewable Energy**, v. 160, p. 770-787, 2020

RAUBER, A. C. C. **Diagnóstico ambiental urbano do meio físico de Santa Maria – RS**. 2008. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2008.

ROSSATO, M. S. **Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia**. 2011. 253 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2011.

SAFIKHANI, T. et al. Thermal impacts of vertical greenery systems. **Environmental and Climate Technologies**, v. 14, n. 1, p. 5–11, 2014.

SANTAMOURIS, M. et al. On the impact of urban climate on the energy consumption of buildings. **Solar Energy**, v. 70, n 3, p. 201-216, 2001.

SANTAMOURIS, M.; SYNNEFA, A.; KARLESSI, T. Using advanced cool materials in the urban built environment to mitigate heat islands and improve thermal comfort conditions. **Solar Energy**, v. 85, n. 12, p. 3085–3102, 2011.

SANTOS, J. C. P. et al. **Avaliação térmica de casa popular eficiente no período de verão**. Proceedings of EURO ELECS, p. 227-236. Portugal, 2015.

SCHERER, M. J. **Cortinas verdes na arquitetura: desempenho no controle solar e na eficiência energética das edificações**. 2014. 187 p. Tese (Doutorado em Arquitetura) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2014.

SCHERER, M. J.; FEDRIZZI, B. **Estudo experimental sobre a capacidade de sombreamento de espécies trepadeiras para aplicação em cortinas verdes**. XV Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído, n. 1, p. 173–182, 2014.

SMITH, G. B. et al. The importance of surface finish to energy performance. **Renewable Energy and Environmental Sustainability**, v. 2, n. 13, p. 5, 2017.

SOARES, M. M.; SILVA, A. D. da. Análise e compatibilização dos métodos simplificado e por simulação da NBR 15575: zona bioclimática 2. **Ambiente Construído**, vol.17 no.1 Porto Alegre Jan./Mar. 2017

SUSOROVA, I. et al. A model of vegetated exterior facades for evaluation of wall thermal performance. **Building and Environment**, v. 67, 2013.

TAKEBAYASHI, H; MORIYAMA, M. Surface heat budget on green roof and high reflection roof for mitigation of urban heat island. **Building and Environment**, v. 42, p. 2971-2979, 2007.

VAGHETTI, M. A. O.; PIZZUTTI, J. C.; CARISSIMI, E. Casa Popular Eficiente: Uma proposta de moradia de baixo custo e sustentável. Euro-Elecs, 2015. Latin-American and European Conference on Sustainable Buildings and Communities. **Anais...** 2015. p. 2325–2334.

VALESAN, M.; FEDRIZZI, B. SATTLER, M. A. Vantagens e desvantagens da utilização de peles-verdes em edificações residenciais em Porto Alegre segundo seus moradores. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 10, n. 3, p. 55-67, jul./set. 2010.

WANG, Q.; DILCHER, D. L.; ZHU, XY.; ZHOU, YL.; LOTT, T. A. Fruits and Leaflets of *Wisteria* (Leguminosae, Papilionoideae) from the Miocene of Shandong Province, Eastern China. **International Journal of Plant Sciences**, v. 167, n. 5, p. 1061-1074, 2006.

WIDIASTUTI, R; CAESARENDRA, W.; ZAINI, J. Observation to building thermal characteristic of green facade model based on various leaves covered area. **Buildings** v. 9, 2019.

WONG, N. H. et al. Acoustics evaluation of vertical greenery systems for building walls Nyuk. **Building and Environment**, v. 45, n. 3, p. 411–420, 2010.

_____. Energy simulation of vertical greenery systems. **Energy and Buildings**, v. 41, n. 12, p. 1401–1408, 2009.

ZARDO, L. et al. Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 225–235, 2017.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo demonstram, de forma geral, que infraestruturas verdes podem, de uma forma simples e com baixo custo, reduzir impactos gerados pelo processo de urbanização.

