

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

Glaucia Ghesti Pivetta

**REMOÇÃO DE POLUENTES E CONTROLE QUANTITATIVO DE  
ÁGUAS PLUVIAIS ATRAVÉS DE BIORRETENÇÕES**

Santa Maria, RS  
2022

**Glaucia Ghesti Pivetta**

**REMOÇÃO DE POLUENTES E CONTROLE QUANTITATIVO DE ÁGUAS  
PLUVIAIS ATRAVÉS DE BIORRETENÇÕES**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutora em Engenharia Civil – Ênfase em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Rutineia Tassi

Santa Maria, RS  
2022

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

Pivetta, Glaucia Ghesti  
REMOÇÃO DE POLUENTES E CONTROLE QUANTITATIVO DE ÁGUAS  
PLUVIAIS ATRAVÉS DE BIORRETENÇÕES / Glaucia Ghesti  
Pivetta.- 2022.  
187 p.; 30 cm

Orientadora: Rutineia Tassi  
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Civil, RS, 2022

1. Jardins de Chuva 2. Escoamento Pluvial 3.  
Desenvolvimento de Baixo Impacto 4. Bagaço de cana-de  
açúcar 5. Nitrato I. Tassi, Rutineia II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Declaro, GLAUCIA GHESTI PIVETTA, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Tese) 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.

**Glaucia Ghesti Pivetta**

**REMOÇÃO DE POLUENTES E CONTROLE QUANTITATIVO DE ÁGUAS  
PLUVIAIS ATRAVÉS DE BIORRETENÇÕES**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutora em Engenharia Civil – Ênfase em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**.

**Aprovada em 28 de junho de 2022:**

---

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

---

**Delmira Beatriz Wolff, Dra. (UFSM)**

---

**Jordana Georgan, Dra. (UFSM)**

---

**José Rodolfo Scarati Martins, Dr. (USP)**

---

**Marcio Hofheinz Giacomoni, Dr. (UTSA)**

Santa Maria, RS  
2022

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Universidade Federal de Santa Maria, pelo ensino gratuito e de qualidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Capes, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao CNPq, pelo financiamento da pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, pela oportunidade de crescimento profissional.

À professora e orientadora Rutineia Tassi, pela confiança, oportunidades e ensinamentos proporcionados, e a quem tenho muita admiração e respeito.

Ao Grupo de Pesquisas em Modelagem Hidroambiental e Ecotecnologias da UFSM, aos bolsistas de Iniciação Científica, pela colaboração nas atividades experimentais, e principalmente ao Professor Daniel Allasia, que contribuiu com a realização desta pesquisa.

Aos professores do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, pelos ensinamentos desde a graduação até a pós-graduação.

À Jordana, pela colaboração em parte da pesquisa, e ao Departamento de Engenharia Química, por disponibilizar a utilização de equipamentos.

Aos técnicos de laboratório, Luís e Fábio, pelo auxílio no desenvolvimento das atividades e análises laboratoriais.

À servidora Luciane Iop, por todo auxílio oferecido ao longo da minha formação.

E, finalmente, agradeço (e dedico) com todo o meu amor, aos meus familiares, Maria Terezinha, Mário Luiz, Daniana, Cecília e Vinícius pelo incentivo, compreensão, descontração, carinho e amor.

## RESUMO

### REMOÇÃO DE POLUENTES E CONTROLE QUANTITATIVO DE ÁGUAS PLUVIAIS ATRAVÉS DE BIORRETENÇÕES

AUTORA: Glaucia Ghesti Pivetta  
ORIENTADORA: Rutineia Tassi

Estudos em coluna de biorretenção são muito utilizados para avaliar o desempenho destas estruturas na remoção de poluentes, e para investigar diferentes concepções de mídia filtrante que aumentem a sua eficiência. No entanto, não há uma padronização, e nem mesmo uma recomendação científica sobre diâmetros de colunas de biorretenções (DCB) adequados, ou mesmo quais as incertezas relacionadas à transferência de resultados entre as diferentes escalas do estudo. Nesse estudo, foi avaliado o efeito do diâmetro de colunas experimentais de biorretenção, com dois tipos de mídia filtrante, na retenção e na remoção de poluentes do escoamento pluvial. Colunas de biorretenção com diâmetros de 400 mm, 300 mm e 200 mm foram submetidas a um regime de dosagem de escoamento pluvial sintético, e avaliadas experimentalmente com relação à retenção do escoamento pluvial e remoção de poluentes (SST, nitrito, nitrato e fosfato). Foram utilizados dois tipos de mídia filtrante, uma convencional (brita, areia e solo local) e uma mídia filtrante modificada (brita, areia, solo local e bagaço de cana-de-açúcar). Os resultados demonstram que a retenção de escoamento não foi afetada pelo DCB, mas sim pelo intervalo de tempo entre dosagens de escoamento pluvial. As biorretenções com mídias convencionais foram ligeiramente mais eficientes na retenção do escoamento (34,8%) em relação àquelas com mídia modificada (33,8%). As biorretenções elevaram os valores de pH e condutividade elétrica do escoamento pluvial nos dois tipos de mídia filtrante. Os parâmetros cor e turbidez tiveram decréscimo nas mídias com bagaço de cana-de-açúcar (33,6% e 50%, respectivamente), e acréscimos na mídia convencional (56% e 9,1%, respectivamente). A remoção de SST (98%), nitrito (98%) e fosfato (94%) não apresentou variabilidade entre as biorretenções com diferentes diâmetros e mídias filtrantes. A remoção de nitrato variou entre os tipos de mídia filtrante e, principalmente, entre os DCB. Foi observada exportação de nitrato (-116%) nas colunas de biorretenção com mídia filtrante convencional e com diâmetro de 400 mm, bem como nas colunas com bagaço de cana-de-açúcar (-94,7%). As biorretenções com bagaço de cana-de-açúcar removeram menos nitrato nas colunas de 300 mm (6%) e 200 mm (32,2%) em comparação com as colunas com mídia filtrante convencional (89% e 93%, respectivamente). A adição do bagaço de cana-de-açúcar na mídia filtrante contribuiu para a lixiviação do nitrato e para a rápida saturação da mídia filtrante, afetando a sua eficiência na remoção de poluentes e na retenção do escoamento pluvial. Com relação aos poluentes avaliados, verificou-se o efeito escala das colunas das biorretenções no desempenho da remoção do nitrato, tanto nas biorretenções com mídia filtrante convencional, como nas biorretenções com mídia modificada com bagaço de cana-de-açúcar.

**Palavras-Chave:** Jardins de chuva. Escoamento Pluvial. Desenvolvimento de Baixo Impacto. Bagaço de cana-de-açúcar. Nitrato.

## ABSTRACT

### POLLUTANTS REMOVAL AND QUANTITATIVE CONTROL OF STORMWATER WITH BIORETENTION

AUTHOR: Glaucia Ghesti Pivetta

ADVISOR: Rutineia Tassi

Bioretention columns are widely used to evaluate the performance of these structures in the removal of pollutants, and to investigate different conceptions of filter media to improve their efficiency. However, there is no standard nor a scientific recommendation on adequate diameters of bioretention columns (DBC), or even which are the uncertainties related to the transfer of results between the different scales of the study. In this study, the effect of the diameter of experimental bioretention columns with two types of filter media on the retention and removal of pollutants from stormwater runoff was evaluated. Bioretention columns with diameters of 400 mm, 300mm and 200mm were submitted to a synthetic stormwater dosage regime and experimentally evaluated to water retention and pollutants removal (TSS, nitrite, nitrate and phosphate). Two types of media filter were used, a conventional (gravel, sand and local soil) and a modified filter media (gravel, sand, local soil and sugarcane bagasse). The results showed that the runoff retention was not affected by the DBC, but yes by the time interval between stormwater dosages. Bioretention with conventional media were slightly more efficient in the runoff retention (34.8%) compared to those with modified media (33.8%). Both types of filter media increased the values of pH and electrical conductivity of the stormwater. Color and turbidity parameters decreased in the media with sugarcane bagasse (33.6% and 50%, respectively), and increased in the conventional media (56% and 9.1%, respectively). The removal of TSS (98%), nitrite (98%) and phosphate (94%) showed no variability among different medias and diameters. Nitrate removal was influenced by the filter media and, mainly, among the DCB. Nitrate exports (-116%) were observed in the bioretention columns with conventional filter media with 400 mm of diameter, as well as the columns with sugarcane bagasse (-94.7%). Bioretention with sugarcane bagasse removed less nitrate in the columns with 300 mm (6%) and 200 mm (32.2%) compared with the columns with conventional filter media (89% and 93%, respectively). The addition of sugarcane bagasse in the filter media contributed to the leaching of nitrate and to the rapid saturation of the filter media, affecting their efficiency in removing pollutants and retention of stormwater. About the pollutants evaluated, the scale effect of the bioretention columns was verified on the performance of nitrate removal, and in bioretention with modified filter media with sugarcane bagasse.

**Keywords:** Rain garden. Stormwater. Low impact development. Sugarcane bagasse. Nitrate.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema de práticas LID na escala de bacia hidrográfica: (a, c, e) biorretenção, (b) telhado verde, (d) pavimento permeável, (f) barril de chuva .....	23
Figura 2 - Representação de um sistema de biorretenção.....	26
Figura 3 - Biorretenção em um jardim privado da Pensilvânia, EUA.....	27
Figura 4 - Biorretenção ao longo de uma via pública da Austrália .....	27
Figura 5 - Biorretenção em um estacionamento, em Minnesota, EUA.....	28
Figura 6 - Biorretenção que permite a infiltração e recarga subterrânea .....	40
Figura 7 - Biorretenção de filtração e recarga parcial.....	41
Figura 8 - Biorretenção de infiltração, filtração e recarga.....	41
Figura 9 – Números da produção científica anual sobre biorretenções de 2001 a 2021 .....	54
Figura 10 – Mapa da rede de palavras-chave nos estudos sobre biorretenção .....	56
Figura 11 – Distribuição global de alguns dos principais autores citados nessa pesquisa.....	57
Figura 12 – Representação esquemática com as principais características da biorretenção .....	81
Figura 13 – Montagem do experimento: (a) colunas de diferentes diâmetros, (b) preenchimento da camada drenante, (c) preenchimento da camada de transição, (d) mídia filtrante, (e) preenchimento com a mídia filtrante, (f) prolongamento superior transparente, (g) vegetação a ser transplantada, (h) transplântio da vegetação, (i) vegetação recém transplantada, (j) e (k) vegetação estabelecida, e (l) raízes da vegetação após finalização dos experimentos .....	83
Figura 14 – Procedimento experimental: (a) escoamento pluvial sintético, (b) mangueira perfurada abaixo da vegetação, (c) funil utilizado nas mangueiras para a aplicação do escoamento pluvial sintético, e (d) reservatório do efluente das colunas .....	88
Figura 15 – Representação esquemática resumindo as etapas experimentais realizadas nas biorretenções com diferentes diâmetros .....	91
Figura 16 - Linha do tempo com as eficiências médias de retenção das colunas de biorretenção .....	93
Figura 17 – Variabilidade na eficiência de retenção do escoamento nas colunas de biorretenção com diferentes diâmetros .....	95



Figura 18 - Eficiência de retenção das biorretenções com 3 e 4 dias de intervalo de dosagem.....	96
Figura 19 – Concentrações afluentes e efluentes de pH (a), cor aparente (b), turbidez (c) e condutividade elétrica (d) nas biorretenções.....	98
Figura 20 – Concentrações afluentes e efluentes de SST (a), nitrito (b), nitrato (c) e fosfato (d) nas biorretenções.....	100
Figura 21 – Eficiência de remoção de SST (a), nitrito (b), nitrato (c) e fosfato (d) nas biorretenções.....	101
Figura 22 – Aspecto da vegetação em diferentes estágios do experimento: (a) colunas recém montadas, (b) raízes das mudas utilizadas imediatamente antes do transplântio, (c) colunas após 9 meses a execução do experimento e (d) raízes da planta ao final do experimento .....	106
Figura 23 – Teste de proporção de bagaço de cana-de-açúcar em pequenas colunas .....	112
Figura 24 – Representação das colunas de biorretenção com mídia filtrante modificada .....	113
Figura 25 – Montagem das biorretenções com bagaço de cana-de-açúcar: (a) preenchimento da camada de mídia filtrante, (b) mídia filtrante com bagaço de cana-de-açúcar, (c) colunas preenchidas com mídia filtrante com bagaço de cana-de-açúcar, (d) vegetação a ser transplântada, (e) montagem das colunas finalizada e (f) vegetação estabelecida.....	114
Figura 26 - Representação esquemática resumindo as etapas experimentais realizadas nas biorretenções com mídia filtrante modificada .....	116
Figura 27 – <i>Boxplots</i> com a variação da retenção do escoamento nas biorretenções: (a) com mídia convencional e (b) com mídia modificada com bagaço de cana-de-açúcar .....	121
Figura 28 – Valores de pH (a) e redução (b), valores unitários de cor (c) e redução (d), Valores de turbidez (e) e redução (f), valores de condutividade (g) e redução (h) para as biorretenções com mídia filtrante convencional e modificada com bagaço de cana-de-açúcar .....	125
Figura 29 - Concentrações de SST (a), nitrato (c) e fosfato (e) e percentual de remoção de SST (b), nitrato (d) e fosfato (f).....	127

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Plantas indicadas para uso em biorretenções no sul do Brasil .....	37
Quadro 2 – Dados de retenção do escoamento pluvial e redução de pico de chuvas em biorretenções relatados na literatura .....	46
Quadro 3 - Remoção de poluentes em biorretenções relatados na literatura .....	48
Quadro 4 – Alguns estudos de biorretenções instalados em campo.....	59
Quadro 5 – Estudos em escala de colunas com diferentes diâmetros e diferentes características da mídia filtrante .....	62
Quadro 6 - Alguns estudos realizados no Brasil utilizando biorretenções .....	70
Quadro 7 - Concentrações médias dos eventos em bacias hidrográficas urbanas de Santa Maria, RS .....	85
Quadro 8 – Valores médios das variáveis climatológicas para o período avaliado nos dois diferentes anos .....	117

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Análise bibliométrica a respeito das biorretenções .....	53
Tabela 2 – Contribuição científica sobre biorretenções .....	55
Tabela 3 – Principais autores sobre estudos de biorretenções em escala laboratorial e com mídias filtrantes modificadas .....	57
Tabela 4 - Composição química do escoamento pluvial sintético aplicado nas biorretenções.....	86
Tabela 5 - Estatísticas descritivas de retenções nas colunas de biorretenção. ....	94
Tabela 6 - Média das concentrações efluentes e de remoção dos parâmetros pH, cor aparente, turbidez, condutividade elétrica, SST, nitrito, nitrato e fosfato ( $\pm$ desvio padrão).....	99
Tabela 7 – Quantidade de água drenada e retida em diferentes proporções de bagaço de cana-de-açúcar adicionado à mídia filtrante convencional .....	119
Tabela 8 – Estatísticas básicas da retenção do escoamento das biorretenções ....	120
Tabela 9 – Concentrações efluentes médias de pH, cor aparente, turbidez, condutividade, SST, nitrito, nitrato e fosfato ( $\pm$ desvio padrão) .....	124

## LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

%	Porcentagem
∅	Diâmetro
BMP	<i>Best Management Practice</i> (Melhores Práticas de Gestão)
cm	Unidade de comprimento centímetro
CME	Concentração Média do Evento
D400	Colunas de biorretenção de 400 mm de diâmetro
D300	Colunas de biorretenção de 300 mm de diâmetro
D200	Colunas de biorretenção de 200 mm de diâmetro
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
g	Unidade de massa grama
ha	Unidade de comprimento hectares
km <sup>2</sup>	Unidade de comprimento quilômetro quadrado
L	Unidade de volume litro
LID	<i>Low Impact Development</i> (Desenvolvimento de Baixo Impacto)
m	Unidade de comprimento metro
m <sup>3</sup>	Unidade de volume metro cúbico
mg	Unidade de massa miligrama
mm	Unidade de comprimento milímetro
NH <sub>4</sub>	Amônia
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato
NT	Nitrogênio Total
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Fosfato
PT	Fósforo Total
s	Unidade de tempo segundo
SST	Sólidos suspensos totais

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA .....	15
1.1	PROBLEMA.....	18
1.2	HIPÓTESES .....	19
1.3	OBJETIVO GERAL.....	19
1.4	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
1.5	CONTRIBUIÇÃO TÉCNICA E CIENTÍFICA .....	20
1.6	ESTRUTURA DA TESE.....	21
2	CAPÍTULO TEMÁTICO 1- FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	22
2.1	DRENAGEM URBANA .....	22
2.2	QUALIDADE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	24
2.3	BIORRETENÇÕES.....	25
2.3.1	Elementos e funcionamento da biorretenção.....	28
2.3.2	Aspectos gerais sobre diretrizes de projeto, dimensionamento, operação e manutenção de biorretenções.....	42
2.3.3	Controle quantitativo das águas pluviais em biorretenções .....	45
2.3.4	Controle qualitativo das águas pluviais em biorretenções .....	47
3	CAPÍTULO TEMÁTICO 2 - ESTADO DA ARTE DE PESQUISAS COM BIORRETENÇÃO COM FOCO EM ESCALA DE COLUNAS, MÍDIAS FILTRANTES MODIFICADAS E CENÁRIO BRASILEIRO .....	51
3.1	INTRODUÇÃO.....	51
3.2	METODOLOGIA .....	52
3.3	RESULTADOS DA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA .....	53
3.4	PRINCIPAIS ASPECTOS OBSERVADOS PERTINENTES PARA OS OBJETIVOS DESTA PESQUISA.....	58
3.4.1	Escala dos estudos de biorretenção .....	58
3.4.2	Mídias filtrantes da biorretenção.....	66
3.4.3	Zona submersa.....	68

3.5	CENÁRIO BRASILEIRO .....	69
3.6	CONCLUSÃO .....	75
4	CAPÍTULO TEMÁTICO 3 - ANÁLISE DO EFEITO DA DINÂMICA DE ESCALAS DE BIORRETENÇÕES NA EFICIÊNCIA DE RETENÇÃO E REMOÇÃO DE POLUENTES DO ESCOAMENTO PLUVIAL .....	77
4.1	INTRODUÇÃO.....	77
4.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	79
4.2.1	Área de estudo .....	79
4.2.2	Concepção das colunas de biorretenção.....	80
4.2.3	Preparação da mídia filtrante.....	82
4.2.4	Montagem das colunas de biorretenção .....	82
4.2.5	Procedimento experimental .....	84
4.2.6	Análises de retenção e remoção de poluentes do escoamento pluvial .....	88
4.2.7	Análise dos dados experimentais .....	92
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	93
4.3.1	Retenção do escoamento pluvial.....	93
4.3.2	Remoção de poluentes do escoamento pluvial .....	97
4.4	CONCLUSÃO .....	106
5	CAPÍTULO TEMÁTICO 4: EFEITO DA ADIÇÃO DO BAGAÇO DA CANA-DE-AÇÚCAR NA MÍDIA FILTRANTE DE BIORRETENÇÃO E A AÇÃO NA RETENÇÃO E REMOÇÃO DE POLUENTES DO ESCOAMENTO PLUVIAL.....	108
5.1	INTRODUÇÃO.....	108
5.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	110
5.2.1	Elaboração de mídia filtrante modificada a partir da adição de bagaço de cana-de-açúcar .....	110
5.2.2	Procedimento Experimental.....	114
5.2.3	Análise dos dados experimentais .....	117
5.3	RESULTADOS .....	118

5.3.1	Elaboração de mídia filtrante modificada a partir da adição de bagaço de cana-de-açúcar .....	118
5.3.2	Retenção do escoamento pluvial.....	119
5.3.3	Remoção de poluentes do escoamento pluvial .....	122
5.4	CONCLUSÃO .....	129
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	131
7	LIMITAÇÕES DA PESQUISA E RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS.....	133

## 1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O crescimento e desenvolvimento urbano estão associados a recorrentes problemas na drenagem urbana, assim como na qualidade da água do escoamento superficial (FLETCHER et al., 2015; HATT et al., 2004), devido às fontes difusas de poluição (NOVOTNY, 2003). Estudos de escoamento urbano mostram altas concentrações de diversos poluentes, principalmente sedimentos, matéria orgânica, nutrientes e metais, que terão como destino os corpos hídricos receptores (BORRIS et al., 2016; SANTOS; GASTALDINI, 2016; SMITH; NOVAK; DUFFY, 2018; SOUZA; GASTALDINI; PIVETTA, 2017; ZHANG; LI; DAI, 2015; ZHI; CHEN; SHEN, 2018; ZIVKOVICH; MAYS, 2018).

A necessidade de controlar a qualidade das águas pluviais levou ao desenvolvimento e adoção de práticas sustentáveis de gerenciamento de águas pluviais que visam o controle na fonte e utilizam soluções baseadas na natureza, podendo ter diferentes denominações, como Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID - *Low Impact Development*), Design Urbano Sensível à Água (WSUD - *Water-Sensitive Urban Design*) ou Sistemas de Drenagem Urbana Sustentável (SUDS - *Sustainable Urban Drainage Systems*) (FLETCHER et al., 2015).

Assim, estruturas como pavimentos permeáveis, telhados verdes, trincheiras de infiltração, biorretenções, entre outras, têm sido utilizadas para gerenciar o escoamento de águas pluviais, melhorar a qualidade da água, e proteger os aspectos ambientais e hidrológicos das áreas desenvolvidas (CLARY et al., 2020; SHAFIQUE; KIM, 2015).

As biorretenções são áreas escavadas projetadas para receber parte do escoamento superficial. Ao captar o escoamento, elas promovem a infiltração e evapotranspiração, contribuem para a recarga da água subterrânea, reduzem o volume e a vazão de pico do escoamento superficial, bem como as cargas de poluentes (AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2012), tornando-as uma tecnologia viável para o controle na fonte do escoamento superficial. Por serem flexíveis em termos de tamanho, localização, configuração e aparência, as biorretenções podem ser instaladas ao longo de estradas, inseridas em jardins privados ou incorporadas nas ruas e espaços públicos, sendo integradas à paisagem, ao mesmo tempo em que agem na gestão de águas pluviais (BRATIERES et al., 2008).



As biorretenções têm sido objetos de diferentes estudos e objetivos, como por exemplo, o controle quantitativo do escoamento superficial (DAVIS, 2008; HATT; FLETCHER; DELETIC, 2007; LEE et al., 2022; MACEDO et al., 2017; MACEDO; LAGO; MENDIONDO, 2019; WINSTON; DORSEY; HUNT, 2016; YANG et al., 2021; ZHANG; GUO, 2014), melhoria da qualidade do escoamento pluvial urbano (JIANG et al., 2019; LEE et al., 2022; LOPEZ-PONNADA et al., 2020; LUO et al., 2020; MACEDO et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2021; PERSAUD et al., 2019; SMYTH et al., 2021; YANG; CHUI, 2018), modelagem numérica para simular e otimizar biorretenções (BAEK et al., 2019; CHEN et al., 2022; GAO et al., 2018; GÜLBAZ; KAZEZYILMAZ-ALHAN, 2017; LIU; FASSMAN-BECK, 2017; OLSZEWSKI; DAVIS, 2013; YANG; CHUI, 2018) e para investigar os impactos das mudanças climáticas no desempenho de biorretenções (CORDING; HURLEY; ADAIR, 2018; FOWDAR et al., 2021; PANOS; WOLFAND; HOGUE, 2021; TIRPAK et al., 2021a).

Na retenção do escoamento pluvial, as biorretenções se mostraram eficientes quando avaliadas em diferentes intensidades pluviométricas (FENSTERSEIFER, 2020; YANG et al., 2021; ZHANG et al., 2021b), diferentes estações climáticas (BRODEUR-DOUCET et al., 2021; MACEDO et al., 2019), diferentes concepções de armazenamento interno (OLIVEIRA et al., 2021; WINSTON; DORSEY; HUNT, 2016) e diferentes composições de mídias (BERGER et al., 2019; ZHANG et al., 2021b). Especificamente na remoção de poluentes das águas pluviais, as biorretenções se mostraram eficientes na redução de concentrações de sedimentos (ALAM et al., 2021; SØBERG et al., 2020), metais (LANGE; VIKLANDER; BLECKEN, 2022; PERSAUD et al., 2019; SUN et al., 2020; ZHANG et al., 2021c), nutrientes (HAMEDANI et al., 2021; HUANG et al., 2022; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018) organismos microbiológicos, como a bactéria *Escherichia coli* (CHANDRASENA et al., 2017; MOHANTY; BOEHM, 2015; RAHMAN; NACHABE; ERGAS, 2020), poluentes orgânicos hidrofóbicos (BJÖRKLUND; LI, 2017), herbicidas (YANG et al., 2013), fármacos (XU et al., 2021) e microplásticos (KOUTNIK et al., 2022; SMYTH et al., 2021).