A partir dos resultados obtidos para o Capítulo I (Efeito de uma biorretenção de pequena escala no controle quantitativo e qualitativo do escoamento pluvial oriundo de uma via de tráfego), pode-se concluir que esse tipo de sistema, mesmo que de pequeno porte, apresenta grande potencial na redução do escoamento pluvial superficial de vias urbanas, para o qual apresentou uma retenção de 100% dos volumes de escoamento oriundos de precipitações com até 57 mm, aproximadamente. Os resultados referentes a melhoria na qualidade das águas do escoamento superficial após passagem pela biorretenção não foram conclusivos, uma vez que a biorretenção atuou como fonte de poluentes em alguns casos, a exemplo dos sólidos dissolvidos totais. No entanto, pôde-se concluir, de forma preliminar, que a biorretenção atuou na redução da presença de coliformes totais.

Ao longo do monitoramento quali-quantitativo e da discussão dos resultados do estudo com biorretenção para redução do impactos provenientes da drenagem urbana, foi possível observar inúmeros fatores divergentes e conflitantes, demonstrando a necessidade de estudos mais aprofundados, detalhados em longo prazo. Há grande dificuldade também em comparar resultados, dada a grande variabilidade possível nesse tipo de estrutura, como composição (vegetação, leito filtrante), as características climáticas (volume e intensidade da precipitação, dias antecedentes sem chuva, temperatura do ar e umidade do ar, ventos, etc) e as características dos poluentes presentes no escoamento pluvial (intrinsecamente relacionadas ao tipo de superfície de captação).

A análise apresentada no Capítulo II (*Thermal performance of a low-cost green facade in the surface temperature of a social interest housing*) deste documento, demonstra que fachadas verdes apresentam potencial significativo na redução da temperatura de superfícies sólidas, e na melhoria das condições térmicas de uma residência durante períodos mais quentes (primavera e verão), quando a parede protegida chega a marcar uma temperatura máxima 9°C abaixo da temperatura máxima registrada na parede exposta. Mesmo com ausência parcial ou total das folhas, durante os meses de outono e inverno, a fachada verde exerceu efeito de redução térmica na superfície protegida, porém em menor intensidade. Desse modo, conclui-se que, para residências com problemas térmicos relacionados ao superaquecimento ao longo da primavera e verão, esse tipo de infraestrutura verde mostra-se ideal, como uma solução de baixo

custo e alta eficiência. Para regiões mais frias, Cameron, Taylor e Emmet (2015) demonstram que proteções vegetadas perenes (que não apresentam perda de folhas durante os meses de outono e inverno) apresentam bons resultados quanto ao isolamento térmico da residência no inverno, mesmo com baixa incidência solar sobre a parede estudada.

REFERÊNCIAS GERAIS

ALYASERI, I. et al. Initial impacts of rain gardens' application on water quality and quantity in combined sewer: field-scale experiment. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 11, n. 19, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15220**: Desempenho térmico de edificações. ABNT/CB-02- Comitê Brasileiro de Construção Civil, 2003.

_____. **Projeto 02:135.07-001/3**: Desempenho térmico de edificações Parte 3: Zoneamento bioclimático brasileiro e diretrizes construtivas para habitações unifamiliares de interesse social. ABNT, setembro 2003.

ALEXANDRI, E.; JONES, P. Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. **Building and Environment**, v. 43, n. 4, p. 480–493, 2008.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association. 20. ed. Washington: APHA, 1998.

_____. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association. 22. ed. Washington: APHA, 2012.

ASHLEY, R. et al., Including uncertainty in valuing blue and green infrastructure for stormwater management. **Ecosystem Services**, 2018.

BASDEKI, A.; KATSIFARAKIS, L.; KATSIFARAKIS, L. K. Rain gardens as integral parts of urban sewage systems – a case study in Thessaloniki, Greece. **Procedia Engineering**, v. 162, p. 426-432, 2016.

_____. Design, calculations and performance evaluation of rain gardens in an urban neighborhood of Thessaloniki, Greece. **Desalination and Water Treatment**, v. 99, p. 4-9, 2017.

BERGER, M. The manifold challenges for modeling the urban heat island. **Procedia Computer Science**, v. 80, p. 2000-2007, 2016.

BJÖRKLUND, K.; LI, L. Removal of organic contaminants in bioretention medium amended with activated carbon from sewage sludge. **Environ Sci Pollut Res.**, v. 24, 2017.

BRAGA, D. K.; AMORIM, C. N. D. Conforto térmico em edifícios residenciais do Plano Piloto de Brasília. I Conferência Latino-Americana de construção sustentável, X Encontro nacional de tecnologia do ambiente construído, 2004, São Paulo/SP. **Anais...** São Paulo, 2004.

BRANDÃO, J. L. B. **Potencial de utilização de espécies arbóreas para proteção solar de edifício residencial na zona bioclimática 2 brasileira**. 2017. 112 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 1.469, de 29 de dezembro de 2000. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, dez. 2000. Disponível em < http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2000/prt1469_29_12_2000.html >. Acesso em: 17 jul. 2020.

_____. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 5, de outubro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Anexo XX. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, out. 2017.

_____. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, mar. 2005. 23p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 17 jul. 2020.

_____. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, mai. 2011. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 17 jul. 2020.

CADORE, R. C. **Crítérios de dimensionamento de biorretenções**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.

CAMERON, R. W. F.; TAYLOR, J.; EMMET, M. A Hedera green facade e Energy performance and saving under different maritime-temperate, winter weather conditions. **Building and Environment**, v. 95, p. 111-121, 2015.

CIRIA. **The SUDS manual**. Department of Environment Food & Rural Affairs. London, 2015.

CLARK, M.; ACOMB, G. **Florida Field Guide to Low Impact Development: Bioretention Basins/Rain Gardens**. Program for resource efficient communities. University of Florida, 2008.

CQFS. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Comissão de química e fertilidade do solo - RS/SC. Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. 400p.

CUCE, E. Thermal regulation impact of green walls: An experimental and numerical investigation. **Applied Energy**, v. 194, n. September 2016, p. 247–254, 2017.

DANIEL JR., J. J. **Avaliação de uma Biorretenção como estrutura sustentável de drenagem urbana**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2013.

DEGELMAN, L. O. **Examination of the concept of using “typical-week” weather data for simulation of annualized energy use in buildings**. IBPSA Conference, September, 1997.

DEMUZERE, M. et al. Mitigating and adapting to climate change: Multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure. **Journal of Environmental Management**, v. 146, p. 107-115, 2014.

EEA. **Urban adaptation to climate change in Europe: Challenges and opportunities for cities together with supportive national and European policies**. EEA Report. European Environmental Agency, 2012.

_____. **Water is life: Europe’s rivers, lakes and seas are under pressure from pollution, over-exploitation and climate change. How can we ensure a sustainable use of this vital resource?** EEA Signals. European Environmental Agency, 2018.

EPA. **Enhancing sustainable communities with green infrastructure**. United States Environmental Protection Agency. 2014.

_____. **Green infrastructure permitting and enforcement series: supplement 3**. United States Environmental Protection Agency. 2016.

_____. **Managing Stormwater with Low Impact Development Practices.** United States Environmental Protection Agency, New England. 2009.

_____. **Reducing Stormwater Costs through Low Impact Development (LID) Strategies and Practices.** United States Environmental Protection Agency Washington DC. 2007.

_____. **The CADDIS Urbanization Module.** United States Environmental Protection Agency. 2012.

FENSTERSEIFER, P. **Avaliação térmica de brise vegetal em casa popular.** Trabalho de conclusão de curso (bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2018.

FENSTERSEIFER, P. et al. Quality and potential use of water from green roofs made with Tetra Pak® carton boxes. **Water perspectives in Emerging Countries: Linking water security to sustainable development goals.** São Paulo, 2018.

FLETCHER, T. D. et al. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more - The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**, 2014

FRANCIS, R. A.; LORIMER, J. Urban reconciliation ecology: The potential of living roofs and walls. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 1429 – 1437, 2011.

FUNASA. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS.** Brasília, 2014.

GLASS, C.C. **Green Roof Water Quality and Quantity Monitoring.** Department of Civil Engineering, Howard University, 2007.

GUO, J. C. Y; LUU, T. M. Operation of Cap Orifice in a Rain Garden. **Journal of Hydrologic Engineering**. v. 20, n.10, 2015.

HAGEMANN, S. E. **Avaliação da qualidade da água da chuva e da viabilidade de sua captação e uso.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2009.