No Brasil, os estudos com estruturas de biorretenções são recentes e restritos ao enfoque quantitativo (CADORE, 2016; DANIEL JÚNIOR, 2013; FERRÃO, 2018; FERREIRA, 2017; FERREIRA; NEVES; SOUZA, 2019; MACEDO et al., 2017, 2019; MELO et al., 2014; ROSA, 2016), com poucas abordagens no controle qualitativo (FENSTERSEIFER, 2020; MACEDO; LAGO; MENDIONDO, 2019; MOURA, 2013;

OLIVEIRA et al., 2021). Diante disso, pouco se conhece sobre o funcionamento dessas estruturas diante a concepção, construção e operação nesses tipos de solo e clima (MACEDO et al., 2017), principalmente em relação à remoção de poluentes da água pluvial.

A implementação das biorretenções envolve obras estruturais e requer investimentos financeiros, principalmente na etapa de construção. Assim, o desconhecimento do comportamento desse tipo de estrutura em solos brasileiros requer prudência nas fases de planejamento, construção e operação. Diante da expectativa de remoção de poluentes do escoamento superficial, surge a necessidade de realizar, inicialmente, experimentos em pequenas escalas (laboratorial), visando o estabelecimento de diretrizes que possam melhor nortear os projetos, visando ampliar os benefícios na retenção do escoamento e remoção dos poluentes. Como grande vantagem da escala de investigação laboratorial está a flexibilidade em testar diferentes configurações de projetos de biorretenções, de forma a otimizar o seu desempenho para as necessidades da escala real (LE COUSTOMER et al., 2009). Destaca-se, também, que esta escala tem menores demandas por tempo, espaço, materiais, custo e obras quando comparadas com experimentos em escala real (DAVIS et al., 2006; LE COUSTOMER et al., 2009).

Neste sentido, alguns estudos já avaliaram, em escala laboratorial e em diferentes regiões geográficas e condições climáticas, a capacidade de biorretenções em colunas na retenção do escoamento (LE COUSTOMER et al., 2012; LIU; FASSMAN-BECK, 2017; YANG et al., 2021), remoção de poluentes de águas pluviais (ALAM et al., 2021; HAMEDANI et al., 2021; HUANG et al., 2022; LANGE; VIKLANDER; BLECKEN, 2022; SØBERG; VIKLANDER; BLECKEN, 2021; ZHANG et al., 2021c), investigação da composição da mídia filtrante e possíveis modificações (BERGER et al., 2019; HAMEDANI et al., 2021; PENG et al., 2022; ZHANG et al., 2021c), investigação de espécies vegetais (BRATIERES et al., 2008; CHANDRASENA et al., 2017; LANGE; VIKLANDER; BLECKEN, 2020; LE COUSTOMER et al., 2012; PAYNE et al., 2018) e diferentes condições operacionais (CHEN et al., 2022; DONAGHUE et al., 2022; YANG et al., 2021; ZINGER et al., 2021). No entanto, a falta de padronização dos diâmetros das colunas de biorretenção avaliadas em estudos na escala laboratorial dificultam comparações entre si, e não possibilitam a transferência de informações entre as diferentes escalas de estudos. Da mesma forma que o diâmetro das colunas de biorretenções podem estar

influenciando no desempenho das biorretenções, os divergentes resultados a respeito do uso de uma mídia filtrante modificada (BERGER et al., 2019; DONAGHUE et al., 2022; LI et al., 2021b; PENG et al., 2022) também podem estar sendo influenciados pelo efeito escala das biorretenções.

Dessa forma, a avaliação de diferentes diâmetros de colunas, bem como a modificação da mídia filtrante com a adição de um resíduo vegetal, pode contribuir para o entendimento da ação das biorretenções na retenção e remoção de poluentes do escoamento pluvial, o comportamento dos sistemas em diferentes escalas e suas principais influências, visto que os testes realizados em outros estudos sempre foram realizados em um único diâmetro de coluna (ALAM et al., 2021; HAMEDANI et al., 2021; NORTON et al., 2017; SØBERG; VIKLANDER; BLECKEN, 2021; WANG; LI; DUAN, 2022).

## 1.1 PROBLEMA

O escoamento superficial urbano é ampliado em função do processo de urbanização, e transporta diversos poluentes para os corpos hídricos receptores. Assim, devem ser adotadas medidas preventivas ou mitigadoras, de forma a evitar a ampliação do escoamento superficial e o transporte de poluentes. Estruturas como as biorretenções podem ser utilizadas para esta finalidade.

As pesquisas com biorretenções são limitadas no Brasil, especialmente devido aos custos de implementação em escala real, e diversidade de possibilidades em termos de concepção. Os estudos de biorretenção em escala de coluna facilitam esta investigação, e permitem a análise de diferentes propostas de projeto. Porém, a falta de padronização dos tamanhos dos diâmetros das colunas de biorretenção, o uso de diferentes mídias filtrantes, diversidade de espécies vegetais, diferentes operações e manutenção, e a divergência entre os resultados de desempenho encontrados à luz da literatura, impede uma análise conclusiva sobre as melhores orientações para o projeto destas estruturas.

## 1.2 HIPÓTESES

- As biorretenções são eficientes na retenção do escoamento pluvial e remoção de poluentes transportados durante os eventos chuvosos.
- Existe diferença no desempenho de retenção do escoamento pluvial em biorretenções de diferentes diâmetros.
- A dosagem de escoamento pluvial com diferentes intervalos afeta a umidade da mídia filtrante da biorretenção e a retenção do escoamento.
- Há pelo menos um diâmetro de biorretenção em que o desempenho na remoção de poluentes do escoamento pluvial é diferente.
- A adição de resíduo vegetal à mídia filtrante das biorretenções pode favorecer a remoção de poluentes presentes no escoamento pluvial.
- O bagaço da cana-de-açúcar pode ser utilizado na composição da mídia filtrante das biorretenções de forma a aumentar sua eficiência na remoção de poluentes presentes no escoamento pluvial e aumentar a retenção deste.

## 1.3 OBJETIVO GERAL

Avaliar a potencialidade de biorretenções em escala de coluna com diferentes configurações, e indicar possíveis diferenças no desempenho na remoção de poluentes específicos presentes no escoamento pluvial, bem como na capacidade de retenção do volume de escoamento.

## 1.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar, através de técnicas bibliométricas, o estado da arte das pesquisas com biorretenções em escala de colunas, com mídias filtrantes modificadas e no cenário brasileiro.
- Avaliar o efeito do intervalo entre dosagens do escoamento pluvial sintético na umidade da mídia filtrante e na capacidade de retenção das biorretenções.
- Avaliar a eficiência da retenção do escoamento pluvial em sistemas de biorretenções em colunas de diferentes diâmetros e com mídias convencional e modificada a partir da adição de um resíduo vegetal.

- Avaliar a eficiência de remoção de sedimentos e nutrientes presentes no escoamento pluvial em sistemas de biorretenções em colunas de diferentes diâmetros e com mídias convencional e modificada a partir da adição de um resíduo vegetal.

## 1.5 CONTRIBUIÇÃO TÉCNICA E CIENTÍFICA

Estudos com biorretenções em colunas no Brasil ainda são inexistentes. Esta pesquisa contribuirá cientificamente para os futuros estudos que visem investigar a potencialidade do controle quantitativo e a remoção de poluentes do escoamento pluvial através de biorretenções em colunas, orientando e fornecendo diretrizes para a execução dessas pesquisas. Principalmente, no sentido de melhor nortear a definição de subsídios para o projeto e a transferência de resultados com biorretenções em diferentes escalas.

Além das biorretenções em escala de colunas, não foram verificados na literatura brasileira estudos de biorretenções com mídias filtrantes modificadas, tampouco foi buscado integrar um passivo ambiental, como um resíduo vegetal gerado em grande quantidade no Brasil, na composição das mídias filtrantes das biorretenções. A partir disso, esta pesquisa buscou aliar duas problemáticas do cenário brasileiro: a gestão do escoamento pluvial e a gestão de resíduos sólidos. O escoamento pluvial transporta para os corpos hídricos receptores elevadas cargas de poluentes, enquanto o bagaço de cana-de-açúcar é um passivo ambiental devido a sua alta produção anual. Utilizar parte do excedente da produção de bagaço de cana-de-açúcar na composição da mídia filtrante de biorretenções contribui tanto para a redução do volume desse resíduo sólido, como para o tratamento do escoamento pluvial.

A metodologia adotada nessa pesquisa, de biorretenções em escala de colunas, permite sua adaptação para outras situações, de forma a testar as particularidades de cada local, como o tipo de solo e vegetação, regime pluviométrico, características do escoamento pluvial, diferentes composições de mídias filtrantes, adição de resíduos vegetais, entre outros. Com isso, essa metodologia pode ser aplicada em diferentes regiões do Brasil, ou pode ser utilizada como base de referência para outros cenários de investigação, ampliando a rede de informações

sobre biorretenções no Brasil, e fornecendo contribuições técnicas para a elaboração de diretrizes para instalações de biorretenções ao longo de todo o território brasileiro.

## 1.6 ESTRUTURA DA TESE

A apresentação desta Tese é feita a partir de 4 capítulos temáticos. O capítulo temático 1 apresenta a revisão bibliográfica com a abordagem do conhecimento necessário e relevante sobre biorretenções. O capítulo temático 2 apresenta uma análise bibliométrica sobre o estado da arte de pesquisas com biorretenções e as principais lacunas sobre o assunto e, que a partir disso, foram desenvolvidos os próximos capítulos. O capítulo temático 3 apresenta uma análise sobre o efeito da dinâmica da escala de biorretenções através de experimentos com biorretenções em colunas com diferentes diâmetros. No capítulo temático 4 foi abordado os principais efeitos da adição de um resíduo vegetal na mídia filtrante das biorretenções na retenção e remoção de poluentes do escoamento pluvial. Para finalizar, é apresentado as considerações finais, englobando os 4 capítulos temáticos, e recomendações para futuras pesquisas.

## 2 CAPÍTULO TEMÁTICO 1- FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 DRENAGEM URBANA

O processo de urbanização acelerado nas últimas décadas fez com que a taxa de urbanização no Brasil alcançasse o patamar de 84% (IBGE, 2013). A urbanização implica em alterações significativas no meio ambiente, e em particular nos processos hidrológicos (BAPTISTA et al., 2005). O aumento das superfícies impermeáveis associadas ao crescimento urbano resulta no aumento do escoamento superficial, aumento da velocidade do escoamento, aumento nos processos erosivos, diminuição da infiltração e diminuição da qualidade da água (AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2012; BRASIL et al., 2021; DIETZ, 2007; LIU et al., 2021).

Devido ao aumento da urbanização e o impacto nas águas pluviais urbanas, a gestão da drenagem urbana sofreu significativas mudanças ao longo das últimas décadas (FLETCHER et al., 2015; LIU et al., 2021). Verifica-se que há uma mudança de paradigma, com a abordagem convencional, focada apenas no objetivo de reduzir inundações por meio do transporte eficiente das águas pluviais das cidades para os corpos hídricos receptores, sendo substituída por uma abordagem de manejo sustentável de águas pluviais através de soluções baseadas na natureza, que minimiza problemas também relacionados ao esgotamento dos recursos hídricos subterrâneas e poluição difusa (FLETCHER et al., 2015; GOULDEN et al., 2018; LIU et al., 2021; ZHANG; CHUI, 2018).

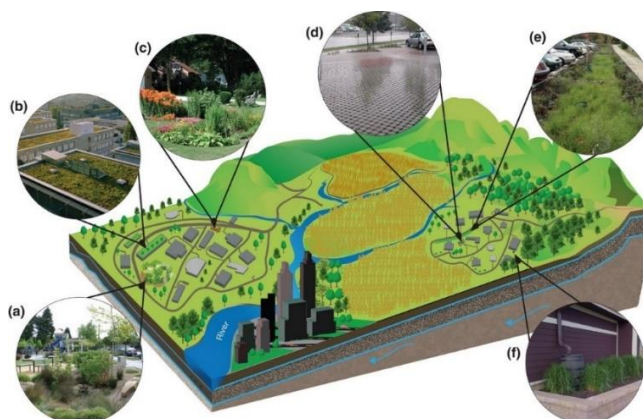
À medida que os sistemas tradicionais de drenagem urbana tornaram-se incapazes de lidar com os problemas causados pelos elevados volumes de escoamento pluvial, desenvolveram-se estratégias de gestão sustentável das águas pluviais (LI et al., 2021a; LIU et al., 2021). Nesse sentido, as Melhores Práticas de Gestão (do inglês *Best Management Practices* - BMPs) são projetados para reter, transportar e preservar o fluxo de águas pluviais, favorecer a recarga de água subterrânea, reduzir a perda de solo superficial e remover poluentes e sedimentos indesejáveis. No entanto, BMPs não são necessariamente práticas de controle do escoamento pluvial na fonte (GOULDEN et al., 2018), sendo que nesse caso, práticas voltadas para o desenvolvimento de baixo impacto, conhecidas pelo termo LID, do inglês *Low Impact Development*, podem ser implementadas para gerenciar o escoamento o mais próximo possível da fonte, reduzir a carga de poluentes do

escoamento e restaurar os processos hidrológicos naturais e as condições de pré-desenvolvimento (AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2012; EPA, 2012; FLETCHER et al., 2015; LIU et al., 2021; ZHANG; CHUI, 2018).

Além da terminologia LID, mais comumente empregada na América do Norte, destacam-se também termos como Design Urbano Sensível à Água (WSUD - *Water-Sensitive Urban Design*) na Austrália, os Sistemas de Drenagem Urbana Sustentável (SUDS - *Sustainable Urban Drainage Systems*) na Europa, e o conceito de Cidade Esponja (*Sponge City*) na China (FLETCHER et al., 2015; CHAN et al., 2018; GOULDEN et al., 2018). A terminologia Soluções Baseadas na Natureza (SBN) engloba todos os conceitos citados, já que são sustentadas por processos naturais, proporcionando múltiplos benefícios à economia, sociedade e aos sistemas ecológicos (FRANTZESKAKI, 2019). Independentemente das terminologias, os princípios são os mesmos, portanto, ao longo deste trabalho, o termo LID será utilizado para remeter à drenagem urbana sustentável.

O objetivo das práticas LID é preservar a condição natural do ambiente, e quando intervenções são necessárias, que essas sejam feitas de forma que reduzam o impacto nos solos, vegetação e sistemas aquáticos do local (DIETZ, 2007; GOLDEN; HOGHOOGHI, 2018). Com isso, as LID são abordagens descentralizadas, ou seja, distribuídas por toda a bacia hidrográfica, que podem ser estruturas como as biorretenções ou jardins de chuva, telhados verdes, valas e trincheiras de infiltração, pavimentos permeáveis e barris de chuva (DIETZ, 2007; FLETCHER et al., 2015; LIU et al., 2021), como pode ser visualizado na Figura 1.

Figura 1 - Esquema de práticas LID na escala de bacia hidrográfica: (a, c, e) biorretenção, (b) telhado verde, (d) pavimento permeável, (f) barril de chuva



Fonte: Golden e Hoghooghi (2018)



## 2.2 QUALIDADE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

O escoamento superficial é gerado em maior volume a partir de eventos de precipitação sobre superfícies impermeáveis, como ruas pavimentadas, estacionamentos e telhados. Com o início da precipitação, ocorre a mobilização dos poluentes depositados nessas superfícies, gerando um escoamento superficial de baixa qualidade (BEHROUZ et al., 2022; LIU et al., 2014; NOVOTNY, 2003).

O primeiro fluxo de escoamento, onde ocorre a remoção inicial do material que ficou acumulado nas superfícies durante o período entre chuvas, é conhecido por carga de lavagem (em inglês *first flush*) (GEIGER, 1987). Com isso, as maiores cargas de poluentes estão contidas no início do escoamento superficial (GUPTA; SAUL, 1996; DELETIC, 1998). No entanto, esse não é um fenômeno consistente, e ocorre principalmente em pequenas bacias hidrográficas (PORTO, 1995). O aumento na variedade e concentrações de poluentes mobilizados no escoamento superficial prejudica a qualidade da água e os ecossistemas circundantes (LI et al., 2022b; ZIVKOVICH; MAYS, 2018), e tende a ser um problema crescente, à medida em que ocorre o crescimento populacional e o desenvolvimento das áreas urbanizadas (LEE; BANG, 2000; WALSH et al., 2005). Ademais, o aumento das áreas urbanizadas contribui também para ampliar os volumes de escoamento superficial produzidos (TANG et al., 2005), aumentando custos subsequentes do tratamento da água (HSIEH; DAVIS, 2005).

A acumulação de diferentes poluentes sobre as superfícies pode ser atribuída a diversas fontes, dando origem a potenciais fontes de poluição difusa (LI et al., 2022b; NOVOTNY, 2003; SARTOR; BOYD; AGARDY, 1974; SCHUELER, 1987). Nas áreas urbanas a poluição difusa está relacionada principalmente à deficiência dos serviços de limpeza pública e de coleta e tratamento de efluentes domésticos (LI et al., 2022b), além das próprias atividades de desenvolvimento das cidades, como a industrialização, a pavimentação das ruas, o tráfego de veículos e a deposição atmosférica seca e úmida (NOVOTNY, 2003). Nas áreas rurais, as atividades agrícolas são as principais contribuintes com fontes difusas de poluição, principalmente com sedimentos, patógenos, pesticidas e fertilizantes ricos em nutrientes nitrogenados e fosfatados (RITTER et al., 2002; HSIEH; YANG, 2007).

A poluição difusa resultante do escoamento de águas pluviais é uma das principais causas da diminuição da qualidade da água dos corpos hídricos receptores

(BOEHM et al., 2020; LEE; BANG, 2000; LI et al., 2021a; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021), sendo considerada um dos maiores desafios da qualidade da água atualmente (SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018), principalmente devido ao aporte excessivo de nutrientes (nitrogênio e fósforo) que pode levar à eutrofização (PAMURU et al., 2022), ameaçando a integridade da fauna de água doce (SMITH; NOVAK; DUFFY, 2018). Estudos recentes mostram altas concentrações de diversos poluentes de origem difusa, principalmente sedimentos, metais, nutrientes e compostos orgânicos no escoamento urbano das variadas regiões do mundo (AMORIM et al., 2020; BEHROUZ et al., 2022; PAMURU et al., 2022; SOUZA; GASTALDINI; PIVETTA, 2017; ZIVKOVICH; MAYS, 2018).

As tecnologias de melhores práticas de gestão e LID, por exemplo, biorretenções, trincheiras de infiltração e bacias de retenção, têm sido aplicadas para mitigar o excesso de escoamento pluvial, evitar inundações e melhorar a qualidade do escoamento de águas pluviais antes do lançamento em corpos hídricos receptores (LEFEVRE et al., 2015; PAMURU et al., 2022; ZIVKOVICH; MAYS, 2018). Nesse sentido, destaca-se a biorretenção, que é uma técnica que favorece a infiltração das águas pluviais, e que, além de contribuir para a redução dos volumes de escoamento superficial, contribui para a redução das cargas poluentes contidas no escoamento.

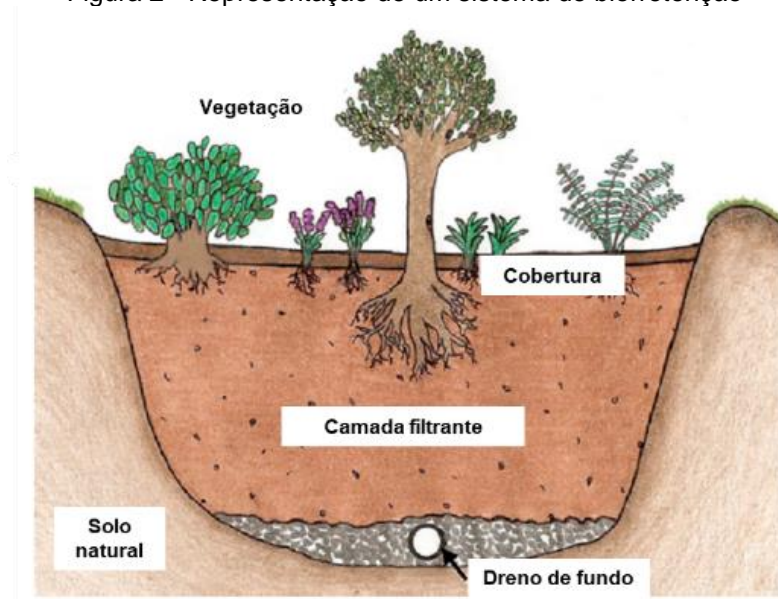
### 2.3 BIORRETENÇÕES

Os sistemas de biorretenção, também conhecidos como jardins de chuva, biofiltros, biovalos, entre outros, são estruturas LID que se caracterizam pelo controle na fonte das águas pluviais, pois mantêm ou replicam as condições hidrológicas pré-desenvolvimento da área em que serão construídos (LI et al., 2021a; ZHANG et al., 2021a). Esses sistemas são empregados para reter e tratar o escoamento urbano de forma natural, através de processos como a infiltração, sedimentação, filtração, adsorção, armazenamento, absorção de água pela vegetação, entre outros (LI et al., 2021a, 2012; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018; ZHANG et al., 2021a). Ao longo desse trabalho, será empregado o termo biorretenção para remeter essas estruturas.

Uma biorretenção consiste de uma área escavada preenchida com uma pequena camada de areia, camada filtrante de alta permeabilidade e uma cobertura vegetal com espécies nativas especialmente selecionada para capturar e tratar o escoamento pluvial, como mostrado na Figura 2 (PGC, 2007). Durante os eventos

pluviométricos, uma pequena parte da água que ingressa na biorretenção é interceptada pela vegetação, e a maior parte infiltra em seu interior (LI et al., 2021a). O conceito de sistemas de biorretenção para tratamento de águas pluviais foi inspirado em sistemas naturais similares usados para tratar efluentes de esgoto (ROY-POIRIER et al., 2010).

Figura 2 - Representação de um sistema de biorretenção



Fonte: Traduzido de Roy-Poirier et al. (2010)

As primeiras biorretenções foram desenvolvidas na década de 1990 pelo Condado de Prince George's, Maryland, Estados Unidos da América (PGC, 2007) e, desde então, é um dos métodos de gestão da água pluvial mais utilizado no mundo (GOH et al., 2019; LI et al., 2021a; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021; ZHANG et al., 2021a). Por serem estruturas flexíveis em tamanho, forma e aparência, as biorretenções são facilmente integradas em espaços urbanos, servindo como uma parte funcional da gestão de águas pluviais (LI et al., 2021a). Elas podem ser instaladas ao longo de estradas, jardins residenciais e públicos, parques, estacionamentos, áreas comerciais e industriais, entre outros (BRATIERES et al., 2008; ROY-POIRIER et al., 2010; TAHVONEN, 2018), causando um impacto visual positivo onde as áreas verdes são muitas vezes limitadas. Alguns exemplos de biorretenções integradas ao contexto urbano são mostrados nas Figura 3, Figura 4, e Figura 5.

Figura 3 - Biorretenção em um jardim privado da Pensilvânia, EUA



Fonte: USEPA (2016)

Figura 4 - Biorretenção ao longo de uma via pública da Austrália



Fonte: Water by Design (2014)



Figura 5 - Biorretenção em um estacionamento, em Minnesota, EUA



Fonte: MPCA (2021)

### 2.3.1 Elementos e funcionamento da biorretenção

Ao projetar uma biorretenção, pode-se variar sua forma, tamanho, configuração, materiais de enchimento e vegetação, mas o objetivo geral é invariavelmente reter uma parte do escoamento pluvial e remover parte dos contaminantes do escoamento (SKOROBOGATOV et al., 2020). Por isso, alguns aspectos devem ser considerados para que esse sistema desempenhe com eficiência os objetivos propostos, como a localização, configuração, precipitação média anual, característica do escoamento pluvial, características do subsolo, taxa de infiltração do subsolo, profundidade e composição dos materiais de enchimento e vegetação (GOH et al., 2019; LI et al., 2021a; SKOROBOGATOV et al., 2020). Desses aspectos, os elementos mais importantes para definir o bom funcionamento das biorretenções são os materiais de enchimento, a cobertura vegetal e a configuração da biorretenção (LI et al., 2021a).

Os materiais de enchimento são cruciais para o funcionamento da biorretenção, pois, ao mesmo tempo em que devem drenar rapidamente o escoamento superficial, também devem fornecer água e nutrientes para o crescimento das plantas e propiciar o tempo de detenção suficiente para o tratamento do escoamento (GOH et al., 2019; LE COUSTOMER et al., 2009; LI et al., 2021a). Os materiais de enchimento das biorretenções são, basicamente, da base para a superfície, uma camada de brita; uma camada de areia; e uma camada de solo preparado, que será referido ao longo desse trabalho como mídia filtrante (HSIEH; DAVIS, 2005; DAVIS et al., 2009; HUNT et al., 2015).

A cobertura vegetal é a parte visível e o componente biológico da biorretenção, e desempenha as funções de controle quantitativo e qualitativo por meio da evapotranspiração, manutenção da porosidade da mídia filtrante e absorção de poluentes (DAGENAIS; BRISSON; FLETCHER, 2018; DAVIS, 2008), contribuindo para a eficiência na remoção de nutrientes (BRATIERES et al., 2008; HUNT et al., 2015; GLAISTER et al., 2017) e na remoção microbiana (LI et al., 2012).