HARPER, G.E., et al. Nine-month evaluation of runoff quality and quantity from an experimental green roof in Missouri, USA. **Ecological Engineering**, v. 78, p.127–33, 2014.

HONG, J. et al. Impacts of nonpoint source pollutants on microbial community in rain gardens. **Chemosphere**, v. 209, p. 20–27, 2018.

HUNTER, A. M. et al. Quantifying the thermal performance of green facades: A critical review. **Ecological Engineering**, v. 63, p. 102–113, 2014.

INMET. **Condições meteorológicas ocorridas na região sul de novembro de 2019 a fevereiro de 2020.** INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Porto Alegre, RS. 2020a.

_____. **Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática.** INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Brasília, DF. 2020b. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>>

_____. **Normais climatológicas do Brasil 1981-2010.** INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Brasília, DF. 2018. Disponível em:<

http://www.inmet.gov.br/portal/normais_climatologicas/mobile/index.html#p=12> Acesso em: 17 jul. 2020.

JESUS, M. P. de., et al. Green facades and in situ measurements of outdoor building thermal behavior. **Building and Environment**, v. 119, 2017.

JIAHUA, Z.; FENGMEI, Y. **The characteristics of Urban Heat Island variation in Beijing urban area and its impact factors**. Urban Remote Sensing Joint Event. 2009.

JIM, C. Y. Assessing growth performance and deficiency of climber species on tropical greenwalls. **Landscape and Urban Planning**, v. 137, p. 107–121, 2015a.

_____. Thermal performance of climber greenwalls: Effects of solar irradiance and orientation. **Applied Energy**, 2015b.

KLOSS, C. **Green infrastructure for urban stormwater management**. International Low Impact Development Conference, 2008.

KÖHLER, M. **Green facades — a view back and some visions**. n. May, p. 423–436, 2008.

KOLOKOTRONI, M. et al. London's urban heat island: Impact on current and future energy consumption in office buildings. **Energy and Buildings**, v. 47 p. 302–311, 2012.

KOLOKOTRONI, M.; GIRIDHARAN, R. Urban heat island intensity of physical characteristics on changes in outdoor air temperature during summer in London: An investigation of the impact. **Solar Energy**, v. 82, p. 986-998, 2008.

KOYAMA, T. et al. Identification of key plant traits contributing to the cooling effects of green facades using freestanding walls. **Building and Environment**, v. 66, p. 96–103, 2013.

LI, J. et al. Bio-swale column experiments and simulation of hydrologic impacts on urban road stormwater runoff. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 25, n. 1, p. 173–184, 2016.

LIBERALESSO, T. **Telhados verdes extensivos: influência da composição do substrato na retenção hídrica e no desenvolvimento da vegetação**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2018.

LIRA FILHO, J. A. de. **Paisagismo: elementos de composição e estética**. Série planejamento paisagismo, v. 2. Viçosa: 2002.

LOPES, P. M. O.; RIZZI, R.; VALERIANO, D. M. Modelagem da emissividade da superfície terrestre em regiões montanhosas a partir de dados do sensor Modis. XIII Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto, INPE, 2007, Florianópolis/SC. **Anais...** Florianópolis, 2007.

LOUSÃ, M. (Coord.); MONTEIRO, A.; SANTO, D. E.; SOUSA, E.; COSTA, J. C. **Módulo de botânica: Manual de teóricas e práticas**. Instituto Superior de Agronomia Universidade Técnica de Lisboa. Portugal, 2007.

MACHADO, R. M. e S. et al. Avaliação do desempenho térmico da “casa popular eficiente”. In: XXV Congresso regional de iniciação científica e tecnológica em engenharia – CRICTE, 2013, Passo Fundo/RS. **Anais...** Passo Fundo, 2013.

MANGANGKA, I. R. et al. Performance characterisation of a stormwater treatment bioretention basin. **Journal of Environmental Management**, v. 150, p. 173-178, 2014.

MARAGNO, G. V. **Eficiência e forma do brise-soleil na arquitetura de Campo Grande – MS**. 2000. 203 p. Dissertação (Mestrado em Arquitetura) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2000.