Os aspectos como localização, características do subsolo, taxa de infiltração do subsolo, possibilidade de infiltração e recarga do lençol freático são importantes para a definição da configuração do projeto de biorretenção (GOH et al., 2019). A partir dessas características, será definido se a biorretenção será da configuração de infiltração e recarga subterrânea, filtração e recarga subterrânea ou apenas de filtração (PGC, 2007).

A conformidade desses elementos vai ditar o bom funcionamento das biorretenções, que é conduzido por uma variedade de processos naturais, sendo os principais, de acordo com PGC (2007), os seguintes:

- **Interceptação:** retenção de parte da precipitação ou escoamento superficial por plantas ou solos. A cobertura vegetal dentro de uma biorretenção intercepta parte da chuva e do escoamento, e o volume retido é evaporado. A interceptação reduz o volume total de escoamento de águas pluviais protegendo a superfície do solo da incidência direta da chuva (MUERDTER; WONG; LEFEVRE, 2018).

- **Infiltração:** movimento descendente do escoamento nas camadas do solo. A infiltração é um processo importante nas instalações de biorretenção, pois proporciona a redução dos picos de escoamento superficial.

- **Sedimentação:** acúmulo de partículas de sólidos suspensos dentro da biorretenção devido à gravidade. Esse processo ocorre na superfície da biorretenção,

fornecendo um pré-tratamento do escoamento antes de entrar na mídia filtrante, com remoção de sólidos suspensos e remoção bacteriana.

- **Evapotranspiração:** evaporação de parte da água contida no solo e transpiração das plantas. O projeto de uma biorretenção deve favorecer a ocorrência desse processo. Essa relação planta-solo-escoamento é um dos processos que diferenciam a biorretenção das práticas de gestão convencionais.

- **Filtração:** as partículas do escoamento são filtradas através da cobertura vegetal e do solo. Nas biorretenções, a filtração remove a maioria das partículas presentes no escoamento, inclusive as coloidais.

- **Absorção:** a água é absorvida pelos poros do solo e depois é absorvida pelas raízes das plantas.

- **Assimilação:** as plantas absorvem os nutrientes do escoamento para o seu crescimento e outros processos biológicos. A assimilação de certos tipos de poluentes por determinadas plantas deve ser considerada nos projetos de biorretenção.

- **Adsorção:** Atração iônica entre uma substância líquida, gasosa ou dissolvida na superfície de um sólido. Nas biorretenções, a matéria orgânica presente no solo adsorve metais e nitratos. O processo de adsorção ocorre durante a infiltração das águas pluviais e é um processo cinético, que depende do tempo de contato do meio com o poluente.

- **Nitrificação:** Bactérias oxidam amônia e íons amônio para formar nitrato, uma forma altamente solúvel de nitrogênio que é prontamente usada pelas plantas.

- **Desnitrificação:** Quando o oxigênio do solo é baixo, as temperaturas são altas e a matéria orgânica é abundante, os microrganismos reduzem o nitrato a formas voláteis, como o óxido nitroso e o gás nitrogênio, que retornam à atmosfera. A desnitrificação pode ser maximizada incorporando-se uma zona anaeróbica na biorretenção.

- **Volatilização:** Quando uma substância é convertida para uma forma de vapor mais volátil. A desnitrificação é um exemplo de volatilização, bem como a transformação de hidrocarbonetos complexos a gás carbônico.

- **Degradação:** A quebra de compostos químicos por microorganismos no meio do solo.

- **Decomposição:** A decomposição de compostos orgânicos pela fauna e fungos do solo.

- Fitoextração: Processo de absorção direta de poluentes do solo pela planta, onde o poluente se move para o tecido vegetal sem que ocorra modificação química e alteração de sua forma, por exemplo, a absorção de chumbo em brotos e raízes de solo contaminado (MUERDTER; WONG; LEFEVRE, 2018).

- Fitodegradação: Ao entrar no tecido vegetal, os poluentes contidos no solo são alterados quimicamente, formando conjugados com açúcares ou aminoácidos, podendo reduzir sua toxicidade (MUERDTER; WONG; LEFEVRE, 2018).

- Atenuação Térmica: É obtida através da passagem do escoamento pela mídia filtrante de uma biorretenção, onde a temperatura do escoamento efluente é mais baixa/alta do que a temperatura do escoamento afluente.

Para o melhor entendimento de como o funcionamento da biorretenção é impactado pelos elementos que a compõe, as principais características dos materiais de enchimento, da vegetação e as possíveis configurações das biorretenções são aprofundados nos tópicos seguintes.

#### 2.3.1.1 Materiais de enchimento

Na biorretenção, o material de enchimento é o elemento de design mais crítico (LI et al., 2021a), pois precisa oferecer as condições ideais para a ocorrência dos processos naturais que envolvem o seu bom funcionamento. Portanto, a escolha do material de enchimento vai determinar a capacidade de retenção e remoção dos poluentes do escoamento pluvial. Os materiais de enchimento das biorretenções são divididos em: camada de fundo, para referir as camadas de brita e areia, e mídia filtrante.

O fundo da biorretenção é composto por uma camada de brita, e a sua principal função é garantir que o fluxo seja drenado. Essa camada de brita também é utilizada para envolver os drenos coletores do escoamento filtrado, quando forem empregados. A camada de areia age como transição entre as camadas de brita e mídia filtrante, permite a aeração da camada superior e impede o entupimento da camada drenante. A areia é um meio filtrante com grande capacidade de remoção de poluentes, mas que com o tempo diminui a sua capacidade de retenção devido às atividades biológicas sustentadas pelo solo (HSIEH; DAVIS, 2005). Por isso, a escolha da mídia filtrante deve ser apropriada.



Antes de aprofundar as composições que as mídias filtrantes podem ter, é importante entender alguns aspectos importantes das mídias filtrantes que podem influenciar na retenção e remoção de poluentes do escoamento pluvial, como a condutividade hidráulica, a profundidade da mídia filtrante e as condições climatológicas (LIU et al., 2014; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021). A condutividade hidráulica da mídia filtrante depende principalmente do tamanho das partículas que compõem a mídia que, quanto maiores, permitem maior velocidade de condução da água (HSIEH; DAVIS, 2005), o que é desejável para reduzir o potencial de entupimento. Nesse sentido, pode-se considerar que uma mídia arenosa facilita a infiltração, mas ao mesmo tempo diminui o tempo de contato e a área superficial disponíveis, afetando a capacidade de remoção de poluentes (BROWN; HUNT, 2011). Já os meios argilosos dificultam a infiltração, mas por outro lado, tendem a ser mais atrativos quimicamente, apresentando maior capacidade de sorção, devido à sua maior superfície de contato proporcionada pelas frações finas (HSIEH; DAVIS, 2005; TIRPAK et al., 2021b). Partículas de argila no solo podem efetivamente absorver metais pesados, nutrientes, hidrocarbonetos e outros poluentes presentes no escoamento da água pluvial (GAO et al., 2018). Portanto, encontrar a proporção ideal entre as partículas grosseiras e finas é importante para otimizar o equilíbrio entre a retenção e a remoção de poluentes do escoamento pluvial em sistemas de biorretenção.

Recomendações sobre a condutividade hidráulica da mídia filtrante de uma biorretenção variam entre os países. De acordo com as diretrizes de design de biorretenção de Singapura (PUB, 2014), assim como na Austrália (MELBOURNE WATER, 2005), a faixa de condutividade hidráulica pode variar de 50 a 200 mm/h. Na Nova Zelândia e nos EUA, as diretrizes para o projeto de biorretenção requerem uma condutividade hidráulica de pelo menos 12,5 mm/h (LE COUSTOMER et al., 2009).

A profundidade da mídia filtrante também influencia a eficiência hidrológica dos sistemas de biorretenção (LIU et al., 2014), pois uma mídia filtrante mais profunda permite maior armazenamento, afetando o tempo de residência dos poluentes no sistema, o número de locais funcionais disponíveis para adsorção, bem como a área superficial para a formação de biofilme (PASSEPORT et al., 2009; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021). O mesmo é válido para as condições hidrológicas, como períodos secos e úmidos, que afetam o teor de umidade do solo, a adsorção do solo, o crescimento das plantas, a atividade microbiana, e conseqüentemente o

desempenho na remoção de poluentes (BROWN; BIRGAND; HUNT, 2013; CHEN et al., 2022; MANGANGKA et al., 2015). Eventos sucessivos de precipitação fazem com que a mídia filtrante seja constantemente preenchida, dificultando os processos de infiltração e evapotranspiração (DAVIS et al., 2009). Já a secagem completa da estrutura pode causar fissuras e macroporos nas mídias filtrantes, favorecendo o fluxo preferencial (LI et al., 2012), o que leva a um contato limitado entre a água pluvial e a mídia filtrante e, por tanto, a uma absorção limitada de poluentes (BJÖRKLUND; LI, 2017).

Em relação à composição das mídias filtrantes, elas podem ser classificadas como mídia filtrante convencional e mídia filtrante modificada. A mídia filtrante convencional consiste em um solo preparado, composto por solo local, com teores de argila e areia, que varia de local para local. Devido à composição da mídia ser majoritariamente de componentes minerais, o potencial de sorção desse tipo de mídia é limitado. Essas mídias funcionam bem na retenção de sólidos em suspensão e materiais particulados presentes no escoamento pluvial, deixando a desejar na remoção de poluentes dissolvidos (BRATIERES et al., 2008; LEFEVRE et al., 2015), como as formas dissolvidas de nitrogênio e fósforo.

Como os poluentes dissolvidos constituem a maior proporção do escoamento pluvial urbano (LEFEVRE et al., 2015; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021), os pesquisadores têm intensificado a busca por alternativas capazes de melhorar as características necessárias para a mídia filtrante, principalmente a capacidade do sistema de reduzir poluentes (ALAM et al., 2021; IQBAL; GARCIA-PEREZ; FLURY, 2015; MORGAN et al., 2020; NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017; NGUYEN; NAIRN; KNOX, 2021; OLIVEIRA et al., 2021; SØBERG et al., 2020; ZHANG et al., 2021c). A partir disso, surgiram as mídias filtrantes modificadas, que são as mídias convencionais de biorretenção com a adição de compostos orgânicos, como por exemplo, *biochar*, carvão ativado, lascas de madeira, produto da compostagem, subprodutos industriais e resíduos de agricultura (ALAM et al., 2021; BJÖRKLUND; LI, 2017; BRATIERES et al., 2008; CHAHAL; SHI; FLURY, 2016; JIANG et al., 2019; LOPEZ-PONNADA et al., 2020; MORGAN et al., 2020; NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017; RAHMAN; NACHABE; ERGAS, 2020; TIAN et al., 2019; WAN; LI; SHI, 2017).

O *biochar*, um material rico em carbono obtido através da pirólise da biomassa de plantas e resíduos orgânicos (resíduos florestais, resíduos de serraria, lodos de estações de tratamento, cascas de arroz, madeiras, entre outros), está sendo muito

utilizado ultimamente, pois tem capacidade de sorção de uma ampla gama de poluentes (BERGER et al., 2019; BISWAL et al., 2022; LI et al., 2021b; PENG et al., 2022; WANG; LI; DUAN, 2022). Sua principal característica é uma grande área superficial específica, o que o torna um ótimo adsorvente (IQBAL; GARCIA-PEREZ; FLURY, 2015). Alguns pesquisadores obtiveram resultados satisfatórios com o uso de *biochar* em biorretenções, principalmente na retenção do escoamento (BERGER et al., 2019; LI et al., 2021b; TIAN et al., 2019) e remoção de poluentes (NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017; NGUYEN; NAIRN; KNOX, 2021; SUN et al., 2020).

Outro material pirogênico carbonáceo de interesse é o carvão ativado, que também pode ser adicionado na mídia filtrante de biorretenções para melhorar a remoção de poluentes do escoamento pluvial (BISWAL et al., 2022; BJÖRKLUND; LI, 2017; XU et al., 2021). Entre as desvantagens do uso do carvão ativado, está a competição por locais de adsorção pelos poluentes dissolvidos, contribuindo para a maior saturação da mídia filtrante (BJÖRKLUND; LI, 2017) e o alto custo energético de produção, o que torna o uso *biochar* uma alternativa mais barata e sustentável para o uso em biorretenções (BISWAL et al., 2022).

A utilização de subprodutos de origem vegetal como fontes de carbono, como por exemplo, lascas de madeiras, cascas de coco, casca de amendoim, bagaço da cana-de-açúcar, grãos (MORGAN et al., 2020; PAYNE et al., 2018; ROUT; BHUNIA; DASH, 2017) podem ser eficazes para aumentar a adsorção de contaminantes, manter as características hidráulicas das biorretenções e contribuir para o desenvolvimento da vegetação (NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021), além de serem de baixo custo, de fácil obtenção e sustentáveis (NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017; ROUT; BHUNIA; DASH, 2017).

Os resíduos de tratamento de água também são um exemplo de modificador de mídia investigado em estudos com biorretenções (ZHANG et al., 2021c). Com o objetivo de reciclagem de recursos, o resíduo do tratamento de água mostra alta eficiência na adsorção de fósforo devido à grande concentração de íons de alumínio ( $Al^{+3}$ ) e ferro ( $Fe^{3+}$ ) em sua composição.

Em busca de sistemas mais sustentáveis, algumas pesquisas incorporaram resíduos inorgânicos reciclados à mídia de biorretenção, tais como resíduos de construção civil, resíduos asfálticos e vidro esmagado (ALAM et al., 2021; HAMEDANI et al., 2021; RAHMAN; IMTEAZ; ARULRAJAH, 2016) e verificaram que podem ser

reutilizados como materiais alternativos nos sistemas de biorretenção, desde que seja garantida a proteção das águas subterrâneas.

Pesquisas contínuas sobre melhorias na composição da mídia filtrante são necessárias para investigar as vantagens e desvantagens do uso de diferentes materiais de enchimento e adequar as biorretenções às necessidades locais (DAVIS et al., 2009).

#### 2.3.1.2 Cobertura vegetal

As plantas são o elemento mais visível na maioria das estruturas verdes, e desempenham uma importante função nos sistemas de biorretenção de águas pluviais (MUERDTER; WONG; LEFEVRE, 2018; WINFREY; HATT; AMBROSE, 2018). A vegetação em uma biorretenção é um elemento vital para promover a evapotranspiração, manter a porosidade do solo e promover a adsorção de poluentes (DAVIS, 2008), contribuindo para a eficiência na remoção de nutrientes (BRATIERES et al., 2008; HUNT et al., 2015; GLAISTER et al., 2017) e na remoção microbiana (LI et al., 2012).

A vegetação contribui para os processos hidrológicos ao longo de toda a profundidade da biorretenção, através da interceptação da água da chuva, regulação do fluxo superficial, modificação da infiltração da água e transpiração da planta (MUERDTER; WONG; LEFEVRE, 2018). Com isso, a vegetação nas biorretenções desempenha várias funções, como facilitar o transporte de oxigênio para o solo, evitar a compactação da mídia, diminuir a formação de caminhos preferenciais, interceptar parte da precipitação, aprimorar os processos biológicos, além de ser crucial no desempenho da remoção de nutrientes (BRATIERES et al., 2008; FOWDAR et al., 2021; GOH et al., 2019; LOPEZ-PONNADA et al., 2020; LUCAS; GREENWAY, 2008; MACEDO et al., 2017; MANGANGKA et al., 2015; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021).

As características das plantas estão associadas a funções ecossistêmicas específicas. Espécies de plantas com variadas morfologias, fisiologias e estratégias de crescimento podem formar nichos complementares com efeitos variados sobre o meio ambiente (WINFREY; HATT; AMBROSE, 2018). Plantas com raízes extensas e profundas contribuem para manter as taxas de infiltração durante longos períodos de tempo, pois mantêm a estrutura do solo através da zona radicular (HUNT et al., 2015; LE COUSTOMER et al., 2012; MUERDTER; WONG; LEFEVRE, 2018), enquanto

espécies com raízes finas e densas fornecem maior área superficial para a absorção pelas plantas, favorecendo a condutividade hidráulica (BRATIERES et al., 2008; GLAISTER et al., 2017).

As plantas melhoram a qualidade do escoamento pluvial por meio dos mecanismos como fitodegradação, fitoextração e interações da rizosfera (MUERDTER; WONG; LEFEVRE, 2018). A fitodegradação quebra produtos químicos orgânicos complexos através de processos metabólicos dentro da vegetação e converte-os em compostos mais simples, que são utilizados no crescimento vegetal. A fitoextração refere-se à absorção direta de contaminantes do solo pela planta (VIJAYARAGHAVAN et al., 2021). Algumas espécies vegetais possuem propriedades hiperacumulativas, ou seja, alta capacidade de acumular metais (por exemplo, *Thlaspi caerulescens*, *Salix viminalis*, *Helianthus annuus*) (LEFEVRE et al., 2015). As interações da rizosfera alteram os níveis de oxigênio no solo e contribuem para a oxidação dos poluentes e aumento da capacidade de sorção do solo (MUERDTER; WONG; LEFEVRE, 2018).

No entanto, a escolha das plantas para as biorretenções não deve basear-se apenas no desempenho de remoção de poluentes, mas também a sua estrutura e exigência hídrica (DAGENAIS; BRISSON; FLETCHER, 2018). As plantas devem suportar o volume de água esperado para o sistema durante períodos de extrema umidade e seca. As espécies de plantas adequadas são aquelas que possuem estrutura radicular densa e raízes profundas que penetrem toda a profundidade do meio filtrante. As espécies com folhas lineares são preferíveis, e as espécies bulbosas devem ser evitadas, pois podem favorecer os fluxos preferenciais (GOH et al., 2019; HUNT et al., 2015; SKOROBOGATOV et al., 2020; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021).





Uma extensa variedade de espécies de plantas é utilizada em biorretenções. Na Austrália, a espécie *Carex appressa* é utilizada como padrão em biorretenções, pois possui eficiência comprovada na remoção de nutrientes (CHANDRASENA et al., 2017; GLAISTER et al., 2017). Espécies como *Carex fascicularis*, *Carex tereticaulis* (CHANDRASENA et al., 2016) e *Melaleuca ericifolia* (BRATIERES et al., 2008) também são utilizadas na remoção de poluentes. Já a espécie *Festuca ovina glauca* e suculentas foram utilizadas em um estudo de biorretenção no México (LIZÁRRAGA-MENDIOLA et al., 2017). Em Xangai, na China, as espécies *Zoysia matrella* e *Iris pseudacorus* foram eficientes quando utilizadas juntas em biorretenções (HONG et al., 2018). As espécies *Hemerocallis spp.*, *Panicum virgatum*, *Asclepias tuberosa*,

*Anemone canadensis*, *Baptisia australis* e *Lobelia cardinalis* foram utilizadas em Vermont (Estados Unidos) (SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018). No Brasil, a espécie *Chlorophytum comosum* se mostrou resistente ao clima e impediu a compactação do solo (FERRÃO, 2018), e espécies nativas da América do Sul como *Complaya trilobata* e *Sanchezia nobilis* proporcionam resultados satisfatórios (OLIVEIRA et al., 2021), assim como as espécies *Sorghum sudanense*, *Sansevieria trifasciata* e *Cyperus papyrus* (MACEDO et al., 2019).

Em um estudo realizado por Pinheiro (2017), foram identificadas espécies de plantas herbáceas com potencial de mitigação da poluição difusa do escoamento pluvial indicadas para uso em estruturas verdes, como as biorretenções. As plantas com ocorrência no estado do Rio Grande do Sul e com potencial para serem utilizadas estão elencadas no Quadro 1.





Quadro 1 - Plantas indicadas para uso em biorretenções no sul do Brasil

(continua)

Nome científico	Nome popular	Origem	Características	Imagem
<i>Alocasia macrorrhizos</i>	Orelha-de-elefante, taioba	Exótica, originária da Ásia	Indicada para regiões tropicais e com tolerância a terrenos alagadiços.	
<i>Asparagus densiflorus</i>	Aspargo-pluma	Exótica, originária da África do Sul	O solo deve ser rico em matéria orgânica e úmido.	
<i>Sansevieria trifasciata</i>	Espada-de-são-jorge	Exótica, originária da África	Geralmente cultivada a pleno sol, é tolerante a geadas.	
<i>Curculigo capitulata</i>	Capim-palmeira	Exótica, originária da Ásia tropical	Cultivada a meia sombra, não tolera geadas	

Quadro 1 - Plantas indicadas para uso em biorretenções no sul do Brasil

(conclusão)

Nome científico	Nome popular	Origem	Características	Imagem
<i>Dietes bicolor</i>	Moréia-bicolor	Exótica, originária da África do Sul	Cultivo a pleno sol em solo rico em matéria orgânica. É tolerante a baixas temperaturas.	
<i>Wedelia paludosa</i>	Vedélia, picão-da-praia, malmequer	Nativa	Tolerante a solos inundáveis, bem como a terrenos secos e de boa drenagem.	
<i>Sanchezia nobilis</i>	Sanquésia	América do Sul	Tolera o clima equatorial, subtropical e tropical.	
<i>Heliconia psittacorum</i>	Helicônia-papagaio	Nativa	Florescimento ornamental, cultivo a pleno sol em solo fértil e irrigado.	
<i>Canna indica</i>	Cana-índica, biri	Nativa	Floração vistosa, cultivada a pleno sol em solo rico em matéria orgânica.	
<i>Dichondra microcalyx</i>	Dicondra, dinheiro-em-penca	Nativa	Cultivo indicado a pleno sol ou a meia sombra, normalmente para cobertura do solo.	
<i>Chlorophytum comosum</i>	Clorofito, gravatinha	Exótica, originária da África do Sul	Pouco exigente em manutenção, tolerante ao sol, a pequenos períodos de seca e ao frio.	

Fonte: Hunt et al. (2015), Pinheiro (2017), Zanella (2008)

A *Chlorophytum comosum*, da família *Liliaceae*, é uma planta ornamental popular, com ampla distribuição geográfica, tolerante à exposição solar, curtos períodos de estiagem e clima frio, e pouca necessidade de manutenção (GILMAN, 1999). Devido ao seu fácil cultivo e alto acúmulo de biomassa, principalmente no sistema radicular extenso, intensa capacidade competitiva e alta tolerância a metais pesados (WANG et al., 2017b), é utilizada para fitoextração de poluentes do ar interior (SUÁREZ-CÁCERES; PÉREZ-URRESTARAZU, 2021), do solo (SIMEK et al., 2018) e da água (SUN; FAN, 2019; ZHANG et al., 2021d).

Uma das vantagens em se utilizar a *Chlorophytum comosum* como uma planta de fitorremediação é que seu uso não causará poluição secundária, pois suas raízes são facilmente removidas. E ainda, por ser uma planta ornamental, o metal pesado acumulado na planta não entrará na cadeia alimentar e, conseqüentemente, reduzirá o risco à saúde humana dos seres humanos (WANG et al., 2017b).

A *Chlorophytum comosum* foi utilizada em biorretenções em escala de colunas para avaliar o potencial de evapotranspiração (LI et al., 2016), mas como essa planta não foi utilizada de forma isolada, e sim na combinação com outras variedades de vegetação, não foi possível concluir o seu potencial nesse caso. Já o seu potencial em remover o metal cádmio do solo foi positivo, já que a planta resistente a altas concentrações de metal, seu crescimento não é retardado devido ao solo contaminado, ausência de indícios de clorose de folhas e redução de biomassa (PRAPAGDEE; WANKUMPHA, 2017; SIMEK et al., 2018; ZHANG et al., 2021d). Assim como para a purificação da água eutrófica, onde a *Chlorophytum comosum* é capaz de remover nitrogênio total (95%) e fósforo total (93%), e ainda apresentar bom desenvolvimento de biomassa e capacidade de sobrevivência (SUN; FAN, 2019; ZHANG et al., 2021d).

### 2.3.1.3 Configuração

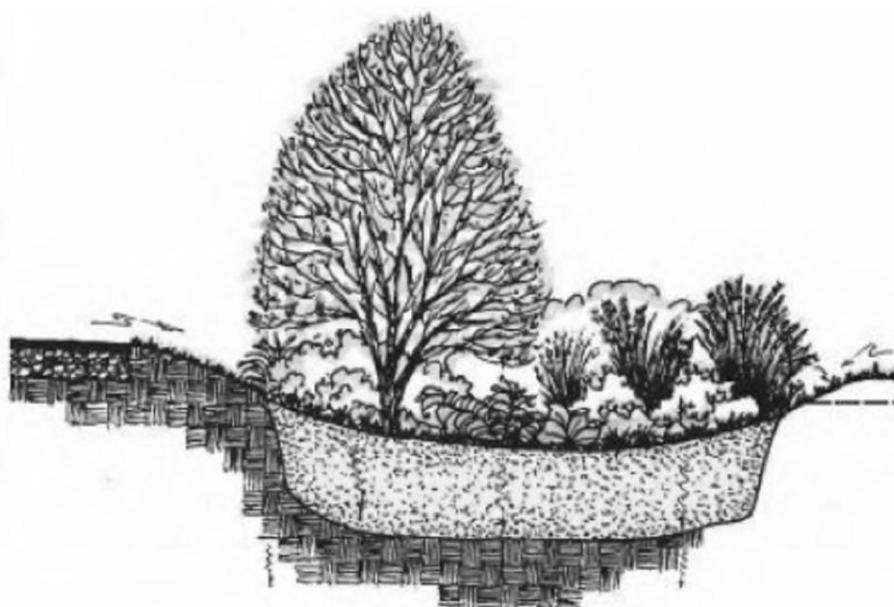
As possíveis configurações para a estrutura de uma biorretenção podem variar principalmente em relação ao tipo do subsolo do local, da permeabilidade do subsolo e da possibilidade de infiltração e recarga do lençol freático, podendo ser (PGC, 2007):

i) Biorretenção de infiltração e recarga subterrânea: possuem base e laterais permeáveis, que permitem a infiltração ao longo destas superfícies; dessa forma todo escoamento que ingressa na biorretenção é infiltrado ou evapotranspirado. A Figura



6 apresenta a configuração de biorretenção em que a infiltração e a recarga da água subterrânea são facilitadas.

Figura 6 - Biorretenção que permite a infiltração e recarga subterrânea



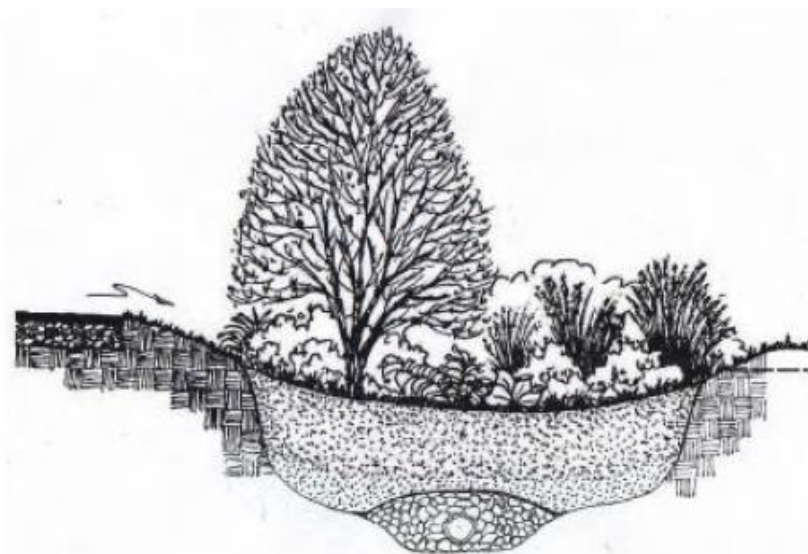
Fonte: (PGC, 2007).

Essa configuração permeável de biorretenção é recomendada para áreas onde a alta recarga de águas subterrâneas seja benéfica e que possuam baixo risco de contaminação do solo subjacente e do lençol freático. Nesse caso, o solo precisa ter uma alta taxa de infiltração (no mínimo 2,5 cm/h) (PGC, 2007).

ii) Biorretenção de filtração e recarga subterrânea parcial: possuem base e laterais permeáveis, com um dreno na parte inferior da estrutura, que proporciona recarga subterrânea parcial (

Figura 7). Essa configuração é utilizada para garantir que a drenagem ocorra a uma taxa desejada, sendo recomendado para solos onde a infiltração é limitada. A prática é adequada para áreas com altas cargas de nutrientes e metais, como residências, empreendimentos comerciais ou estacionamentos.

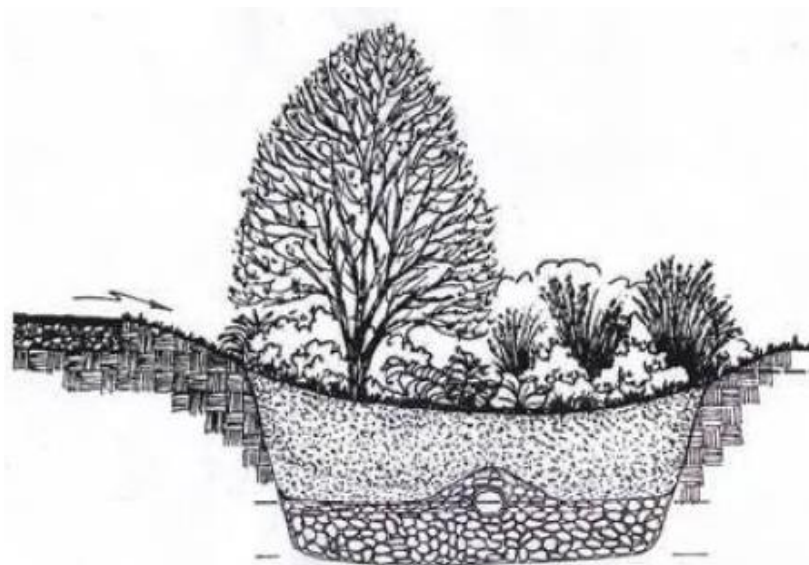
Figura 7 - Biorretenção de filtração e recarga parcial



Fonte: (PGC, 2007)

iii) biorretenção para infiltração, filtração e recarga subterrânea: este tipo de instalação é recomendado para áreas onde são esperadas altas cargas de nutrientes, pois fornece uma área de armazenamento interno de água abaixo do dreno elevado, como mostrado na Figura 8, criando uma zona submersa anaeróbica que favorece a ocorrência de desnitrificação.

Figura 8 - Biorretenção de infiltração, filtração e recarga



Fonte: (PGC, 2007)

iv) biorretenções de filtração: possuem base e laterais com revestimentos impermeáveis, onde todo o escoamento pluvial que ingressa na biorretenção e que não é evapotranspirado, é coletado e conduzido por um dreno para o local de descarga final após ser filtrado pela biorretenção (WATER BY DESIGN, 2014). As biorretenções impermeáveis são utilizadas para evitar a possibilidade de contaminação do solo subjacente e das águas subterrâneas, e são recomendadas para áreas com alto potencial de contaminação, como os postos de gasolina e instalações de manutenção de veículos.

### **2.3.2 Aspectos gerais sobre diretrizes de projeto, dimensionamento, operação e manutenção de biorretenções**

À medida que os sistemas de biorretenção ganham popularidade, diretrizes de projeto estão sendo desenvolvidas e implementadas por diversos países, principalmente nos Estados Unidos da América (ROY-POIRIER et al., 2010). Nos Estados Unidos, muitos estados como Flórida, Geórgia, Oregon, Nova Jersey, Minnesota, Virgínia e Washington possuem diretrizes de projeto de biorretenções adaptadas às suas condições climáticas, tipo de solo e regime hidrológico. Destaca-se o estado de Maryland, onde os primeiros princípios de biorretenção foram desenvolvidos no Condado de Prince George, na década de 1990. Portanto, o primeiro guia de práticas integradas de Desenvolvimento de Baixo Impacto foi desenvolvido em Prince George e se tornou referência para todo o país dos Estados Unidos da América (CHANG et al., 2018). Outros países também desenvolveram suas diretrizes para projetos de gerenciamento de águas pluviais, com destaque para a Austrália, Canadá, Singapura e Nova Zelândia.

Em relação ao dimensionamento, as diferentes diretrizes dos estados pertencentes aos Estados Unidos da América recomendam que as biorretenções sejam dimensionadas por alguns desses critérios: método racional considerando o escoamento de pico; com base na área de drenagem; para uma chuva de projeto; para um volume de escoamento a ser tratado para atender aos objetivos de qualidade da água ou para uma porcentagem específica da área total de drenagem impermeável (PGC, 2007; ROY-POIRIER et al., 2010). Independentemente do método, as instalações são dimensionadas em relação à quantidade de escoamento que receberão e quanto volume é necessário para armazenar uma chuva de projeto. A

sustentabilidade a longo prazo, a melhoria da qualidade da água e o desempenho hidrológico devem ser os principais impulsionadores do projeto de biorretenção (OLSZEWSKI; DAVIS, 2013).

As diretrizes da área de drenagem são feitas em função dos padrões da precipitação regional, do uso do solo, em especial à área impermeável, e em função da localização dos lençóis freáticos. Conforme Davis et al. (2009), originalmente a biorretenção foi desenvolvida como uma medida de controle quali-quantitativo da água para pequenos locais, na faixa de 0,5 a 1 hectare. O Condado de Prince George (Maryland) recomenda que a área de drenagem contribuinte seja de no máximo 2 hectares e, de preferência, menos de 0,5 hectare. Como um conceito das práticas LID é integrar as estruturas de gerenciamento aos elementos da paisagem local, o uso de pequenas áreas de contribuição é facilmente encaixado nesse conceito. Para locais maiores, sugere-se que múltiplas estruturas de biorretenção sejam utilizadas como controle do escoamento superficial (PGC, 2007).

Em relação aos componentes da biorretenção, cada uma das camadas que compõem o sistema deve ter profundidade adequada para operar efetivamente. O projeto das camadas e profundidades é ditado pelas restrições do local e pelos objetivos do projeto (melhorar a qualidade das águas pluviais; gerenciar o volume de águas pluviais; ou ambos) (WATER BY DESIGN, 2014). Recomenda-se que a taxa de permeabilidade da mídia filtrante da biorretenção seja alta o suficiente para drenar completamente o volume de escoamento de uma chuva de projeto dentro de 72 horas para evitar a proliferação de mosquitos e outros vetores de doenças (PGC, 2007).

Alguns manuais de gerenciamento de águas pluviais e pesquisadores recomendam a utilização de uma camada superficial de acabamento, com cobertura morta, como aparas de madeiras (DAVIS et al., 2009; PUB, 2014; WATER BY DESIGN, 2014; GAO et al., 2018). Esta camada pode absorver e reter metais pesados e alguns poluentes orgânicos presentes no escoamento pluvial, favorecer o crescimento de microrganismos, prevenir a erosão do solo e dificultar o crescimento de ervas daninhas na superfície da biorretenção (GAO et al., 2018).

Uma manta geotêxtil pode ser aplicada nas laterais e entre as camadas da mídia filtrante e drenagem. A composição sintética garante a estabilização do solo e da mídia de drenagem (MACEDO et al., 2017), e evita o entupimento da camada de drenagem. Entretanto, o seu uso pode dificultar a expansão e o crescimento de algumas plantas (MOURA, 2013); e os poros do geotêxtil podem ser entupidos mais

rapidamente do que a mídia filtrante, reduzindo a capacidade de retenção do escoamento. Dependendo da configuração da biorretenção pode haver estruturas hidráulicas, como tubos de entrada para conduzir o escoamento pluvial até a estrutura, e tubos coletores de saída para coletar e destinar o escoamento após o tratamento (WATER BY DESIGN, 2014).

Os projetos de biorretenção devem incluir uma rota de fuga para que o escoamento seja drenado com segurança em períodos de chuvas intensas que ultrapassem a capacidade de armazenamento da estrutura. As rotas de fuga podem ser simplesmente pontos baixos no perímetro da biorretenção que permitem que o excesso de águas pluviais seja drenado com segurança para um local apropriado, sem impactar as propriedades adjacentes (CITY OF PORTLAND, 2016).

A principal manutenção de uma biorretenção é de natureza estética, que envolve a remoção de resíduos eventualmente acumulados, poda da vegetação e retirada de ervas daninhas. Uma manutenção frequente para retirada da biomassa da planta também é necessária, para garantir que os nutrientes e metais assimilados por elas não sejam liberados para o efluente devido à decomposição da planta (LEFEVRE et al., 2015). Outras atividades de manutenção são baseadas no desempenho hidrológico envolvendo o entupimento da mídia filtrante causado por sedimentos finos e compactação do solo. Com isso, manutenções como a remoção do excesso de sedimentos e a substituição da camada superficial do solo podem ser necessárias (DAVIS et al., 2009). Para evitar que resíduos, sedimentos grosseiros e materiais particulados presentes no escoamento pluvial acessem a estrutura de biorretenção, um dispositivo de pré-tratamento pode ser utilizado, como caixa de areia ou faixa de proteção gramada (PGC, 2007).

As mudanças climáticas podem fazer com que os projetos de biorretenção baseados em condições climáticas passadas possam ser sobrecarregados, arriscando a diminuição do desempenho ou falha operacional (TIRPAK et al., 2021a). Com isso, Tirpak et al. (2021a) sugerem que deve ser incorporado modelos climáticos nos projetos de biorretenção, avaliando fatores de design, entupimento e degradação da mídia ao longo do tempo para aumentar a resiliência da biorretenção em relação à incerteza climática futura.

### 2.3.3 Controle quantitativo das águas pluviais em biorretenções

As biorretenções agem no controle quantitativo das águas pluviais ao modificarem o balanço hídrico (DAVIS et al., 2009). Essas estruturas favorecem o processo de infiltração, reduzindo os picos de vazão e aumentando o tempo de concentração; além de diminuírem a descarga direta, também favorecem o processo de evapotranspiração. A redução do volume de escoamento superficial e da taxa de pico de vazão utilizando sistemas de biorretenção é documentada em diferentes estudos (AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2012; BROWN; HUNT, 2011; DAVIS et al., 2009; DIETZ, 2007; MACEDO et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2021; YANG et al., 2021), por exemplo. O Quadro 2 apresenta alguns dados de retenção de escoamento relatados na literatura.

A retenção dos volumes de escoamento depende de fatores como a configuração da biorretenção, a magnitude dos eventos de precipitação, os eventos sucessivos de precipitação, a evapotranspiração, as características da mídia filtrante, as características do subsolo e solo do entorno (DAVIS et al., 2012; WINSTON; DORSEY; HUNT, 2016; YANG et al., 2021).

O revestimento impermeável limita a infiltração, sendo eficaz para redução dos picos de vazão. Já as biorretenções permeáveis (sem revestimentos laterais e ao fundo), além de desempenharem a redução dos picos de vazão, também desempenham a retenção e redução dos volumes de escoamento (DAVIS et al., 2009).

Alguns autores sugerem que as biorretenções sejam mais eficientes para pequenos eventos de precipitação, podendo reter todo o volume de entrada (AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2012; DAVIS, 2008; DAVIS et al., 2012). Nas biorretenções estudadas por Brown e Hunt. (2011), os eventos com baixa intensidade e longa duração foram totalmente assimilados; já os eventos com alta intensidade (31 mm com 30 minutos de duração) geraram transbordamento mesmo na biorretenção com mídia filtrante arenosa. Chuvas intensas e de longa duração podem exceder a taxa de infiltração da mídia filtrante da biorretenção, levando a eventuais transbordamentos (DAVIS et al., 2012).

Quadro 2 – Dados de retenção do escoamento pluvial e redução de pico de chuvas em biorretenções relatados na literatura

<b>Estudo</b>	<b>Principais características</b>	<b>Retenção do escoamento</b>	<b>Redução do pico de vazão</b>
Hatt et al. (2009)	Sem infiltração para o solo subjacente, mídia filtrante convencional, diversificação da vegetação	15% a 83%	37% a 96%
Daniel Júnior (2013)	Permite infiltração, mídia filtrante convencional, diversificação da vegetação	100%	100%
Winston, Dorsey e Hunt (2016)	Sem infiltração para o solo subjacente, mídia filtrante convencional, diversificação da vegetação	36% a 59%	24% a 96%
Macedo et al. (2017)	Permite infiltração, diversificação da vegetação	66% a 86%	50%
Shrestha et al. (2018)	Sem infiltração para o solo subjacente	75%	91%
Macedo, Lago e Mendiondo et al. (2019)	Permite infiltração, mídia filtrante convencional, diversificação da vegetação	33% a 100%	60% a 100%
Macedo et al. (2019)	Permite infiltração, mídia filtrante convencional, diversificação da vegetação	9% a 100%	4% a 100%
Oliveira et al. (2021)	Sem infiltração para o solo subjacente, mídia filtrante convencional, diversificação da vegetação	21% a 23%	48% a 62%
Brodeur-Doucet et al. (2021)	Sem infiltração para o solo subjacente	8% a 100%	82% a 100%

O desempenho hidráulico de uma biorretenção também está relacionado com a capacidade de restauração do processo de evapotranspiração, que por sua vez pode ser influenciada pela mídia filtrante que compõe a biorretenção. A quantificação da evapotranspiração em biorretenções com composições de mídias filtrantes diferentes foram quantificados por Hess et al. (2017), na Pensilvânia, EUA, onde a mídia arenosa drenou o escoamento mais rapidamente, com isso, o sistema manteve

a umidade do solo alta por mais tempo e proporcionou maiores perdas por evapotranspiração.

As características do subsolo e solo de entorno atuam significativamente na redução do escoamento pluvial (DAVIS et al., 2012). Em Graham, Carolina do Norte, EUA, duas células de biorretenção tinham diferentes profundidades de mídias filtrantes e solos subjacentes, e a mídia filtrante mais profunda e solo subjacente mais arenoso resultou em um menor número de eventos de precipitação que produziram escoamento. Isso ocorreu porque uma mídia filtrante mais profunda permitiu maior armazenamento, e o solo subjacente mais arenoso promoveu uma maior taxa de infiltração, o que aumentou a disponibilidade de armazenamento na biorretenção (PASSEPORT et al., 2009).

Para Brown e Hunt (2011) uma célula de biorretenção com maior taxa de infiltração (mídia filtrante arenosa) gerou menor número extravasamentos comparado com uma biorretenção de mídia filtrante convencional, em Rocky Mount, Carolina do Norte, EUA. Para o controle quantitativo do escoamento, uma rápida infiltração e um curto tempo de retenção hidráulica são favoráveis, porém, limitam o tratamento qualitativo do escoamento pluvial.

#### **2.3.4 Controle qualitativo das águas pluviais em biorretenções**

O controle qualitativo do escoamento das águas pluviais é o grande diferencial da biorretenção em relação a outras estruturas LID devido à variedade de processos de remoção de poluentes que são proporcionados em seu interior (ALAM et al., 2021; BRATIERES et al., 2008; CHEN et al., 2022; CLARY et al., 2020; DAVIS et al., 2009). Dados de desempenho de remoção de diversos poluentes em estudos de laboratório e de campo estão resumidos no Quadro 3. Os resultados gerais de desempenho são promissores e sugerem que os sistemas de biorretenção têm potencial para ser uma prática LID eficaz na remoção de poluentes.



Quadro 3 - Remoção de poluentes em biorretenções relatados na literatura

<b>Poluentes</b>	<b>Remoções</b>	<b>Alguns estudos</b>
<b>Sólidos Suspensos Totais</b>	>90%	Alam et al. (2021), Persaud et al. (2019), Wu et al. (2017)
<b>Nitrogênio Total</b>	33% a 85%	Chen et al. (2022), Li et al. (2022a), Peng et al.(2022)
<b>Amônia</b>	75% a 96%	Chen et al. (2022), Peng et al. (2022), Sørberg et al. (2021)
<b>Nitrito</b>	-15% a 92%	Alam et al. (2021), Oliveira et al. (2021), Persaud et al. (2019)
<b>Nitrato</b>	-38% a 96%	Li et al. (2022a), Peng et al. (2022), Sørberg et al. (2021), Wang et al. (2022)
<b>Fosfato</b>	75% a 97%	Kandel et al. (2017), Lee et al. (2022), Nguyen et al. (2021)
<b>Metais</b>	50% a 90%	Lange et al. (2022), Sun et al. (2020), Qiu et al. (2019), Zhang et al. (2021c)
<b>Bactérias e patógenos</b>	65% a 98%	Chandrasena et al. (2017), Lau et al. (2017), Mohanty et al. (2014), Rahman et al. (2020), Zhang et al. (2010)
<b>Microplásticos</b>	80 a 100%	Koutnik et al. (2022), Smyth et al. (2021)
<b>Antibióticos</b>	99%	Xu et al. (2021)

A remoção de sólidos suspensos totais foi superior a 90% na maioria dos estudos apresentados. Por ser particulado, a sua remoção das águas pluviais ocorre por sedimentação na superfície e filtração na mídia filtrante (CLARY et al., 2020). Um benefício adicional da remoção de sólidos suspensos é a remoção simultânea de muitos outros poluentes adsorvidos às suas partículas, incluindo metais e fósforo (LANGE; VIKLANDER; BLECKEN, 2022; MUERDTER; WONG; LEFEVRE, 2018). Os metais são removidos dos sistemas de biorretenção através da filtração das formas

particuladas e adsorção das formas dissolvidas pela mídia filtrante e pela vegetação (AL-AMERI et al., 2018; DAVIS et al., 2009; LEFEVRE et al., 2015). Hsieh e Davis (2005) verificaram que 56% da concentração inicial de chumbo e 3% do fósforo foram adsorvidos nas partículas de sólidos suspensos.

O fato de partículas (SST e fósforo particulado) e poluentes dissolvidos (nitrogênio e fósforo dissolvido) apresentarem diferentes características de remoção na biorretenção pode ser atribuído a diferentes mecanismos de tratamento. Os poluentes particulados são primeiramente removidos por filtração, enquanto os poluentes dissolvidos são primeiramente removidos por processos bioquímicos, como a desnitrificação (MANGANGKA et al., 2015).

O nitrogênio está presente em várias formas químicas na água pluvial (amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio orgânico dissolvido e nitrogênio orgânico particulado) (CLARY et al., 2020). Devido à complexidade biogeoquímica desses compostos, e aos numerosos processos de tratamento, o seu comportamento em sistemas de biorretenção é muito variável (LI; DAVIS, 2014; PERSAUD et al., 2019), e por ser altamente solúvel, a sua remoção é dificultada em sistemas de biorretenção (DAVIS et al., 2006; OSMAN et al., 2019). A amônia, o nitrito e o nitrogênio orgânico podem ser nitrificados, resultando em excesso de nitrato nos eventos subsequentes (CLARY et al., 2020; MANGANGKA et al., 2015).

Na grande maioria dos casos, a lixiviação se dá nas formas de nitrito e nitrato (DAVIS et al., 2009), pois as remoções dessas formas dependem dos processos de nitrificação (depende de condições aeróbias) e desnitrificação (depende de condições anaeróbias). Uma condição aeróbia pode aumentar a nitrificação e ao mesmo tempo limitar o processo de desnitrificação (OSMAN et al., 2019). Em uma biorretenção convencional, as camadas das mídias filtrantes são aeróbicas devido ao alto teor de areia e livre drenagem, com isso limitam a capacidade de oferecer um ambiente anaeróbico desejado para a desnitrificação (LEFEVRE et al., 2015). Parte do nitrato pode ser removido pelo processo de sorção do solo, mas é considerada insuficiente devido à falta de desnitrificação. Alterações na mídia filtrante podem melhorar a eficiência de remoção de nitrogênio, assim como optar pela configuração de biorretenção com dreno elevado que, por permanecer submersa, cria uma zona anaeróbica e favorece o processo de desnitrificação e aumenta a remoção de nitrogênio (DONAGHUE et al., 2022; FOWDAR et al., 2021; LOPEZ-PONNADA et al.,

2020; OLIVEIRA et al., 2021; PERSAUD et al., 2019), assim como a remoção de *E. coli* (CHANDRASENA et al., 2014).

O fósforo, em sua forma dissolvida, pode se apresentar como fósforo orgânico e ortofosfato inorgânico, sendo que esse último é a forma prontamente disponível para absorção biológica (CLARY et al., 2020). A matéria orgânica, como cobertura morta e mídia filtrante utilizados na biorretenção, pode favorecer a lixiviação de fósforo devido a sua decomposição. Como a adsorção é o principal mecanismo de remoção de fósforo dissolvido, mídias filtrantes que favorecem esse processo podem ser utilizadas para melhorar a remoção de fósforo (LEFEVRE et al., 2015).

Conceitualmente, a biorretenção deve remover a maioria das espécies de bactérias devido ao seu mecanismo de coletar e filtrar água, e então secar, expondo as bactérias às condições extremas (DAVIS et al., 2009). Geralmente, os microrganismos fecais são removidos pelas biorretenções através da filtração, adsorção, inativação devido a temperatura e umidade, predação e concorrência (CHANDRASENA et al., 2014). Também destaca-se o potencial de remoção de poluentes orgânicos, como hidrocarbonetos por processos de adsorção, biodegradação e fitorremediação (LEFEVRE et al., 2015), óleos e graxas por processos de adsorção e biodegradação (ROY-POIRIER; CHAMPAGNE; FILION, 2010) e fármacos através da adsorção (XU et al., 2021). E ainda, os microplásticos, que são removidos das águas pluviais dentro da biorretenção através da filtração, de maneira análoga aos sólidos suspensos (KOUTNIK et al., 2022; SMYTH et al., 2021).

Após apresentada a biorretenção, seu funcionamento e suas principais características, no capítulo temático 2, é apresentada uma análise bibliométrica das pesquisas desenvolvidas nos últimos 20 anos, especialmente com estudos de biorretenções em escala de coluna e mídias modificadas, de forma a identificar lacunas do conhecimento que podem ser supridas pelos resultados da pesquisa apresentados neste documento.