MATTHEWS, L. A.; GIURGIUTIU, V. Modeling Actuation Forces and Strains in Nastic Structures. Smart Structures and Materials 2006: **Smart Structures and Integrated Systems**. Proc. of SPIE Vol. 6173, 61731O, 2006.

MEGGERS, F. M. et al. Urban cooling potencial: system losses from microclimates. In: 6th International Building Physics Conference, IBPC, 2015. **Energy Procedia**, v. 78, p. 3072 – 3077, 2015.

MOHAJERANI, A.; BAKARIC, J.; JEFFREY-BAILEY, T. The Urban Heat Island Effect, its Causes, and Mitigation, with Reference to the Thermal Properties of Asphalt Concrete. **Journal of Environmental Management**, 2017.

MORUZZI, R. B.; MOURA, C. C. de; BARBASSA, A. P. Avaliação do efeito da inclinação e umidade antecedente na qualidade e quantidade das parcelas escoadas, percoladas e armazenadas em telhado verde extensivo. **Ambiente Construído**. Porto Alegre, v. 14, n. 3, p. 59-73, 2014.

NONOMURA, A.; KITAHARA, M.; MASUDA, T. Impact of land use and land cover changes on the ambient temperature in a middle scale city, Takamatsu, in Southwest Japan. **Journal of Environmental Management**, V. 90, P. 3297–3304, 2009.

OKE, T. R. Canyon geometry and the nocturnal urban heat island: comparison of scale model and field observations. **Journal of Climatology**, v. 1, p. 237-254, 1981.

OKE, T. R., The energetic basis of the urban heat island. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 108, n 455, p. 1-24. 1982.

OMEGA. **Table of Total Emissivity**. 2018 Disponível em: <<https://www.omega.com/temperature/Z/pdf/z088-089.pdf>>, acesso em: 15/05/2018.

PANTUA, C. A.; CALAUTITA, J. K.; WUA, Y. A fluid-structure interaction (FSI) and energy generation modelling for roof mounted renewable energy installations in buildings for extreme weather and typhoon resilience. **Renewable Energy**, v. 160, p. 770-787, 2020

PESSOA, J. O. **Qualidade e quantidade de águas pluviais escoadas a partir de telhados verdes extensivos em Santa Maria-RS**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.

PMPA. **Plano diretor de drenagem urbana - Manual de drenagem urbana de Porto Alegre**. Porto Alegre: Prefeitura Municipal de Porto Alegre: UFRGS. 2005.

PWD. **City of Philadelphia Green Streets Design Manual**. Philadelphia Water Department. City of Philadelphia. 2014

RAUBER, A. C. C. **Diagnóstico ambiental urbano do meio físico de Santa Maria – RS**. 2008. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2008.

RHEA, L. et al. Effects of urbanization and stormwater control measures on streamflows in the vicinity of Clarksburg, Maryland, USA. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 20, p. 4413–4426, 2015.

ROMAN, C. A. **Controle da drenagem na fonte e sua compatibilização ao plano municipal de saneamento ambiental de Santa Maria**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria, 2015.

ROSSATO, M. S. **Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia**. 2011. 253 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2011.

SAFIKHANI, T. et al. Thermal impacts of vertical greenery systems. **Environmental and Climate Technologies**, v. 14, n. 1, p. 5–11, 2014.

SANTAMOURIS, M. et al. On the impact of urban climate on the energy consumption of buildings. **Solar Energy**, v. 70, n 3, p. 201-216, 2001.

SANTAMOURIS, M.; SYNNEFA, A.; KARLESSI, T. Using advanced cool materials in the urban built environment to mitigate heat islands and improve thermal comfort conditions. **Solar Energy**, v. 85, n. 12, p. 3085–3102, 2011.

SANTOS, J. C. P. et al. **Avaliação térmica de casa popular eficiente no período de verão**. Proceedings of EURO ELECS, p. 227-236. Portugal, 2015.

SCHERER, M. J. **Cortinas verdes na arquitetura: desempenho no controle solar e na eficiência energética das edificações**. 2014. 187 p. Tese (Doutorado em Arquitetura) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2014.

SCHERER, M. J.; FEDRIZZI, B. **Estudo experimental sobre a capacidade de sombreamento de espécies trepadeiras para aplicação em cortinas verdes**. XV Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído, n. 1, p. 173–182, 2014.