### 3 CAPÍTULO TEMÁTICO 2 - ESTADO DA ARTE DE PESQUISAS COM BIORRETENÇÃO COM FOCO EM ESCALA DE COLUNAS, MÍDIAS FILTRANTES MODIFICADAS E CENÁRIO BRASILEIRO

#### 3.1 INTRODUÇÃO

Diferentes estudos têm sido realizados através de biorretenções para o gerenciamento do escoamento pluvial, com abordagens específicas para diferentes problemáticas, com destaque para as biorretenções em escala de colunas (ALAM et al., 2021; DONAGHUE et al., 2022; HAMEDANI et al., 2021) e com mídia filtrante modificada (BISWAL et al., 2022; MORGAN et al., 2020; PENG et al., 2022; VALENCA et al., 2021).

Estudos em escala de colunas são muito empregados para a investigação de componentes das biorretenções (ALAM et al., 2021; MORGAN et al., 2020; YANG et al., 2020) e diferentes configurações de projeto (SØBERG; VIKLANDER; BLECKEN, 2021; WANG; LI; DUAN, 2022). É nessa escala em que as biorretenções com mídia filtrante modificada são investigadas, pois permite que os mais diversos materiais sejam testados, como, por exemplo, *biochar*, carvão ativado e resíduos orgânicos e inorgânicos (BISWAL et al., 2022; HAMEDANI et al., 2021; MORGAN et al., 2020; RAHMAN; NACHABE; ERGAS, 2020).

Diante da diversidade de estudos sobre esses assuntos, a análise bibliométrica permite identificar as principais lacunas de conhecimento, buscar emprego de diferentes materiais e identificar os últimos resultados dos estudos com biorretenção em escala de colunas e com mídia filtrante modificada. Além disso, a análise bibliométrica permite identificar os principais países onde as biorretenção são destaque nas investigações científicas (ARIA; CUCCURULLO, 2017; ECK; WALTMAN, 2010). É possível, ainda, conhecer a realidade de um local específico, como o cenário brasileiro, por exemplo.

Alguns programas de computadores de mapeamento científico, como o *VOSviewer* (ECK; WALTMAN, 2010) e *Bibliometrix* (ARIA; CUCCURULLO, 2017), possuem funcionalidades para a organização dos dados obtidos das bases de dados bibliográficos, e permitem análises descritivas como, por exemplo, a contribuição por autores, citações e suas afiliações, ocorrência de palavras-chave e distribuição geoespacial.

O objetivo desse capítulo temático foi apresentar, através de técnicas bibliométricas, as tendências atuais e o progresso das pesquisas de biorretenções em escala de colunas e com mídia filtrante modificada, e identificar a concentração geoespacial de publicações sobre o tema biorretenções. A partir dessa análise, foram abordados os principais aspectos observados em relação ao estado da arte da pesquisa de biorretenção e apresentado o cenário nacional sobre biorretenções.

### 3.2 METODOLOGIA

A coleta dos dados de literatura foi obtida a partir da base de dados do Portal de Periódicos da CAPES/MEC e da base de dados “Scopus”, uma das principais bases de dados de informações científicas, que cobre uma ampla gama de periódicos (FALAGAS et al., 2008). Foram pesquisados estudos com biorretenções realizados nos anos de 2000 a 2021.

O processo de busca foi dividido em três etapas. Na primeira etapa, foram pesquisados os termos “*Bioretention*” (biorretenção) ou “*Rain Garden*” (jardim de chuva) em título de artigo, resumo ou palavra-chave para a execução da pesquisa. Na segunda etapa, foram pesquisados os termos “*Bioretention*” (biorretenção) ou “*Rain Garden*” (jardim de chuva) e “*laboratory experiments*” (experimentos de laboratório) em título de artigo, resumo ou palavra-chave para a execução da pesquisa. E por fim, na terceira etapa, foram pesquisados os termos “*Bioretention*” (biorretenção) ou “*Rain Garden*” (jardim de chuva) e “*Biochar*” em título de artigo, resumo ou palavra-chave para a execução da pesquisa.

Os dados pesquisados foram exportados em um arquivo do tipo *BibTex* e *CSV*. A análise descritiva dos dados foi feita com o uso do pacote *R bibliometrix*, uma ferramenta gratuita e de código aberto do programa estatístico R (R Core Team, 2021), proposto para a realização de análises abrangentes de mapeamento científico (ARIA; CUCCURULLO, 2017). Nessa análise descritiva, procurou-se identificar o número de produções, número e produção por autores, média de citações por produção, entre outros, sobre estudos com biorretenções. A organização e visualização dos dados, os mapas bibliométricos e a distribuição geoespacial foi realizada utilizando o *software VOSviewer*, um programa de computador livremente disponível, desenvolvido para construir e visualizar mapas bibliométricos, e

especialmente útil para exibir grandes mapas bibliométricos de forma fácil de interpretar (ECK; WALTMAN, 2010).

Seguindo o mapeamento bibliométrico sobre estudos com biorretenções, as principais contribuições científicas encontradas na literatura foram organizadas em escalas dos estudos (campo e coluna) e modificações do sistema de biorretenção (mídia filtrante e zona submersa). Inicialmente discutiu-se sobre a abrangência mundial desses estudos e finalizou-se com uma discussão com enfoque no cenário brasileiro sobre as pesquisas com biorretenções.

### 3.3 RESULTADOS DA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA

A pesquisa com a palavra-chave “*Bioretention*” (Biorretenção) na base de dados “*Scopus*” da CAPES/MEC, no período de 2000 a 2021, resultou em 1.268 produções, sendo 777 artigos, 14 livros ou capítulos de livros, 49 artigos de revisão, 373 artigos de conferências, 34 artigos de revisão de conferências, e 21 de outros tipos. As principais informações sobre os dados das publicações podem ser visualizadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Análise bibliométrica a respeito das biorretenções

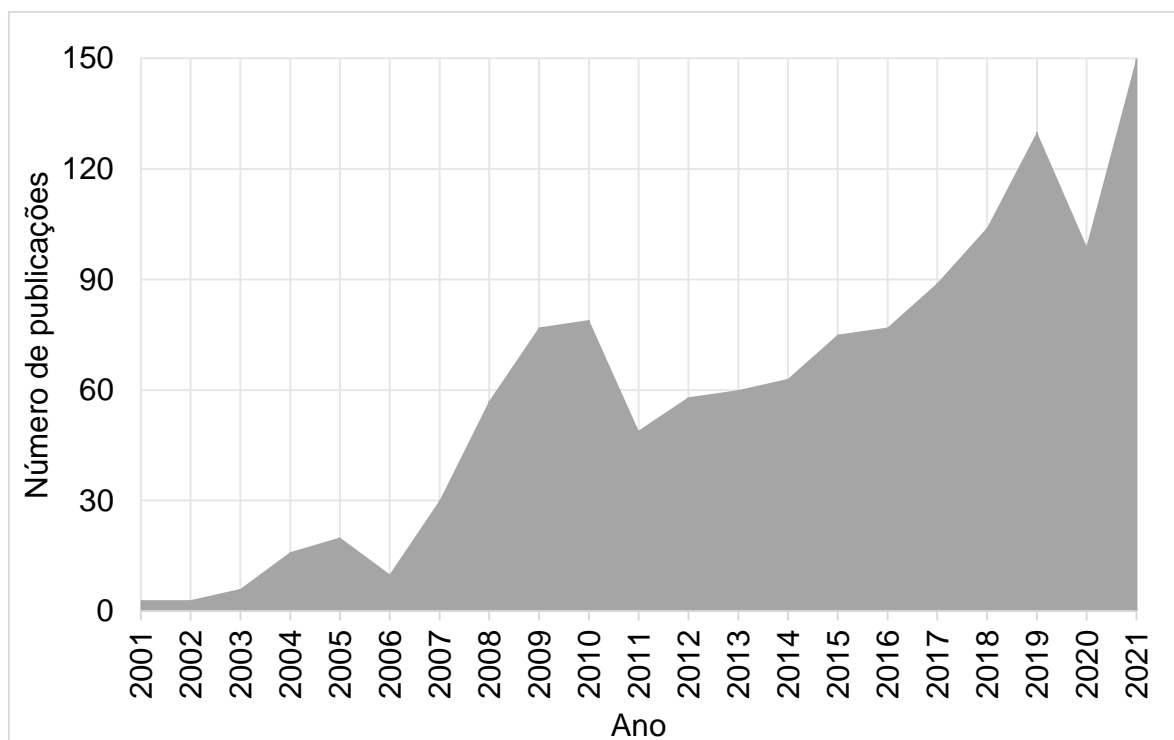
<b>Informação</b>	<b>Número</b>
Total de produções	1.268
Produção com um único autor	117
Média de citação por produção	17
Autores	2.432
Produção por autor	0,52
Autores por produção	1,92
Coautores por produção	3,65

Fonte: A autora

A pesquisa mostrou que houve um crescente interesse em pesquisas com biorretenções nos últimos anos. Até o ano de 2003, foram menos de dez publicações por ano sobre o assunto. A partir do ano de 2008 houve um crescente interesse no

assunto, chegando a 57 produções. Os anos de maiores publicações sobre biorretenções foram 2019 e 2021, com 130 e 150, respectivamente (Figura 9).

Figura 9 – Números da produção científica anual sobre biorretenções de 2001 a 2021



Fonte: A autora

Os pesquisadores dos EUA são os que contribuem com o maior número de documentos quando se trata da produção científica por país, seguido dos pesquisadores da China, Austrália e Canadá (Tabela 2), que também se destacam nas publicações sobre biorretenções. No Brasil o interesse sobre o assunto é bem recente. Mesmo assim, os autores brasileiros aparecem na 10<sup>a</sup> colocação na produção de documentos sobre biorretenção, como mostrado na Tabela 2. Entre os países da América do Sul, o Brasil é o que mais contribui para o conhecimento nessa área específica. Em seguida aparecem Chile, com três publicações, e a Colômbia, com apenas duas produções sobre biorretenções.

Tabela 2 – Contribuição científica sobre biorretenções

<b>País</b>	<b>Número de documentos</b>	<b>Número de citações</b>
Estados Unidos da América	729	16.260
China	241	2.931
Austrália	98	2.429
Canadá	67	995
Coréia do Sul	22	360
Hong Kong	21	485
Malásia	18	155
Suécia	18	581
Singapura	17	367
Brasil	15	121

Fonte: A autora

O mapa de rede de ocorrência das palavras-chave das pesquisas sobre biorretenção está apresentado na Figura 10. A cor dos círculos representa um aglomerado, enquanto o tamanho do círculo reflete a frequência. O aglomerado verde está relacionado ao gerenciamento do escoamento pluvial com as práticas de desenvolvimento de baixa impacto e tecnologias verdes. O aglomerado azul está relacionado ao design das biorretenções, aparecendo fortemente as células de biorretenção, referência às biorretenções em colunas, e as mídias filtrantes. O aglomerado vermelho está mais relacionado à remoção dos nutrientes e mecanismos para favorecer essa remoção nas biorretenções, como adição de *biochar* e uso de zona saturada.



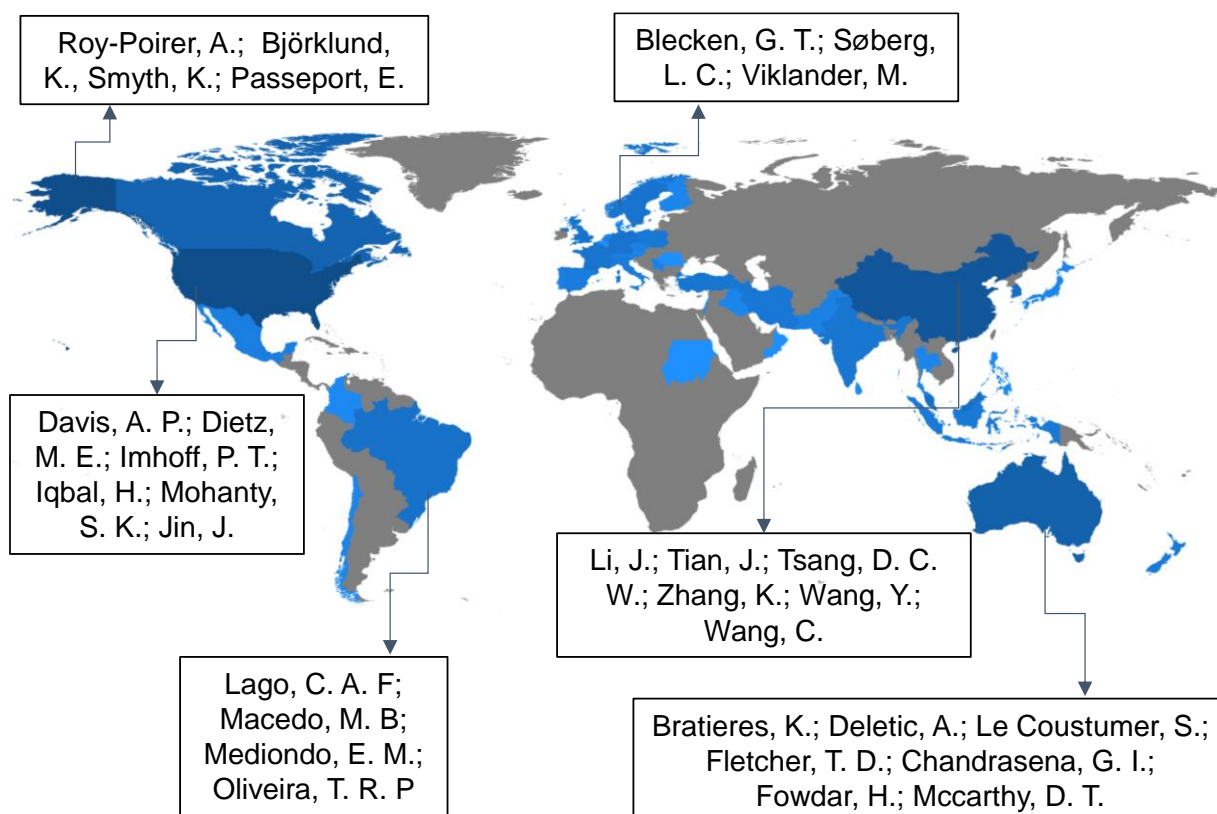


Tabela 3 – Principais autores sobre estudos de biorretenções em escala laboratorial e com mídias filtrantes modificadas

Escala laboratorial			Mídias filtrantes modificadas		
Autor	Documentos	Citações	Autor	Documentos	Citações
Deletic, A.	14	372	Li J.	6	9
Davis, A.P.	11	1574	Wang Y.	5	8
Fletcher, T.D.	8	437	Tian J.	4	84
Mccarthy, D.T.	6	128	Tsang D.C.W.	4	122
Viklander, M.	5	274	Imhoff P.T.	3	81
Blecken, G.T.	4	250	Jin J.	3	75
Chandrasena, G.I.	4	112	Meng Y.	3	7
Li, X.	4	9	Mohanty S.K.	3	131
Zhang, K.	4	32	Wang B.	3	2
Zinger, Y.	4	213	Wang C.	3	7

Fonte: A autora

Figura 11 – Distribuição global de alguns dos principais autores citados nessa pesquisa



Fonte: A autora

### 3.4 PRINCIPAIS ASPECTOS OBSERVADOS PERTINENTES PARA OS OBJETIVOS DESTA PESQUISA

#### 3.4.1 Escala dos estudos de biorretenção

As pesquisas com biorretenções foram realizadas tanto na escala de campo (DAVIS, 2007; LOPEZ-PONNADA et al., 2020; MACEDO et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2021; PASSEPORT et al., 2009; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018; TAHVONEN, 2018; TIAN et al., 2019; TROWSDALE; SIMCOCK, 2011), quanto na escala de colunas (ALAM et al., 2021; DONAGHUE et al., 2022; HAMEDANI et al., 2021; PENG et al., 2022; SØBERG; VIKLANDER; BLECKEN, 2021). Embora estudos em escala de campo forneçam informações autênticas sobre o desempenho de sistemas de biorretenção, estudos em escala de colunas são muito empregados para investigar o papel dos componentes individuais desses sistemas e a influência de parâmetros físico-químicos associados ao escoamento pluvial em um ambiente controlado (VIJAYARAGHAVAN et al., 2021).

##### 3.4.1.1 Biorretenções em escala de campo

Biorretenções em escala de campo geralmente são utilizadas para avaliar a eficácia e a praticidade desses sistemas em condições reais de chuva e escoamento, avaliar o efeito das variações sazonais na qualidade do escoamento pluvial e retenção do escoamento, como alguns exemplos de estudos mostrados no Quadro 4.

As biorretenções em escala de campo, na maioria dos casos, permitem a infiltração total do escoamento, a mídia filtrante é a convencional, sendo que em alguns estudos houve a investigação de mídias modificadas (LOPEZ-PONNADA et al., 2020; WOLFAND et al., 2019), e poucas abordagens de biorretenções com zonas submersas (LOPEZ-PONNADA et al., 2020; OLIVEIRA et al., 2021).

Quadro 4 – Alguns estudos de biorretenções instalados em campo

(continua)

<b>Autor e Ano</b>	<b>Características</b>	<b>Monitoramento</b>	<b>Descrição</b>
Trowsdale e Simcock (2011)	Mídia filtrante convencional, <i>Apodasmia similis</i> , Nova Zelândia	12 eventos	Desempenho quali-quantitativo de uma biorretenção instalada ao longo de uma via
Lucke e Nichols (2015)	Escoamento pluvial sintético, mídia filtrante convencional, <i>Lomandra longifolia</i> , Austrália	12 eventos ao longo de 5 meses	Retenção e remoção de poluentes do escoamento pluvial em biorretenções de 5 e 10 anos
Winston, Dorsey e Hunt (2016)	Mídia filtrante convencional, gramíneas, EUA	1 ano	Redução de volume e pico de vazão do escoamento em biorretenções construídas em solo argiloso
Shrestha et al. (2018)	Mídia filtrante convencional e modificada, diversificação da vegetação, EUA	1 ano	Efeitos de diferentes mídias filtrantes e vegetação na retenção e remoção de nutrientes em biorretenções
Macedo et al. (2019)	Mídia filtrante convencional, diversificação da vegetação, Brasil	14 eventos ao longo de 3 anos	Redução do volume e melhoria da qualidade do escoamento pluvial em biorretenção
Tian et al. (2019)	Mídias filtrantes convencional e modificada, zona submersa, EUA.	4 testes ao longo de 18 meses	Remoção de nitrato do escoamento pluvial em biorretenção com mídia modificada

Quadro 4 – Alguns estudos de biorretenções instalados em campo

Autor e Ano	Características	Monitoramento	Descrição
Lopez-Ponnada et al. (2020)	Mídias filtrantes convencional e modificada, zona submersa, com e sem vegetação, EUA	2 fases de 6 meses cada	Remoção de nitrogênio do escoamento pluvial em biorretenções com mídia convencional e modificada

Os locais de instalação das biorretenções são bem variados, como por exemplo, ao longo de estradas com alto tráfego de veículos (TROWSDALE; SIMCOCK, 2011), em calçadas de áreas comerciais e industriais (LUCKE; NICHOLS, 2015), em campus universitários (FENSTERSEIFER, 2020; MACEDO et al., 2017; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018; TIAN et al., 2019) ou próximas a estuários (LOPEZ-PONNADA et al., 2020). Variados tamanhos de biorretenção são reportados, desde pequenas células de área superficial de 1 m<sup>2</sup> (FENSTERSEIFER, 2020; FERRÃO, 2018) e 1,45 m<sup>2</sup> (OLIVEIRA et al., 2021), até área superficial superior a 60 m<sup>2</sup> (MACEDO et al., 2017, 2019).

As pesquisas mostram que as biorretenções são capazes de reter os picos de vazão gerados pelos eventos de baixa e média intensidade, enquanto os eventos de alta intensidade prejudicam a retenção e a remoção de poluentes (LOPEZ-PONNADA et al., 2020; MANGANGKA et al., 2015; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018; WINSTON; DORSEY; HUNT, 2016). Nas biorretenções construídas em solos de baixa permeabilidade do estudo de Winston, Dorsey e Hunt (2016), a infiltração lateral foi a via dominante na redução do volume armazenado na mídia filtrante, e a mitigação de picos de vazão fornecida pela biorretenção foi associada à sua área de superfície, volume de armazenamento superficial, taxa de infiltração da mídia e taxa de infiltração no solo subjacente.

Em relação à remoção de poluentes em biorretenções instaladas no campo, os estudos apresentam resultados variados, particularmente em relação à remoção de nitrogênio (FENSTERSEIFER, 2020; LUCKE; NICHOLS, 2015; MANGANGKA et al., 2015; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018). Mangangka et al. (2015) verificaram que um período seco antecedente relativamente longo reduz as concentrações de

nitrito e amônio, aumentando a concentração de nitrato, o que confirma que a nitrificação ocorre dentro da biorretenção. Buscando tornar a biorretenção mais eficiente na remoção de nitrogênio, Tian et al. (2019) e Lopez-Ponnada et al. (2020) modificaram as mídias filtrantes adicionando *biochar* e, devido ao maior tempo de residência do escoamento na mídia filtrante modificada, os autores obtiveram melhores remoções de nitrogênio. Wolfand et al.(2019) adicionaram *biochar* na mídia filtrante de uma biorretenção em San Diego, CA (EUA) e verificaram que a mídia modificada melhorou tanto a retenção do escoamento quanto a remoção de agrotóxicos do escoamento pluvial.

O impacto da contaminação do subsolo e solo adjacente de uma biorretenção foi investigada por Tedoldi et al. (2017), que verificaram que a contaminação é geralmente restrita às camadas superficiais da mídia filtrante das biorretenções. A água infiltrada através das mídias das biorretenções pode possuir características que impactem a qualidade das águas subterrâneas, principalmente se forem adicionados resíduos na mídia filtrante (RAHMAN; IMTEAZ; ARULRAJAH, 2016). No estudo de Fischer, Charles e Baehr (2003) foi avaliado a qualidade da água subterrânea próxima a uma biorretenção, e foi verificado níveis mais baixos de oxigênio dissolvido e maior frequência de detecção de hidrocarbonetos de petróleo e pesticidas nas águas subterrâneas. Os autores destacaram, ainda, que os efeitos de diluição e volatilização provavelmente diminuiram a concentração e a frequência de detecção de certos compostos.

Devido ao potencial de tratamento do escoamento superficial pelas biorretenções, alguns pesquisadores têm investigado a possibilidade de reutilização do efluente das biorretenções para usos não potáveis (MACEDO; LAGO; MENDIONDO, 2019; OLIVEIRA et al., 2021). Mas como alguns poluentes são difíceis de remover, como o nitrogênio, por exemplo, mais pesquisas sobre o assunto devem ser realizadas para a segurança no reúso.

Compreender o desempenho em escala de campo da biorretenção é importante para avaliar a eficácia e a praticidade do sistema em condições variáveis de escoamento pluvial, bem como para investigar as alternativas de projeto para alcançar resultados desejáveis. No entanto, pesquisas de campo de longo prazo investigando o desempenho das biorretenções são muito limitadas. Mais pesquisas precisam ser realizadas, especialmente testando o sistema durante um longo período

de operação de campo e com instalações mais antigas e estabelecidas (VIJAYARAGHAVAN et al., 2021).

#### 3.4.1.2 Biorretenções em escala de coluna

Os experimentos em escala de coluna permitem testar diferentes concepções de projetos de biorretenções com menores demandas por tempo, espaço, materiais, custo e obras quando comparadas com experimentos em escala de campo (LE COUSTOMER et al., 2009; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021). Com isso, muitos estudos de biorretenções são realizados nessa escala (Quadro 5), porém não há padronização no diâmetro das colunas utilizado nos estudos existentes. Na maior parte dos estudos encontrados nesta revisão, os diâmetros das colunas utilizadas em testes de biorretenções variaram de 102 mm (ALAM et al., 2021) a 400 mm (YANG et al., 2021; ZHANG et al., 2021c), embora Le Coustumer et al. (2012) tenham utilizado colunas de 375 mm com o argumento de fornecer uma representação mais realista de uma biorretenção em escala real, o que sugere que a escala da coluna de biorretenção pode afetar os resultados esperados de retenção e remoção de poluentes do escoamento pluvial.

Quadro 5 – Estudos em escala de colunas com diferentes diâmetros e diferentes características da mídia filtrante

(continua)

<b>Autor e Ano</b>	<b>Diâmetro (mm)</b>	<b>Altura (mm)</b>	<b>Características da mídia filtrante</b>	<b>Objetivo do estudo</b>
Alam et al. (2021)	102	400	Mídia filtrante com concreto reciclado, casca de arroz e vidro triturado	Remoção de nutrientes e sólidos em colunas de biorretenções com materiais reciclados
Wang et al. (2022)	140	70	Mídia filtrante modificada com aditivos químicos; zona submersa	Remoção de nitrogênio em biorretenção à base de enxofre-calcário

Quadro 5 – Estudos em escala de colunas com diferentes diâmetros e diferentes características da mídia filtrante

(continua)

<b>Autor e Ano</b>	<b>Diâmetro (mm)</b>	<b>Altura (mm)</b>	<b>Características da mídia filtrante</b>	<b>Objetivo do estudo</b>
Glaister et al. (2017)	150	600	Mídia filtrante convencional; zona submersa	Interações entre o projeto, crescimento da vegetação e desempenho de tratamento
Yang et al. (2020)	200	600 - 800	Mídia filtrante convencional, com e sem camada de transição	Desempenho hidrológico e remoção de poluentes
Wang et al. (2017a)	220	800	Mídia filtrante convencional com diferentes proporções de solo e areia	Remoção de nitrogênio do escoamento de águas pluviais
Xiong et al. (2020)	250	1220	Mídia filtrante modificada com resíduos de construção e lascas de madeira	Remoção de nitrogênio do escoamento da água pluvial
Morgan et al. (2020)	300	975	Mídia filtrante modificada com subprodutos da agricultura	Remoção de metais e nutrientes com mídias filtrantes modificadas
Hamedani et al (2021)	305	1000	Mídias filtrantes com diferentes frações minerais; zona submersa; diferentes plantas	Desempenho do tratamento em sistemas de biorretenção com diferentes misturas de solo



Quadro 5 – Estudos em escala de colunas com diferentes diâmetros e diferentes características da mídia filtrante

(conclusão)

<b>Autor e Ano</b>	<b>Diâmetro (mm)</b>	<b>Altura (mm)</b>	<b>Características da mídia filtrante</b>	<b>Objetivo do estudo</b>
Norton et al. (2017)	360	1000	Mídia filtrante convencional	Efeitos do volume e frequência de chuvas na remoção de nitrogênio
Le Coustumer et al. (2012)	375	900	Mídia filtrante convencional	A influência dos parâmetros de projeto no entupimento de filtros de águas pluviais
Bratieres et al (2008)	375	900	Mídia filtrante convencional e modificada, diversificação da vegetação	Remoção de nutrientes e sedimentos de águas pluviais
Søberg, Viklander e Blecken (2021)	380	900	Mídia filtrante com diferentes frações minerais; zona submersa; diversificação da vegetação	Remoção de nitrogênio em biorretenções com operações variadas
Zhang et al. (2021c)	400	1200	Mídia filtrante modificada com resíduo de tratamento de água	Avaliação do efeito acumulativo dos poluentes na mídia filtrante
Yang et al. (2021)	400	1000	Mídia filtrante convencional com diferentes frações minerais	Avaliação do efeito hidrológico em biorretenções com diferentes mídias

As pesquisas de biorretenção em escala de coluna buscam analisar a eficiência na retenção do escoamento pluvial com a remoção de poluentes através das características hidráulicas das biorretenções, com alterações nas composições da mídia filtrante, como o uso de *biochar* ou resíduos vegetais, por exemplo, e a adição de uma zona submersa.

Pesquisas nessa escala também são úteis para a seleção da vegetação adequada para as biorretenções, que se adaptem para as condições de regime pluvial, tipo de solo e clima de cada local (VIJAYARAGHAVAN et al., 2021). Bratieres et al. (2008) avaliaram a importância da presença de vegetação no desempenho de remoção de poluentes em biorretenções. Os autores concluíram que as biorretenções com vegetação removeram maiores quantidades de nutrientes do que as colunas sem vegetação. Assim como Fowdar et al. (2021), que observaram que a biorretenção sem vegetação apresentou desempenho negativo de remoção de nitrogênio.

As biorretenções em escala de coluna desempenham retenções do escoamento e remoções de poluentes satisfatórias, entretanto, a remoção do nitrato é o grande desafio dos estudos com biorretenções. De modo geral, foi observado que as pesquisas que utilizaram colunas de biorretenção com diâmetros inferiores a 300 mm e mídia filtrante convencional mostraram menores lixiviações de nitrato; por outro lado, verificou-se que o aumento do diâmetro da coluna esteve associado ao resultado de pesquisas que indicaram aumento da lixiviação de nitrato (GLAISTER et al., 2017; HSIEH; DAVIS, 2005; TANG; LI, 2016; YANG et al., 2020).

Dessa forma, ao analisar esses estudos, uma hipótese é de que sistemas maiores, como aqueles em escala real em campo, podem lixiviar nitrato, o que não seria observado em experimentos de coluna de pequeno diâmetro. (BLECKEN et al., 2010; BRATIERES et al., 2008; MORGAN et al., 2020). Os estudos que observaram boas remoções de nitrato utilizaram alguma técnica para promover melhoria no sistema de filtração buscando favorecer a desnitrificação, como a modificação da mídia filtrante (CHEN et al., 2013; LUO et al., 2020; PENG et al., 2022; TIAN et al., 2019) ou criação de uma zona submersa (FOWDAR et al., 2021; OLIVEIRA et al., 2021; PERSAUD et al., 2019; SØBERG; VIKLANDER; BLECKEN, 2021).

O desafio dos estudos em escala de coluna é como introduzir as condições operacionais nesses sistemas, que simulam condições restritas, para as condições de campo, visto que seu desempenho pode variar com base em parâmetros de projeto, condições hidrológicas e outros fatores ambientais (SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE,

2018). Testar diferentes diâmetros de colunas pode contribuir para o entendimento do comportamento dos sistemas em diferentes escalas e suas principais influências. Por exemplo, o contato entre a água pluvial e a mídia filtrante pode ser favorecido ao aumentar a largura da coluna experimental, uma vez que os fluxos preferenciais e fluxos pelas laterais são desfavorecidos - com proporções entre altura e largura menores (BJÖRKLUND; LI, 2017).

### 3.4.2 Mídias filtrantes da biorretenção

Os estudos que abordam mídias modificadas apresentam diferentes características na execução dos experimentos, dimensões das colunas de biorretenção, composições e volumes adicionados do escoamento pluvial sintético, mas principalmente diferentes tipos, tamanho das partículas e quantidades de material adicionados nas mídias filtrantes (ALAM et al., 2021; BERGER et al., 2019; BISWAL et al., 2022; HAMEDANI et al., 2021; MORGAN et al., 2020; PENG et al., 2022; RAHMAN; NACHABE; ERGAS, 2020; VALENCA et al., 2021; WANG; LI; DUAN, 2022). Dentre os mais diversos materiais adicionados à mídia convencional, destacam-se o *biochar* (BERGER et al., 2019; BOEHM et al., 2020; RAHMAN; NACHABE; ERGAS, 2020; VALENCA et al., 2021; ZHANG et al., 2021b), o carvão ativado (BISWAL et al., 2022; BJÖRKLUND; LI, 2017), os subprodutos de origem vegetal, como por exemplo, lascas de madeiras, cascas de coco, cascas de amendoim, nozes e avelãs, bagaço da cana-de-açúcar, grãos (MORGAN et al., 2020; PAYNE et al., 2018; ROUT; BHUNIA; DASH, 2017), os resíduos de construção civil e vidro esmagado (ALAM et al., 2021; HAMEDANI et al., 2021; RAHMAN; IMTEAZ; ARULRAJAH, 2016) e resíduos do tratamento de água (XU et al., 2020; ZHANG et al., 2021c).

Mohanty et al. (2018) realizaram uma ampla pesquisa sobre o uso de *biochar* na mídia filtrante de biorretenções, e concluíram que os principais benefícios de seu uso são o aumento da capacidade de armazenamento e contribuição para a sobrevivência das plantas durante períodos secos. Em alguns casos, a remoção de poluentes, especialmente o nitrato, foi eficiente em biorretenções com substratos alterados (BERGER et al., 2019; LOPEZ-PONNADA et al., 2020; NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017; RAHMAN; NACHABE; ERGAS, 2020; TIAN et al., 2019; WAN; LI; SHI, 2017). Com a adição de *biochar*, aumenta-se a área superficial específica, a biomassa

microbiana e a saturação da mídia, beneficiando a desnitrificação, e com isso, a remoção de nitrato (BERGER et al., 2019; LI et al., 2021b; RAHMAN; NACHABE; ERGAS, 2020; TIAN et al., 2019; WANG et al., 2017a). No entanto, nem todos os pesquisadores obtiveram resultados satisfatórios com o acréscimo de algum tipo de composto à mídia filtrante na melhoria da qualidade do escoamento pluvial (ALAM et al., 2021; CHAHAL; SHI; FLURY, 2016; IQBAL; GARCIA-PEREZ; FLURY, 2015; MORGAN et al., 2020).

Para Nabiul Afrooz e Boehm (2017), a mídia filtrante modificada com *biochar* não cumpriu o objetivo de maximizar a eficiência de remoção de poluentes microbianos e nutrientes oriundos das águas pluviais, uma vez que a remoção de microrganismos diminuiu com o passar do tempo e as remoções de nitrato e fósforo foram inferiores a 60% e 30%, respectivamente. Wang et al. (2017a) relataram exportação de nitrato em uma biorretenção com a adição de matéria orgânica. Chahal, Shi e Flury (2016) e Iqbal et al. (2015) verificaram que as biorretenções alteradas por um composto orgânico elevaram até três ordens de magnitude a concentração de nitrato no efluente, devido a sua lixiviação. No estudo de Morgan et al. (2020), todas as colunas de biorretenções com mídias modificadas a partir da adição de resíduos vegetais exportaram nitrato.

Björklund e Li (2017) verificaram que a mídia filtrante de uma biorretenção modificada com a adição de carvão ativado apresentou capacidade de adsorção dos poluentes orgânicos (hidrocarbonetos) oito vezes maior, quando comparada com a capacidade de adsorção da mídia filtrante convencional (solo de engenharia). Remoções de antibióticos acima de 99% foram relatadas por Xu et al. (2021) em biorretenções com filtros alterados com carvão ativado, enquanto que nas mídias convencionais a remoção foi no máximo 65%. Zhang et al. (2021c) avaliaram o efeito acumulativo de poluentes em diferentes mídias de biorretenções, e concluíram que a mídia modificada com resíduo de tratamento de água melhorou a remoção de poluentes, entretanto, o acúmulo de poluentes na mídia modificada foi maior quando comparada com a mídia convencional.

Em busca de sistemas mais sustentáveis, algumas pesquisas incorporaram resíduos inorgânicos reciclados à mídia de biorretenção, tais como resíduos de construção civil e vidro esmagado (ALAM et al., 2021; HAMEDANI et al., 2021; RAHMAN; IMTEAZ; ARULRAJAH, 2016). Alam et al. (2021) investigaram biorretenções com três materiais reciclados: agregado de concreto reciclado, vidro

esmagado e cascas de arroz. A biorretenção que continha apenas agregado de concreto reciclado não proporcionou um ambiente favorável para a desnitrificação, assim como a mídia filtrante modificada com a adição de cascas de arroz e vidro esmagado. Já a remoção de sólidos suspensos e fosfato foi satisfatória na biorretenção com essa mídia filtrante. Na pesquisa de Hamedani et al. (2021) também foi verificada a possibilidade de utilização de vidro reciclado na mídia filtrante da biorretenção, no entanto não houve melhorias significativas no desempenho, que resultou em lixiviação de nutrientes.

Um modelo de biorretenção foi simulado para investigar a eficácia de materiais alternativos como material asfáltico recuperado e tijolos triturados na remoção de poluentes (sedimentos, fósforo e nitrogênio) quando empregados como mídias filtrantes em sistemas de biorretenção (RAHMAN; IMTEAZ; ARULRAJAH, 2016). Os autores verificaram que, em termos de propriedades físicas e químicas, os materiais estudados se mostram satisfatórios e podem ser reutilizados como materiais alternativos nos sistemas de biorretenção.

Pesquisas contínuas sobre melhorias na composição da mídia filtrante são necessárias para melhorar o desempenho das biorretenções na remoção de poluentes, tanto do escoamento superficial quanto do efluente que infiltra e promove a recarga subterrânea. Com isso, este tipo de pesquisa poderá ser utilizado para destacar as vantagens e desvantagens de diferentes materiais de mídias filtrante, misturas e camadas (DAVIS et al., 2009).

### **3.4.3 Zona submersa**

A fim de melhorar a remoção de nitrato nos sistemas de biorretenção, diversos pesquisadores estão explorando a técnica de adicionar com uma zona interna de armazenamento de água, também chamada de zona submersa, que permanece saturada por longa duração, proporcionando o ambiente anaeróbico desejável para a ocorrência da desnitrificação (DONAGHUE et al., 2022; FOWDAR et al., 2021; LI et al., 2021b; OLIVEIRA et al., 2021; PERSAUD et al., 2019; SØBERG; VIKLANDER; BLECKEN, 2021; XIONG et al., 2020; ZINGER et al., 2021). No entanto, esta técnica apresenta resultados bastante variáveis, não apresentando evidências conclusivas sobre possíveis melhorias (DAVIS, 2007; DIETZ; CLAUSEN, 2006).

No estudo de Persaud et al. (2019), as biorretenções com livre drenagem, sem zona saturada, tiveram melhor desempenho para a remoção de amônia, devido ao ambiente aeróbico, enquanto que as biorretenções com zona saturada lixiviaram amônia, mas tiveram melhor desempenho na remoção de nitrato, devido ao ambiente anaeróbico. Alguns estudos sugerem que aumentar o tempo de retenção do escoamento na biorretenção, por meio de uma taxa de infiltração lenta, é ainda mais eficaz que a utilização de uma zona submersa (BURGIS et al., 2020; TANG; LI, 2016). Outra alternativa seria proporcionar um ambiente anóxico juntamente com uma fonte orgânica de carbono como doador de elétrons, pois nessas condições o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso por bactérias desnitrificantes heterotróficas (WANG; LI; DUAN, 2022).

Nas biorretenções de You et al. (2019), além do acréscimo de uma zona saturada, a mídia filtrante foi modificada para melhorar a remoção de nutrientes e conseguiram ótimos resultados. Peterson et al. (2015) aliaram a adição de lascas de madeiras à condições anóxicas e obtiveram redução de 3 para abaixo de 0,2 mg·L<sup>-1</sup> de nitrato, assim como Donaghue et al. (2022) e Peng et al. (2022). Wang et al. (2017a) encontraram remoções mais eficientes (42,5% a 91,8%) em biorretenções com zona submersa do que em biorretenções com filtros alterados com algum resíduo (-733,6%). Mesmo assim essa tentativa é incerta, visto que nem sempre proporcionam a desnitrificação, como relatado por Oliveira et al. (2021), que relacionou a exportação de nitrato em todos os eventos devido a concentração inicial desse elemento no solo.

### 3.5 CENÁRIO BRASILEIRO

No Brasil, os sistemas de biorretenções nas cidades são pouco difundidos para atenuar os problemas oriundos do escoamento superficial, como inundações e controle da poluição hídrica. Embora sejam estruturas previstas em alguns planos diretores de drenagem urbana de alguns municípios brasileiros, como por exemplo, Curitiba (PMC, 2012), Porto Alegre (PMPA, 2005) e São Paulo (PSP, 2012), grande parte das estruturas existentes são utilizadas para fins acadêmicos, onde o legado geral desses estudos foi mostrar para os gestores públicos que essas estruturas devem ser inseridas no contexto de manejo das águas pluviais urbanas.

O Quadro 6 elenca os principais estudos com estruturas de biorretenções realizados no meio acadêmico brasileiro e suas principais características.

Quadro 6 - Alguns estudos realizados no Brasil utilizando biorretenções

(continua)

<b>Objetivo</b>	<b>Características das biorretenções</b>	<b>Escala</b>	<b>Período investigado</b>	<b>Principais conclusões</b>	<b>Local</b>	<b>Autor e ano</b>
Mitigação da poluição difusa oriunda das águas pluviais.	Mídia filtrante convencional Vegetação grama esmeralda e diversificação de espécies	Campo, 2 módulos de 5 m x 2 m	7 eventos, entre 2012 e 2013	Reduções médias das cargas poluidoras de 90% para o gramado e 95,5% para o jardim.	São Paulo, SP	Moura (2013)
Controle qualitativo dos efluentes escoados de um telhado.	Mídia filtrante convencional Vegetação: Bananeira ( <i>Musa velutina</i> ), Taioba ( <i>Xanthosoma sagittifolium</i> ) e espécies do gênero <i>Canna</i>	Campo, 4m x 2 m	Janeiro de 2011 a março de 2013	Houve decréscimo na taxa de infiltração e a camada drenante da estrutura não foi eficiente na remoção dos poluentes.	Santa Maria, RS	Daniel Júnior (2013)
Avaliação das funções de retenção, armazenamento e infiltração da água da chuva proveniente de um telhado.	Mídia filtrante convencional Vegetação: ixora-vermelha ( <i>Ixorachinensis</i> ) e íris- amarela ( <i>Iris pseudacorus</i> )	Campo, 2 m x 2 m	Abril a julho de 2011	Mesmo para grandes volumes de precipitação, a estrutura se mostrou eficiente no processo de detenção temporária das águas e posterior infiltração.	Recife, PE	Melo et al. (2014)

Quadro 6 - Alguns estudos realizados no Brasil utilizando biorretenções

(continua)

<b>Objetivo</b>	<b>Características das biorretenções</b>	<b>Escala</b>	<b>Período investigado</b>	<b>Principais conclusões</b>	<b>Local</b>	<b>Autor e ano</b>
Critérios de dimensionamento para controle quantitativo da água pluvial.	Mídia filtrante convencional Vegetação: Bananeira ( <i>Musa velutina</i> ), Taioba ( <i>Xanthosoma sagittifolium</i> ) e espécies do gênero <i>Canna</i>	Campo, 4m x 2 m	6 eventos ao longo de 2011 a 2013	Influência da área lateral, da pressão hidrostática e da relação solo-planta no funcionamento da estrutura.	Santa Maria, RS	Cadore (2016)
Controle da poluição difusa através de abordagens computacionais.	Modelos HEC HMS (Hydrologic Engineering Center - Hydrologic Modeling System) e PCSWMM – Personal Computer Stormwater Management Model			A simulação de cenários futuros mostra que a tecnologia de biorretenção é eficiente para os aspectos qualitativos e quantitativos da poluição difusa.	São Carlos, SP	Rosa (2016)
Operação e manutenção do sistema.	Mídia filtrante convencional, diversificação da vegetação	Campo, 60,6 m <sup>2</sup>	5 eventos entre agosto e setembro de 2015	A eficiência da biorretenção no clima subtropical é afetada pelas características e composição do solo.	São Carlos, SP	Macedo et al. (2017)



Quadro 6 - Alguns estudos realizados no Brasil utilizando biorretenções

(continua)

<b>Objetivo</b>	<b>Características das biorretenções</b>	<b>Escala</b>	<b>Período investigado</b>	<b>Principais conclusões</b>	<b>Local</b>	<b>Autor e ano</b>
Remoção de poluentes da água pluvial oriunda de telhado	Mídia filtrante convencional Vegetação: Imbé ( <i>Philodendron sagittifolium</i> )	Campo 6,6 m <sup>2</sup>	Junho a dezembro de 2016	Lixiviação de SST, remoção de fósforo superior a 70% e 20% de remoção de nitrato	Maceió, AL	Braga (2017)
Avaliação do funcionamento através de monitoramento e modelagem.	Mídia filtrante convencional Vegetação não identificada	Campo, 6,4 m <sup>2</sup>	23 eventos ao longo de 2015 e 2016	A estrutura foi capaz de reter 89% do escoamento do telhado dos eventos monitorados.	Maceió, AL	Ferreira (2017)
Seleção de plantas e o papel da vegetação no tratamento das águas urbanas.	-	-	-	Identificação de 74 espécies de plantas com potencial de tratamento da água pluvial	São Paulo, SP	Pinheiro (2017)
Ensaio destrutivo de uma estrutura em escala.	Mídia filtrante convencional Vegetação: bananeiras nanicas e clorofito ( <i>Chlorophytum comosum</i> )	Campo, Módulo de 1 m <sup>2</sup>	Ensaio destrutivo após 5 anos da sua montagem	Após cinco anos da montagem da estrutura, sem qualquer manutenção, o sistema manteve grande capacidade de armazenamento de água.	Santa Maria, RS	Ferrão (2018)

Quadro 6 - Alguns estudos realizados no Brasil utilizando biorretenções

(continua)

Objetivo	Elementos	Escala	Período investigado	Principais conclusões	Local	Autor e ano
Impacto quantitativo da utilização de biorretenção em uma área urbana	Modelo PCSWMM (Personal Computer Stormwater Management Model)			Reduções na vazão de picos em diversos cenários. Possibilidade do aumento da área útil comercializável.	Maceió, AI	Cunha (2019)
Condicionantes hidrológicos do solo e climáticos no dimensionamento de uma biorretenção.	Modelo HYDRUS-1D, a			A escolha dos parâmetros tempos de retorno e duração da chuva deve ser rigorosamente analisados, pois influenciam no dimensionamento da chuva de projeto.	João Pessoa, PB	Azevedo (2019)
Desempenho da biorretenção sob diferentes regimes de chuva.	Mídia filtrante convencional Vegetação: gramíneas naturais ( <i>Brachiaria sp.</i> e <i>Sorghum sudanense</i> ), espada-de-são-jorge ( <i>Sansevieria trifasciata</i> ) e papiro ( <i>Cyperus papyrus</i> )	Campo, 60,6 m <sup>2</sup>	29 eventos ao longo de 2016 e 2018	A eficiência da biorretenção varia entre a estação seca e a chuva, ocasionada principalmente pela umidade do solo e a intensidade da chuva.	São Carlos, SP	Macedo et al. (2019)

Quadro 6 - Alguns estudos realizados no Brasil utilizando biorretenções

(conclusão)

Objetivo	Elementos	Escala	Período investigado	Principais conclusões	Local	Autor e ano
Redução do volume e melhoria da qualidade da água pluvial.	Mídia filtrante convencional Vegetação: gramíneas naturais ( <i>Brachiaria sp.</i> e <i>Sorghum sudanense</i> ), espada-de-são-jorge ( <i>Sansevieria trifasciata</i> ) e papiro ( <i>Cyperus papyrus</i> )	Campo, 60,63 m <sup>2</sup>	14 eventos ao longo de 2015 a 2017	Eficiência na redução do escoamento média de 70%. O reaproveitamento de águas pluviais diretamente da biorretenção pode ser comprometido por sua qualidade.	São Carlos, SP	Macedo, Lago e Mendiondo (2019)
Atenuação do impacto quali-quantitativo do escoamento pluvial em uma biorretenção de pequeno porte	Mídia filtrante convencional Vegetação: Clorofito ( <i>Chlorophytum comosum</i> )	Campo, módulo de 1 m <sup>2</sup>	7 eventos ao longo de junho de 2019 a fevereiro de 2020	Eficiência de 100% de retenção em 60% dos eventos monitorados. Removeu Coliformes Totais, mas lixiviou sólidos suspensos e nutrientes.	Santa Maria, RS	Fensterseifer (2020)
Remoção de poluentes para reutilização da água.	Mídia filtrante convencional, zona submersa Vegetação: Dracena, Vedélia e Sanquésia	Módulo laboratorial de 1,5 m <sup>2</sup>	Mai a setembro de 2019	Para o reuso de águas pluviais, modificações no projeto devem ser testadas, visando melhorar a qualidade da água.	São Carlos, SP	Oliveira et al. (2021)

A partir dos estudos consultados no cenário brasileiro, verificou-se que a maioria focou apenas no desempenho quantitativo das biorretenções, com poucas abordagens quali-quantitativas em conjunto na avaliação das biorretenções. Os estudos que abordaram a qualidade do escoamento tiveram períodos de investigação relativamente curtos, sendo que esse tipo de investigação requer um período mais amplo de análises para reduzir incertezas no entendimento do desempenho das biorretenções.

Verificou-se, também, que as biorretenções estudadas no Brasil foram avaliadas principalmente na escala de campo. Apenas três estudos abordaram uma escala reduzida em módulos de 1 m<sup>2</sup> de área superficial (FENSTERSEIFER, 2020; FERRÃO, 2018) e 1,5 m<sup>2</sup> (OLIVEIRA et al., 2021), sendo que apenas esse último foi ambientado em laboratório, inclusive com escoamento pluvial semissintético. Não foi verificado na literatura brasileira estudos de biorretenção em escala de colunas. Além disso, observou-se que não foram avaliadas mídias filtrantes modificadas, tampouco foi buscado integrar um passivo ambiental, como um resíduo vegetal gerado em grande quantidade no Brasil, na composição das mídias filtrantes das biorretenções.

### 3.6 CONCLUSÃO

As pesquisas com biorretenções despertaram o interesse de pesquisadores nos últimos anos, onde os mais diversos tipos de investigações são realizados. Por isso, neste capítulo temático foi apresentada uma análise bibliométrica sobre biorretenções e as principais ramificações das pesquisas.

O número de publicações com o assunto biorretenção cresceu com o passar dos anos, chegando a 150 publicações no ano de 2021. Os pesquisadores dos países desenvolvidos, como Estados Unidos da América e China, são os que mais publicaram na área de biorretenções.