SEMCOG. **Low Impact Development Manual for Michigan**. Detroit, MI: Southeast Michigan Council of Governments, 2008.

SMITH, G. B. et al. The importance of surface finish to energy performance. **Renewable Energy and Environmental Sustainability**, v. 2, n. 13, p. 5, 2017.

SOARES, M. M.; SILVA, A. D. da. Análise e compatibilização dos métodos simplificado e por simulação da NBR 15575: zona bioclimática 2. **Ambiente Construído**, vol.17 no.1 Porto Alegre Jan./Mar. 2017

SOUSA, A. S. de. **Arquitetura bioclimática para instituição de ensino fundamental em São Gonçalo do Amarante/RN**. 2014. 262 p. Dissertação (Mestrado em Arquitetura) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2014.

SUN, R.; CHEN, L. Effects of green space dynamics on urban heat islands: Mitigation and diversification. **Ecosystem Services**, v. 23, p. 38-46, 2017.

SUN, R.; FAN, L. Purification of Eutrophic Water by Five Aqua-Cultured Plants in Lake Hongfeng, Guiyang, China. **Wuhan University Journal of Natural Sciences**, v. 24, n. 1, p. 37–44, 2019.

SUSOROVA, I. et al. A model of vegetated exterior facades for evaluation of wall thermal performance. **Building and Environment**, v. 67, 2013.

TAKEBAYASHI, H; MORIYAMA, M. Surface heat budget on green roof and high reflection roof for mitigation of urban heat island. **Building and Environment**, v. 42, p. 2971-2979, 2007.

TASSI, R. et al. Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão das águas pluviais. **Ambiente Construído**, v. 14, n. 1, p. 139–154, 2014.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

TUCCI, C. E. M.; BERTONI, J. C. **Inundações urbanas na América do Sul**. 1a ed. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, 2003.

TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. DE. **Drenagem Urbana**. 1a ed. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, 1995.

TURK, R. L. Rain Garden Filter Bed Substrates Affect Stormwater Nutrient Remediation. **Hortscience**, v. 49, n. 5, p. 645–652, 2014.

TZOULAS et al. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. **Landscape and Urban Planning**, v. 81, p. 167–178, 2007.

UNITED NATIONS. **Population facts: the speed of urbanization around the world**. United Nations, n. 2018/1. Dec, 2018.

USDA-NRCS. **Hydrologic Soil Groups. In: Hydrology National Engineering Handbook**. 2007.

VAGHETTI, M. A. O.; PIZZUTTI, J. C.; CARISSIMI, E. Casa Popular Eficiente: Uma proposta de moradia de baixo custo e sustentável. Euro-Elecs, 2015. Latin-American and European Conference on Sustainable Buildings and Communities. **Anais...** 2015. p. 2325–2334.

VALDER, P. Wisterias: a comprehensive guide. **Florilegium, Balmain**, NSW, Australia. 160 pp. 1995.

VALESAN, M.; FEDRIZZI, B. SATTLER, M. A. Vantagens e desvantagens da utilização de peles-verdes em edificações residenciais em Porto Alegre segundo seus moradores. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 10, n. 3, p. 55-67, jul./set. 2010.

WANG, Q.; DILCHER, D. L.; ZHU, XY.; ZHOU, YL.; LOTT, T. A. Fruits and Leaflets of Wisteria (Leguminosae, Papilionoideae) from the Miocene of Shandong Province, Eastern China. **International Journal of Plant Sciences**, v. 167, n. 5, p. 1061-1074, 2006.

WIDIASTUTI, R; CAESARENDRA, W.; ZAINI, J. Observation to building thermal characteristic of green facade model based on various leaves covered area. **Buildings** v. 9, 2019.

WONG, N. H. et al. Acoustics evaluation of vertical greenery systems for building walls Nyuk. **Building and Environment**, v. 45, n. 3, p. 411–420, 2010.

_____. Energy simulation of vertical greenery systems. **Energy and Buildings**, v. 41, n. 12, p. 1401–1408, 2009.

ZARDO, L. et al. Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 225–235, 2017.