As biorretenções são estudadas em diferentes escalas, onde a escala de colunas se destaca, pois permite avaliar os efeitos individuais dos componentes do sistema, como mídia filtrante, área do filtro, presença ou ausência de vegetação, espécies e diversificação de vegetação, concentração de contaminantes, adição de compostos orgânicos, adição de uma zona saturada, entre outros.

A partir da análise bibliométrica abordada nesse capítulo temático, e principalmente a respeito do cenário brasileiro, foi possível identificar uma lacuna no conhecimento do comportamento de biorretenções com diferentes tamanhos e no entendimento de como os processos em diferentes escalas podem ocorrer. O entendimento do comportamento de biorretenções com diferentes tamanhos pode subsidiar, de uma melhor forma, a definição de critérios para projetos e dimensionamentos de biorretenções, bem como melhor avaliar os benefícios que estas técnicas podem promover. Com isso, o capítulo temático 3 aborda o efeito da dinâmica de escalas de biorretenções, a partir da avaliação de três diferentes diâmetros de colunas.

Na mesma linha, foi possível verificar que há poucos estudos abordando a efetividade das biorretenções em remover poluentes específicos do escoamento pluvial. Diante desta inconsistência, muitas pesquisas atuais concentram esforços em aumentar a eficiência de remoção de poluentes nas biorretenções. Investigações na escala de colunas, com alterações nos sistemas convencionais de biorretenção, como adição de um resíduo vegetal como fonte de carbono na mídia filtrante é uma alternativa proposta na bibliografia para melhorar a eficiência geral das biorretenções, tanto para a retenção do escoamento como para a remoção de poluentes. Por isso, no capítulo temático 4 é abordado o efeito da adição do bagaço da cana-de-açúcar na mídia filtrante de biorretenções sobre a remoção de poluentes e retenção do escoamento pluvial.

## 4 CAPÍTULO TEMÁTICO 3 - ANÁLISE DO EFEITO DA DINÂMICA DE ESCALAS DE BIORRETENÇÕES NA EFICIÊNCIA DE RETENÇÃO E REMOÇÃO DE POLUENTES DO ESCOAMENTO PLUVIAL

O conteúdo apresentado nesse capítulo temático foi submetido à revista *Environmental Science and Pollution Research*, e atualmente se encontra sob análise. O artigo submetido está apresentado no Apêndice A.

### 4.1 INTRODUÇÃO

O escoamento das águas pluviais é um dos principais causadores da poluição dos corpos hídricos (DAVIS et al., 2006; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018; SOUZA; GASTALDINI; PIVETTA, 2017). Estratégias de manejo apropriadas para a gestão das águas pluviais são necessárias para reduzir o aporte de cargas de poluentes nos corpos hídricos (BJÖRKLUND; LI, 2017; HUANG et al., 2022; KAVEHEI et al., 2021; LANGE; VIKLANDER; BLECKEN, 2020). As biorretenções fornecem efeitos combinados de redução de volume de escoamento pluvial e melhoria da qualidade da água do escoamento (LE COUSTOMER et al., 2012; MACEDO et al., 2017), além de serem facilmente integradas ao ambiente urbano, propiciando harmonia paisagística ao mesmo tempo em que atenua e trata o escoamento pluvial (BRATIERES et al., 2008).

A ação das biorretenções no escoamento pluvial se dá por meio da infiltração, da evapotranspiração, recarga da água subterrânea, redução no pico das vazões, no volume de escoamento e nas cargas de poluentes (AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2012; ROY-POIRIER et al., 2010). Diferentes estudos têm avaliado o efeito das biorretenções no controle quantitativo do escoamento superficial (DAVIS, 2008; HATT; FLETCHER; DELETIC, 2009; MACEDO et al., 2017), no controle da poluição de corpos hídricos (BRATIERES et al., 2008; BURGIS et al., 2020; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018), no risco de contaminação de águas subterrâneas (FISCHER; CHARLES; BAEHR, 2003), na modelagem numérica para simular e otimizar biorretenções (BAEK et al., 2019; YANG; CHUI, 2018) e na investigação dos melhores projetos de biorretenções com testes laboratoriais em colunas (BRATIERES et al., 2008; GLAISTER et al., 2017; LE COUSTOMER et al., 2012; MORGAN et al., 2020; SØBERG et al., 2020).

Diferentes estudos relatam o benefício da biorretenção na remoção de poluentes das águas pluviais, reduzindo as concentrações de sedimentos (BRATIERES et al., 2008; HATT; FLETCHER; DELETIC, 2009; HSIEH; DAVIS, 2005), metais (DAVIS et al., 2009), organismos microbiológicos, como a bactéria *Escherichia Coli* (MOHANTY; BOEHM, 2015; CHANDRASENA; DELETIC; MCCARTHY, 2016; CHANDRASENA et al., 2017), poluentes orgânicos hidrofóbicos e herbicidas (YANG et al., 2013; BJÖRKLUND; LI, 2017) e microplásticos (KOUTNIK et al., 2022). A eficiência na remoção de nutrientes não é consenso, pois alguns trabalhos apresentam resultados com remoções satisfatórias (GLAISTER et al., 2017; HSIEH; DAVIS, 2005; LUO et al., 2020; TANG; LI, 2016; YANG et al., 2020), enquanto outros ressaltam que as biorretenções podem lixiviar nutrientes de seus sistemas (BRATIERES et al., 2008; DAVIS et al., 2006; HUNT et al., 2008; MORGAN et al., 2020; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018).

Há também limitações no processo de comparação direta dos resultados apresentados por diferentes autores sobre a eficiência da biorretenção, devido à diversidade de aspectos do projeto de biorretenção, que variam de lugar para lugar, incluindo diferentes materiais, solos e condições climáticas, bem como a composição de águas pluviais que podem afetar os resultados (LANGE; VIKLANDER; BLECKEN, 2020; LUO et al., 2020; OLIVEIRA et al., 2021).

Embora estudos em escala de campo forneçam informações autênticas sobre o desempenho de sistemas de biorretenção (VIJAYARAGHAVAN et al., 2021), estudos em escala laboratorial utilizando sistemas de biorretenção em colunas foram empregados para investigar os componentes individuais da biorretenção, como plantas, mídias filtrantes e características das águas pluviais (ALAM et al., 2021; HUANG et al., 2022; LANGE; VIKLANDER; BLECKEN, 2020; MORGAN et al., 2020; SØBERG et al., 2020). Além disso, os custos de instalação e monitoramento das biorretenções em escala de colunas são significativamente inferiores aos de uma biorretenção em escala real, permitindo que um maior número de cenários seja avaliado e, adicionalmente, um melhor entendimento das incertezas de resultados individualizados (VIJAYARAGHAVAN et al., 2021).

No entanto, verifica-se que estudos de biorretenção em colunas não são regidos por uma padronização de diâmetros. É possível encontrar na literatura diferentes diâmetros de colunas utilizados para compreender os sistemas de

biorretenção, variando de 102 mm (ALAM et al., 2021) a 400 mm (YANG et al., 2021; ZHANG et al., 2021a).

Alguns autores como Le Coustumer et al. (2012) defendem o uso de diâmetros grandes (375mm) para fornecer a representação mais realista de uma biorretenção em escala real, e por serem necessárias para permitir o desenvolvimento de raízes representativas de sistemas de escalas reais (BJÖRKLUND; LI, 2017). Além disso, o contato das águas pluviais com a mídia filtrante pode ser favorecido pelo aumento do diâmetro da coluna experimental, pois isso evita a formação de caminhos preferenciais de escoamento ao longo das bordas da biorretenção. Por outro lado, os sistemas menores são mais flexíveis para variação experimental, pois requerem menos materiais e custos com análises de amostras (DAVIS et al., 2006).

Estudos recentes realizados com outras instalações de desenvolvimento de baixo impacto, como telhados verdes, mostraram que o desempenho no controle de águas pluviais pode ser afetado pela área superficial dessas estruturas (GONG et al., 2019; HAKIMDAVAR et al., 2014; PERSCH et al., 2021). Portanto, há a necessidade de um melhor entendimento do funcionamento dos sistemas de biorretenção com diferentes escalas, e das estratégias de desenvolvimento para transferência de informações entre as diferentes escalas experimentais e sistemas reais. Neste capítulo temático, foram investigados os efeitos do diâmetro da coluna de biorretenção na retenção de escoamento, na umidade antecedente da mídia filtrante e na remoção de poluentes (sólidos totais em suspensão, nitrito, nitrato e fosfato) considerando biorretenções em colunas com três diâmetros diferentes.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1 Área de estudo

O experimento foi realizado na área experimental do grupo de pesquisa Modelagem Hidroambiental e Ecotecnologias, no Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil (29°42'48" S; 53°43'06" W). O Campus da UFSM está localizado na transição entre os biomas Pampa e Mata Atlântica.

Conforme a classificação climática de Köppen para o Brasil (WMO, 2018) o clima da região de Santa Maria é Cfa, clima subtropical úmido, os verões são quentes



e úmidos e os invernos amenos a frios. A temperatura média é de 19,3°C, no entanto, durante os verões quentes e úmidos, as máximas frequentemente ultrapassam os 30°C, com as mínimas médias caindo para 19°C. No inverno, as máximas chegam a 19°C e as mínimas geralmente ficam abaixo de 9°C, até -5°C, mas a neve é uma ocorrência rara (LÖBLER; SCCOTI; WERLANG, 2015). A precipitação anual média é de 1.688 mm, bem distribuída ao longo do ano, sem estação seca definida, embora os eventos de chuva convectiva (maior intensidade) sejam mais comuns durante a primavera e o verão, e os eventos de chuva frontal sejam predominantes durante o inverno (INMET, 2019). De acordo com a série de precipitação dos últimos 20 anos, aproximadamente 28% dos dias do ano (100 dias) são chuvosos em Santa Maria (INMET, 2020).

#### **4.2.2 Concepção das colunas de biorretenção**

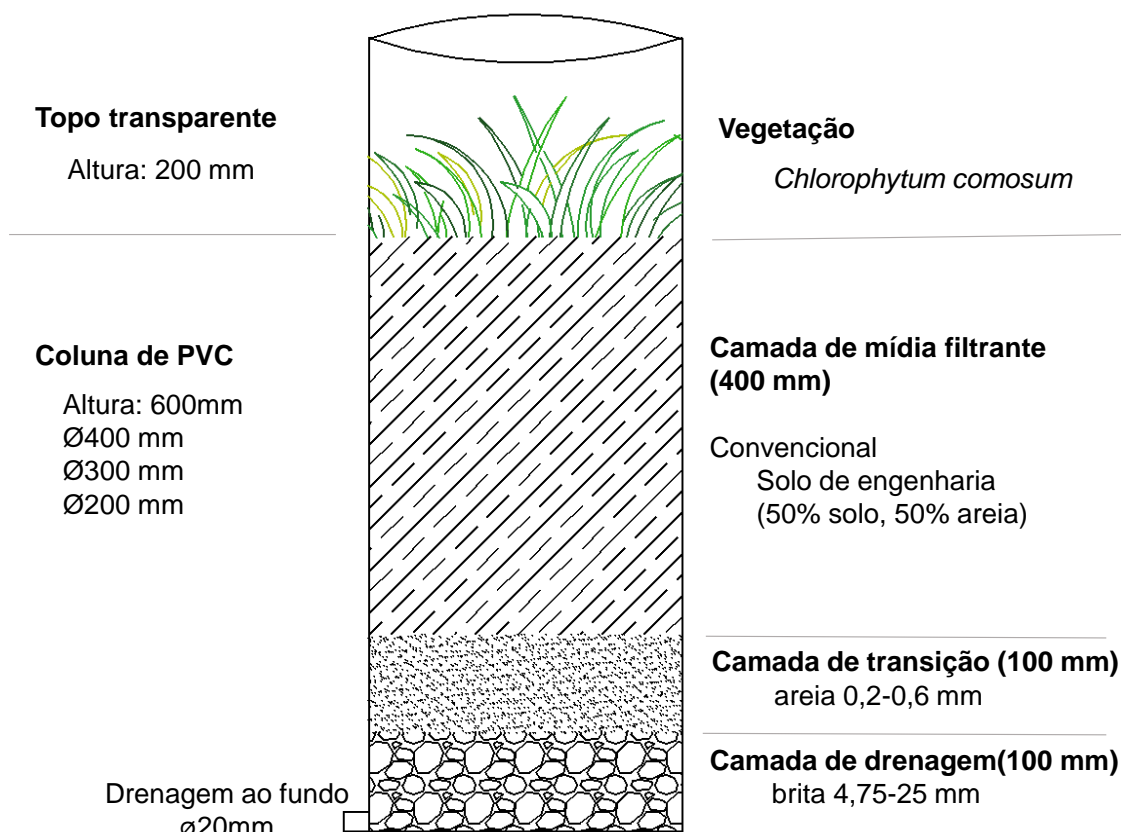
Para a montagem das colunas de biorretenção, foram utilizadas tubulações de Policloreto de Vinila (PVC) nos diâmetros de 400 mm, 300 mm e 200 mm. Esses diâmetros cobrem a variabilidade de diâmetros citados nos estudos que avaliaram biorretenções em colunas. Para cada coluna foi cortado 600 mm de tubulação, ao fundo foi fixado um CAP (tampão), com os respectivos diâmetros das colunas, tornando-as com fundo impermeável. No topo, foi adicionado um prolongamento de 200 mm de Polietileno Tereftalato de Etileno Glicol (PETG), material resistente e transparente, que proporcionou iluminação necessária para o crescimento das plantas e conteve a lâmina do escoamento que se formava até que o mesmo fosse completamente infiltrado na mídia filtrante (BRATIERES et al., 2008; CHANDRASENA; DELETIC; MCCARTHY, 2016; LANGE; VIKLANDER; BLECKEN, 2020; LE COUSTOMER et al., 2012; SØBERG et al., 2020).

As colunas foram alocadas sob uma edificação, acima de uma estrutura metálica a 30 cm do solo, devidamente nivelada. A edificação possuía cobertura impermeável, mas não possuía paredes laterais, o que impedia a incidência da precipitação direta, mas permitia a entrada de luz solar para o desenvolvimento da vegetação.

As camadas dos filtros das biorretenções eram compostas por, da superfície para o fundo, vegetação, mídia filtrante, camada de transição e camada de drenagem, conforme mostrado na Figura 12. A mídia filtrante era do tipo convencional, que será

detalhada no decorrer da metodologia. A camada de transição de areia média lavada foi utilizada para evitar o entupimento da camada de drenagem, que por sua vez foi composta por brita lavada. Um tubo de drenagem de 20 mm de diâmetro foi utilizado para drenar todo o escoamento efluente das colunas de biorretenções.

Figura 12 – Representação esquemática com as principais características da biorretenção



Fonte: A autora

A vegetação utilizada nas biorretenções foi a *Chlorophytum comosum*. Escolheu-se essa planta por ser tolerante ao clima de Santa Maria – RS, como já comprovado em uma estrutura de biorretenção instalada em campo (FERRÃO, 2018), e pelo seu porte compatível com as colunas experimentais (LI et al., 2016). Além disso, essa vegetação apresenta baixa necessidade de manutenção, é tolerante à exposição solar, a curtos períodos de estiagem e clima frio (GILMAN, 1999). Para o transplântio, foram escolhidas mudas do mesmo tamanho e foram distribuídas uniformemente e equivalente ao tamanho das colunas (média de 55 plantas/m<sup>2</sup>): 6 plantas em cada

coluna de 400 mm de diâmetro, 4 plantas em cada coluna de 300 mm e 2 plantas em cada coluna de 200 mm.

#### **4.2.3 Preparação da mídia filtrante**

A mídia filtrante foi composta por solo de engenharia, que é uma mistura de solo local e areia média em proporções iguais. O solo local é da classe Argissolo Vermelho-Amarelo, composto por matéria orgânica (0,8%), argila (43%) e areia (56,2%). O solo foi extraído de uma profundidade entre 10 e 30 cm (Horizonte A), nas proximidades do local onde o experimento foi instalado. A camada superficial foi removida com o propósito de evitar a importação de sementes ou restos vegetais capazes de regeneração (LIBERALESSO, 2018).

O dimensionamento e as especificações de mídia convencional foram baseados em práticas de estudos nacionais (DANIEL JÚNIOR, 2013; FERRÃO, 2018; MACEDO et al., 2017) e internacionais (BRATIERES et al., 2008; CHANDRASENA et al., 2014; GLAISTER et al., 2017; LE COUSTOMER et al., 2012), uma vez que no Brasil não há diretrizes para o dimensionamento de biorretenções para a gestão da água pluvial.

#### **4.2.4 Montagem das colunas de biorretenção**

Foram montados três conjuntos de colunas com diâmetros diferentes em triplicatas, totalizando 9 colunas de biorretenções: 400 mm (denominadas D400(a), D400(b) e D400(c)), 300 mm (denominadas D300(a), D300(b) e D300(c) e 200 mm (denominadas D200(a), D200(b) e D200(c)).

As biorretenções foram montadas em fevereiro de 2019. As colunas foram higienizadas (Figura 13 a) e, do fundo para a superfície, receberam a camada drenante de brita lavada (100 mm) (Figura 13 b), seguidamente receberam a camada de transição de areia lavada (100 mm) (Figura 13 c) e em seguida a camada da mídia filtrante convencional (400 mm) (Figura 13 d, e). A seguir, foi fixado o prolongamento superior transparente em PETG (200 mm) (Figura 13 f) e as mudas da vegetação foram transplantadas (Figura 13 g, h). Na Figura 13 (i) é mostrado o experimento recém montado. Já na Figura 13 (j) e (k) a vegetação já está estabelecida, após 5 meses da montagem do experimento. Apenas em uma coluna (D300b) a vegetação

não se estabeleceu e precisou ser substituída. Na Figura 13 (l) é mostrado as raízes da vegetação após o encerramento das análises realizadas neste estudo.

Figura 13 – Montagem do experimento: (a) colunas de diferentes diâmetros, (b) preenchimento da camada drenante, (c) preenchimento da camada de transição, (d) mídia filtrante, (e) preenchimento com a mídia filtrante, (f) prolongamento superior transparente, (g) vegetação a ser transplantada, (h) transplântio da vegetação, (i) vegetação recém transplantada, (j) e (k) vegetação estabelecida, e (l) raízes da vegetação após finalização dos experimentos



Fonte: A autora

Durante os primeiros cinco meses, as colunas foram irrigadas duas vezes por semana com água da torneira para garantir o estabelecimento da vegetação. Os procedimentos experimentais iniciaram em 25 de julho de 2019 e encerraram em 28 de outubro de 2019.

#### 4.2.5 Procedimento experimental

As colunas de biorretenção foram submetidas a um regime de escoamento pluvial sintético produzido em laboratório, em volumes e concentração de poluentes com dosagens previamente estabelecidas. Os volumes efluentes foram medidos a cada rotina experimental e as concentrações de poluentes efluentes foram quantificadas em 5 momentos ao longo do tempo de execução dos experimentos, denominados de 0% (início), 25%, 50%, 75% e 100% (final).

##### 4.2.5.1 Escoamento Pluvial Sintético

O escoamento pluvial sintético utilizado em estudos de colunas é uma solução muito menos complexa do que o escoamento pluvial natural, que contém diversos poluentes orgânicos, óleos e graxas, metais, nutrientes, microrganismos e outros compostos dissolvidos em concentrações muito variáveis. Com isso, o seu uso permite controlar as variações na composição e na concentração dos poluentes, facilitando a execução dos experimentos (LE COUSTOMER et al., 2012).

Os poluentes contidos no escoamento superficial podem ser avaliados através da Concentração Média do Evento (CME). A CME é a razão entre a massa total de poluente contido no evento e o volume total escoado no mesmo evento, sendo um excelente indicativo da quantificação da carga poluidora total que é lançada no corpo receptor (PORTO, 1995). A CME representa a concentração que resultaria se todo o volume do evento de precipitação fosse coletado em um único recipiente (DAVIS, 2007). Alguns estudos avaliaram a CME de alguns poluentes contidos no escoamento superficial de bacias urbanas de Santa Maria e em diversos locais do mundo durante o monitoramento de eventos reais de precipitação, conforme mostrado no Quadro 7.

A variabilidade das CME nesses estudos é explicada pelas características dos eventos de precipitação (intensidade, duração, dias secos antecedentes) e pelo uso e ocupação do solo, principalmente a taxa de urbanização, usos agrícolas e solo exposto. Devido à essa variabilidade, foram utilizados valores superiores aos encontrados nesses estudos para a definição das concentrações a serem adotadas no escoamento pluvial sintético. Optou-se por superestimar as concentrações de poluentes para avaliar a potencialidade das biorretenções em remover poluentes em situações críticas de funcionamento e, também, para tentar evitar que a concentração

dos poluentes efluentes não ficasse abaixo do limite de detecção dos métodos de quantificação.

Quadro 7 - Concentrações médias dos eventos em bacias hidrográficas urbanas de Santa Maria, RS

<b>Estudo</b>	<b>Local</b>	<b>Características</b>	<b>SST</b> (mg·L <sup>-1</sup> )	<b>Nitrato</b> (mg·L <sup>-1</sup> )	<b>Nitrato</b> (mg·L <sup>-1</sup> )	<b>Fosfato</b> (mg·L <sup>-1</sup> )
Santos e Gastaldini (2016)	Santa Maria, RS, Brasil	Urbana, residencial	1.492,0	0,10	1,1	0,11
Pivetta (2017)	Santa Maria, RS, Brasil	Semiurbana, com vegetação preservada e atividades agropastoris	151,0	0,12	19,6	0,58
Souza, Gastaldini e Pivetta (2017)	Santa Maria, RS, Brasil	Urbana, residencial e atividades agropastoris	626,0	1,06	0,37	0,49
Lee e Bang (2000)	Coréia do Norte	Residencial de alta densidade e atividade comercial	1021,3	0,90*		2,05
Göbel et al. (2007)	Compilado	Urbana, residencial	66-937	0,5-2,3		0,23-0,34
Song et al. (2019)	Singapura	Mista (residencial e comercial)	112,07	0,72		0,03
Nazahiyah et al. (2007)	Malásia	Área residencial de alta densidade	364	2,4	0,1	3,0
Amorim et al. (2020)	Maceió, AL, Brasil	Alta impermeabilização, vários tipos de ocupação e fragmentos de vegetação nativa		0,52	1,51	0,32

Nota: SST: Sólidos em suspensão. (\*) NO<sub>2-3</sub>. Estudos que apresentavam dados para mais de uma sub-bacia, considerou-se a que apresentava maiores valores de CME.

#### 4.2.5.2 Preparação do Escoamento Pluvial Sintético

Os poluentes simulados no escoamento pluvial sintético foram os sedimentos e os nutrientes, que foram analisados a partir dos parâmetros Sólidos Suspensos Totais (SST), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).

O sedimento utilizado para a composição do escoamento pluvial sintético foi obtido a partir do solo natural do local, o mesmo utilizado na composição da mídia filtrante, que foi seco à 100 °C por 24 horas e peneirado na malha de 125  $\mu\text{m}$ . Optou-se por não utilizar o sedimento oriundo da acumulação natural (método de varrição), pois as concentrações de poluentes não são previamente definidas, dificultando o controle e caracterização do escoamento pluvial sintético, como foi relatado por Oliveira et al. (2021).

Os nutrientes foram adicionados por meio de sais solúveis em água deionizada e em quantidades estequiométricas até alcançar a concentração desejada. A composição do escoamento pluvial sintético e os produtos químicos de laboratório adicionados foram baseados em estudos anteriores (DAVIS et al., 2006; HAMEDANI et al., 2021; SØBERG; VIKLANDER; BLECKEN, 2021; WANG et al., 2017a), e podem ser visualizadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Composição química do escoamento pluvial sintético aplicado nas biorretenções.

<b>Poluente</b>	<b>Concentração (mg·L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Sais de laboratório</b>
Sólidos Suspensos Totais	1.000	Solo natural
Fosfato	2	Fosfato de sódio dibásico ( $\text{Na}_2\text{HPO}_4$ )
Nitrito	3	Cloreto de Amônio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) *
Nitrato	3	Nitrato de Potássio ( $\text{KNO}_3$ )

Nota: (\*) O Cloreto de Amônio é oxidado a nitritos através da nitrificação.

Fonte: A autora.

#### 4.2.5.3 Regime de dosagem do escoamento sintético

O regime de dosagem de escoamento pluvial sintético foi definido com base nos padrões climáticos típicos da região sul do Brasil, determinado a partir da análise da série de precipitações. Assim, as biorretenções receberam um volume equivalente a 15 mm.m<sup>2</sup> de chuva duas vezes por semana (a cada 3 ou 4 dias), o que equivale à média de precipitação anual do município de Santa Maria com frequência equivalente de ocorrência de chuvas.

Assim, o volume de escoamento sintético adicionado às colunas em cada dosagem foi determinado considerando a área interna da seção transversal das colunas ( $A$ ) para a determinação do respectivo volume de escoamento a ser utilizado ( $V = A(m^2) \cdot P(L \cdot m^{-2})$ ). Assim, as colunas de biorretenção receberam os seguintes volumes de escoamento: 1.885 mL (400mm), 1.060 mL (300 mm) e 471 mL (200 mm). As aplicações de escoamento pluvial ocorreriam duas vezes na semana, sempre nas segundas-feiras e quintas-feiras, no início da tarde.

O escoamento pluvial era preparado nos dias das aplicações no laboratório, transportadas para o local do experimento e mantido sobre em agitação constante de 1000 rotações por minuto (RPM) durante as execuções dos experimentos. Para isso, foi utilizado um agitador mecânico modelo 715 Fisatom®, com a finalidade de manter a dispersão e distribuição uniforme dos constituintes no escoamento sintético (Figura 14 a).

Cada coluna de biorretenção continha uma mangueira de 5 mm de diâmetro perfurada ao longo de 1 metro de comprimento, acomodadas abaixo da vegetação (Figura 14 b), a fim de distribuir por igual o escoamento dentro das colunas, evitando um fluxo pontual e formação de caminhos preferenciais.

O escoamento pluvial sintético foi adicionado às colunas de biorretenção de forma manual e individual, por meio de um béquer calibrado, e inserido com o auxílio de um funil nas mangueiras perfuradas (Figura 14 c).

Os efluentes drenados em cada coluna de biorretenção foram coletados pelos orifícios ao fundo após cada evento, até que a nova adição de escoamento pluvial sintético fosse feita. Os efluentes eram armazenados em um reservatório higienizado de garrafa de Polietileno tereftalato (PET) (Figura 14 d) e quantificados por meio de uma proveta graduada. O volume efluente de cada coluna foi registrado e, posteriormente descartado, exceto nos dias em que seria realizada a análise de



remoção de poluentes, que eram realizadas no dia posterior à adição de escoamento pluvial sintético.

Figura 14 – Procedimento experimental: (a) Escoamento pluvial sintético, (b) mangueira perfurada abaixo da vegetação, (c) funil utilizado nas mangueiras para a aplicação do escoamento pluvial sintético, e (d) reservatório do efluente das colunas



Fonte: A autora

#### 4.2.6 Análises de retenção e da remoção de poluentes do escoamento pluvial

As análises de retenção do escoamento pluvial consistiam em quantificar os volumes retidos e drenados nas colunas de biorretenção. As análises de remoção de poluentes do escoamento pluvial consistiam em quantificar as concentrações de poluentes após a passagem do escoamento pelas biorretenções.

#### 4.2.6.1 Retenção do escoamento

Após as dosagens de escoamento pluvial sintético, as biorretenções drenaram o escoamento por 3 ou 4 dias, conforme o intervalo de aplicação. Nos dias em que eram coletadas amostras para a análise de remoção de poluentes, era retirado uma alíquota de 300 mL do escoamento pluvial tratado pelas biorretenções (efluente) por coluna no dia seguinte da aplicação do escoamento pluvial sintético.

Os efluentes coletados nos reservatórios de cada biorretenção foram quantificados por meio de uma proveta graduada, e posteriormente eram descartados. A análise quantitativa do escoamento foi feita individualmente para as 9 colunas de biorretenção.

A capacidade de retenção (R) das colunas de biorretenção foi calculada como o percentual da diferença entre os volumes de escoamento pluvial sintético adicionado e drenados divididos pelos volumes de escoamento pluvial sintético adicionado, conforme a Equação 1.

$$R (\%) = \frac{V_{ad} - V_{dr}}{V_{ad}} \times 100 \quad (1)$$

onde  $V_{ad}$  é o volume de escoamento pluvial sintético adicionado às biorretenções e  $V_{dr}$  é o volume drenado pelas biorretenções.

#### 4.2.6.2 Remoção de poluentes

O escoamento pluvial sintético foi analisado antes de cada dosagem para a caracterização do pH, turbidez, cor aparente e condutividade elétrica. As concentrações de SST, nitrito, nitrato e fosfatos não foram analisadas após a preparação do escoamento pluvial sintético, pois suas concentrações já eram conhecidas.

O escoamento pluvial tratado pelas biorretenções (efluente) foram coletados separadamente de cada coluna a cada três semanas, seguindo o cronograma de amostragem previamente definido ao longo de 14 semanas (0%, 25%, 50%, 75% e 100%). Esse planejamento foi definido principalmente devido aos recursos financeiro

e pessoal para a execução da pesquisa, e porque já se mostrou satisfatório em estudos anteriores (BRATIERES et al., 2008; SØBERG et al., 2020).

O efluente das biorretenções era coletado no dia seguinte das aplicações de escoamento pluvial sintético. As amostras efluentes eram coletadas em reservatórios plásticos limpos de cada coluna de biorretenção. Cada conjunto de diâmetro de colunas gerou três amostras efluentes, que foram misturadas, em volumes iguais, em uma única amostra por diâmetro de coluna, visando avaliar o comportamento médio de cada diâmetro.

As amostras efluentes foram analisadas para os parâmetros SST, nitrito, nitrato, fosfato, pH, condutividade elétrica, cor aparente e turbidez. Para as análises dos nutrientes dissolvidos, as amostras foram previamente filtradas em filtros descartáveis de porosidade de 0,22  $\mu\text{m}$ . O método de análise para os nutrientes foi a cromatografia iônica, com limite de detecção de 0,06  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para o fosfato e 0,04  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para nitrito e nitrato. O método de análise para o parâmetro SST foi o gravimétrico, com limite de detecção de 0,1  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente (LEMA) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), seguindo metodologias apropriadas (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2017).

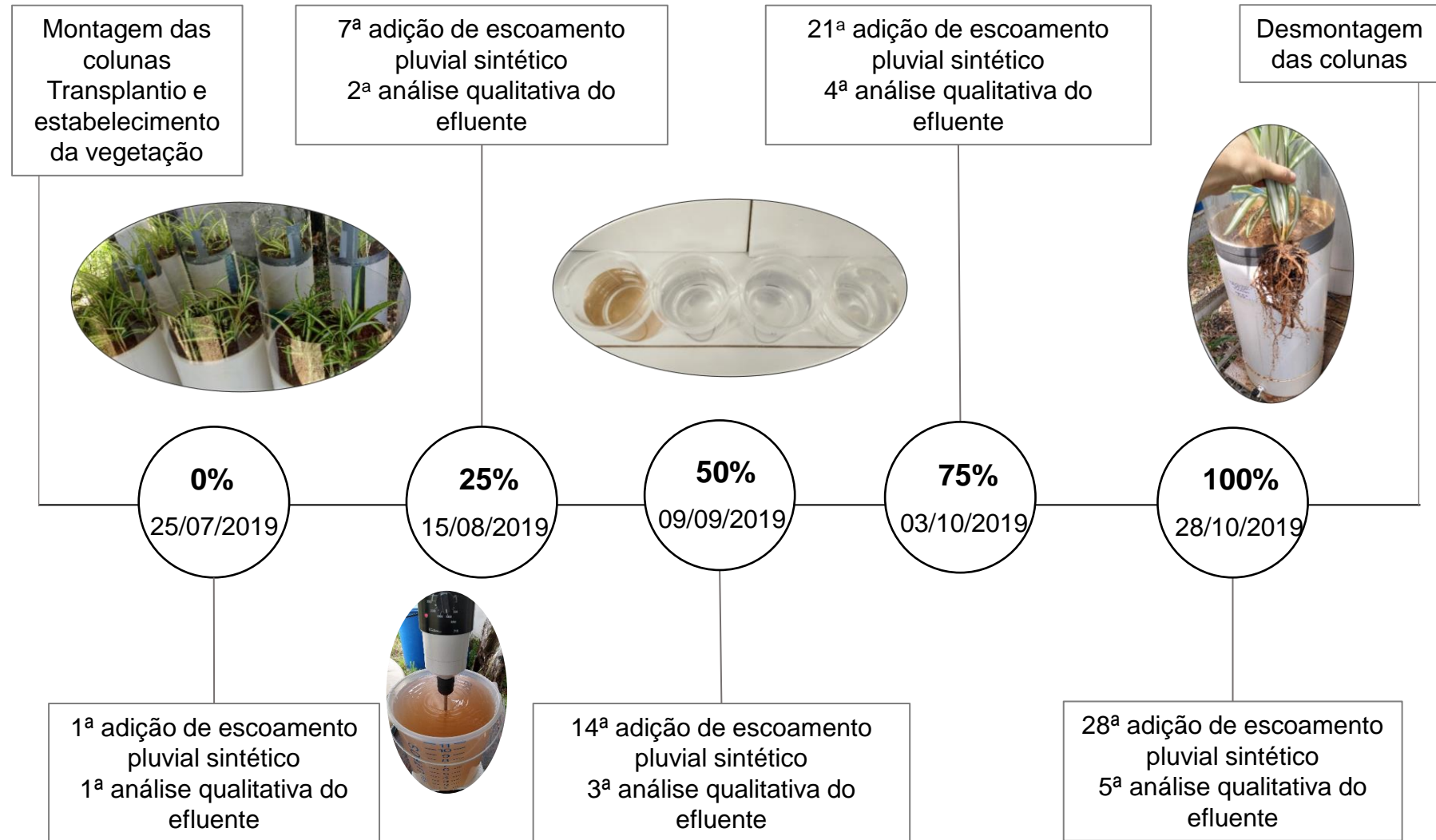
A eficiência de remoção dos poluentes foi calculada como o percentual da diferença entre as concentrações afluentes e efluentes divididas pela concentração afluente, conforme a Equação 2.

$$E (\%) = \frac{C_{af} - C_{ef}}{C_{af}} \times 100 \quad (2)$$

onde  $C_{af}$  e  $C_{ef}$  são as concentrações afluentes e efluentes dos poluentes, respectivamente.

As concentrações de poluentes que ficaram abaixo do limite de detecção do método analítico empregado foram definidas como o próprio limite de detecção para evitar a superestimação de remoção.

Figura 15 – Representação esquemática resumindo as etapas experimentais realizadas nas biorretenções com diferentes diâmetros



Fonte: A autora

#### 4.2.7 Análise dos dados experimentais

Para avaliar a retenção do escoamento proporcionada por cada biorretenção, e investigar possíveis efeitos do diâmetro das colunas, foi utilizada como métrica o valor da retenção percentual, dada pela diferença proporcional entre os volumes afluentes e efluentes.

Os valores de remoção de poluentes foram calculados com base nas diferenças de concentração nas amostras de entrada e saída nas colunas de biorretenção. As concentrações de nutrientes que ficaram abaixo do limite de detecção do método empregado pelo laboratório foram definidas como o próprio limite de detecção para evitar a superestimação da remoção dos nutrientes (LANGE; VIKLANDER; BLECKEN, 2020; SØBERG et al., 2020).

A normalidade dos dados foi verificada com o teste de Shapiro-Wilk e aceita quando  $p > 0,05$ . Todos os dados foram normalmente distribuídos. Portanto, os dados foram analisados usando métodos estatísticos apropriados para distribuições normais.

Foi realizado o teste estatístico análise de variância (ANOVA) de dois fatores nos dados das eficiências de retenção para os três conjuntos de diâmetro (400 a, b, c; 300 a, b, c; 200 a, b, c) e para os diferentes intervalos entre a adição do escoamento pluvial sintético (3 ou 4 dias). A diferença estatística nas eficiências de retenção para cada situação foi aceita quando  $p < 0,05$ .

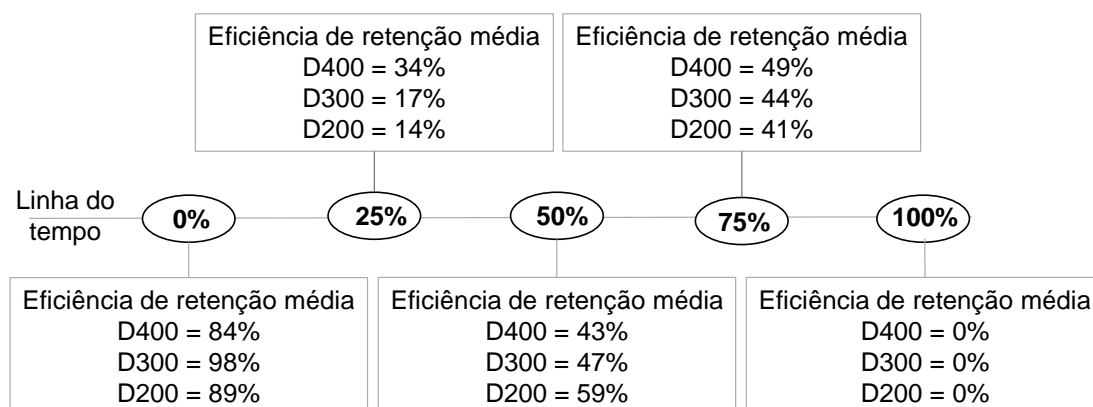
A eficiência na remoção de poluentes em cada diâmetro de coluna foi analisada para cada poluente, usando ANOVA de um fator, seguida do teste de Tukey para comparação das médias, e foi considerada estatisticamente diferente quando  $p < 0,05$ . Os testes só não foram realizados para os parâmetros que não foram quantificados devido ao limite de detecção do método utilizado.

## 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.3.1 Retenção do escoamento pluvial

Na Figura 16 é apresentada a eficiência média das colunas de biorretenção ao longo da execução do experimento, através de uma linha do tempo. Apesar da análise quantitativa ter sido realizada em todas as dosagens de escoamento pluvial sintético, a linha do tempo mostra os resultados dos cinco momentos para fins de associação com os dados de qualidade, que foram analisados apenas nesses momentos.

Figura 16 - Linha do tempo com as eficiências médias de retenção das colunas de biorretenção



Fonte: A autora

As colunas de biorretenção foram capazes de armazenar parte do escoamento dentro de suas mídias filtrantes ao longo das 28 rotinas experimentais (Tabela 5). A capacidade de retenção do escoamento foi superior a 90% na primeira rotina experimental (0% do tempo), pois as colunas estavam sem receber irrigação há 10 dias. No entanto, com o regime de chuvas frequente (duas vezes na semana), as colunas apresentaram variabilidade na retenção ao longo da execução do experimento. As menores eficiências (Min= 0%) foram registradas na última rotina experimental (100% do tempo), onde todo o escoamento inserido nas colunas de biorretenções foi drenado. Assim, essa primeira análise indica que o teor de umidade antecedente (condição inicial) da

mídia filtrante foi determinante para a capacidade das biorretenções armazenarem o escoamento, assim como reportado por Lucke e Nichols (2015).

Blecken et al. (2009) verificaram que as biorretenções que permaneceram secas por mais tempo retardaram a drenagem do escoamento. Além disso, foi verificado que o teor de umidade da mídia filtrante diminuiu a medida que os intervalos entre dosagens aumentavam (RAHMAN; NACHABE; ERGAS, 2020; ZINGER et al., 2021), atribuído à drenagem e evapotranspiração. Já Zhang et al. (2021b) buscaram garantir o teor de umidade e as mesmas condições iniciais da mídia filtrante mantendo a dosagem de escoamento a cada 7 dias, mas verificaram que essa condição pode não ser ideal para a remoção de alguns poluentes contidos no escoamento pluvial.

Tabela 5 - Estatísticas descritivas de retenções nas colunas de biorretenção

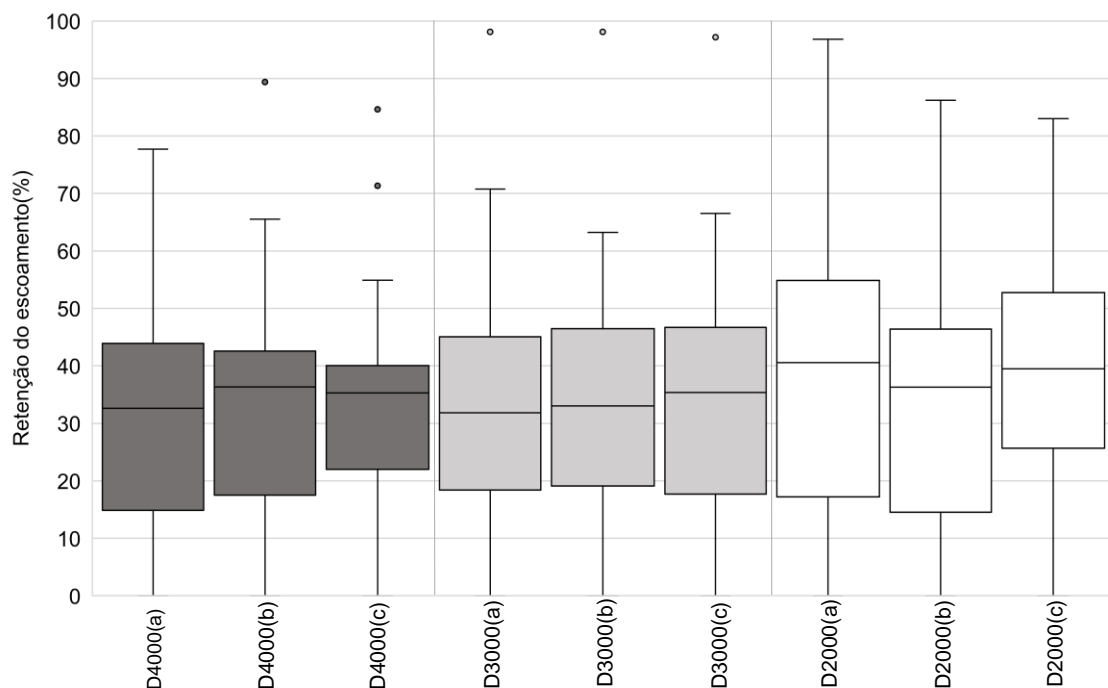
Estatística	D400(a)	D400(b)	D400(c)	D300(a)	D300(b)	D300(c)	D200(a)	D200(b)	D200(c)
Mínimo (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Máximo (%)	77,72	89,39	84,62	98,11	98,11	97,17	96,82	86,2	83,01
Média (%)	31,16	<b>33,23</b>	33,14	33,76	34,35	<b>36,37</b>	<b>39,36</b>	34,50	37,87
Mediana (%)	32,63	<b>36,34</b>	35,28	31,84	33,02	<b>35,38</b>	<b>40,55</b>	36,31	39,49
Coef. variação	<b>62,23</b>	59,59	56,32	<b>65,98</b>	60,71	60,23	63,05	<b>64,12</b>	61,53
Desvio Padrão	19,39	19,80	18,66	22,27	20,85	21,70	24,82	22,12	23,29
Normalidade Shapiro-Wilk	0,97	0,95	0,95	0,96	0,95	0,96	0,97	0,96	0,96

Fonte: A autora

Na Figura 17 são apresentados, na forma gráfica de *boxplot*, os resultados individuais de retenção do escoamento em cada coluna de biorretenção. Os dados da primeira aplicação de escoamento pluvial sintético foram removidos dessa análise gráfica, pois estavam há 10 dias sem receber escoamento, portanto os dados estavam afetados pela condição de umidade antecedente.



Figura 17 – Variabilidade na eficiência de retenção do escoamento nas colunas de biorretenção com diferentes diâmetros



Nota: D400: biorretenção de 400mm de diâmetro; D300: biorretenção de 300 mm de diâmetro; D200: biorretenção de 200 mm de diâmetro.

Fonte: A autora

Não houve tendência de aumento/diminuição da capacidade de retenção de escoamento associada ao diâmetro das colunas, comprovada pela ausência de diferença estatística entre esses indicadores ( $p > 0,05$ ). As colunas do menor diâmetro obtiveram maiores médias de retenção, mas o comportamento das biorretenções de diâmetros superiores foi similar, apresentando médias e medianas de retenção superior a 30% (Tabela 5). Os valores máximos individuais foram verificados nas colunas de 300 mm de diâmetro, que aparecem como *outliers* na Figura 17.

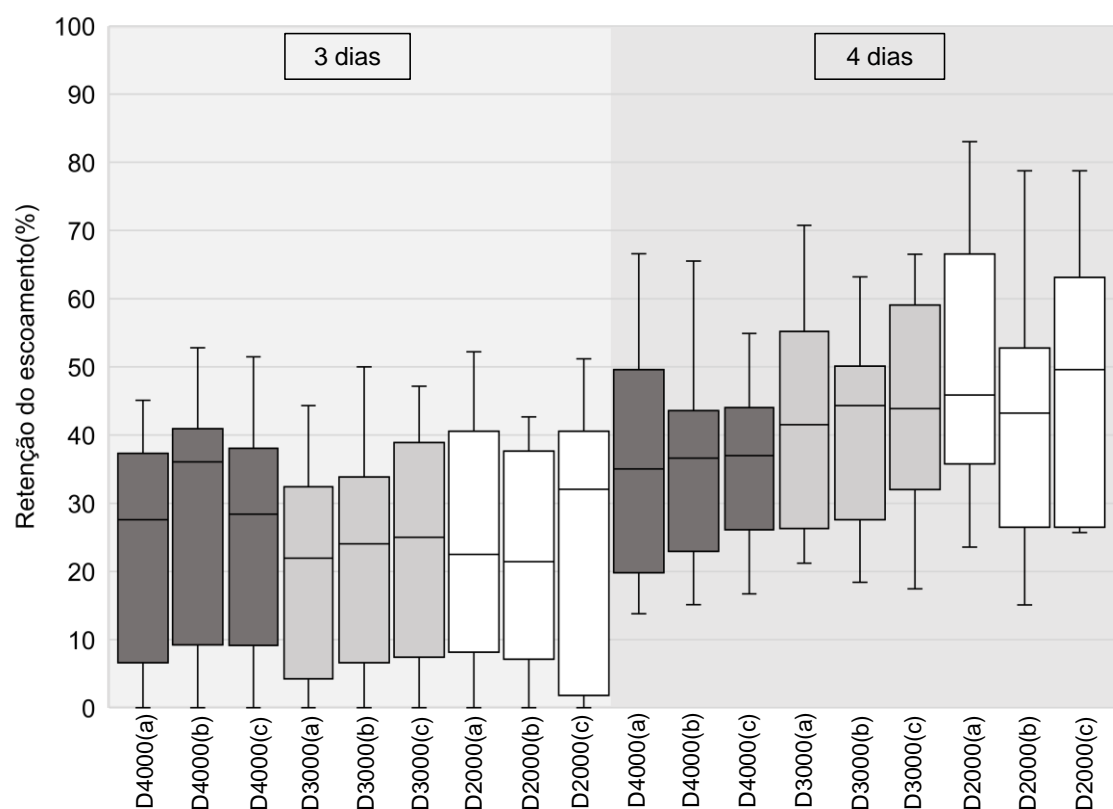
As variabilidades de retenção foram altas em todas as biorretenções, com destaque aos valores de coeficiente de variação superiores a 50%, especialmente para as colunas de 200 mm. Essa variabilidade apresentada é explicada devido aos intervalos diferentes entre a aplicação do escoamento pluvial sintético (3 e 4 dias).

A Figura 18 apresenta as eficiências de retenção das biorretenções separando os intervalos entre dosagens de 3 e 4 dias (adição de escoamento



pluvial sintético nas segundas-feiras e quintas-feiras). Nas rotinas experimentais em que as biorretenções ficaram 4 dias sem receber escoamento, a capacidade de retenção foi maior independente do diâmetro das colunas. Assim, a tendência é reduzir a capacidade de retenção de escoamento à medida que a umidade do solo aumenta. O teste de anova mostrou que o intervalo entre dosagem de 3 dias foi estatisticamente diferente de quando o intervalo de dosagem foi de 4 dias ( $p < 0,05$ ). Um intervalo de tempo maior entre as aplicações possivelmente permitiu que a mídia filtrante recuperasse sua capacidade de armazenamento por meio de processos como a evapotranspiração, e isso contribuiu para maiores percentuais de eficiência nesta condição, conforme também relatado em outros estudos (LUCKE; NICHOLS, 2015; YANG et al., 2020).

Figura 18 - Eficiência de retenção das biorretenções com 3 e 4 dias de intervalo de dosagem



Nota: D400: biorretenção de 400mm de diâmetro; D300: biorretenção de 300 mm de diâmetro; D200: biorretenção de 200 mm de diâmetro.

Fonte: A autora

Estudos de biorretenções em escala de coluna são principalmente empregados para avaliar o desempenho qualitativo, já que o desempenho quantitativo depende de fatores como a magnitude dos eventos de precipitação e as características do subsolo e solo do entorno (DAVIS et al., 2012; YANG et al., 2021). No entanto, alguns pesquisadores utilizaram colunas de biorretenção para avaliar a condutividade hidráulica (LE COUSTOMER et al., 2007, 2012; LUCAS; GREENWAY, 2011) e o teor de umidade da mídia filtrante (RAHMAN; NACHABE; ERGAS, 2020; ZINGER et al., 2021). Le Coustumer et al. (2012) verificaram que a mídia filtrante tende a diminuir a capacidade de retenção com o decorrer do tempo devido à colmatagem da mídia filtrante, assim como com o aumento do teor de umidade da mídia filtrante (RAHMAN; NACHABE; ERGAS, 2020), e isso pode explicar a reduzida retenção observada ao final da condução do experimento.

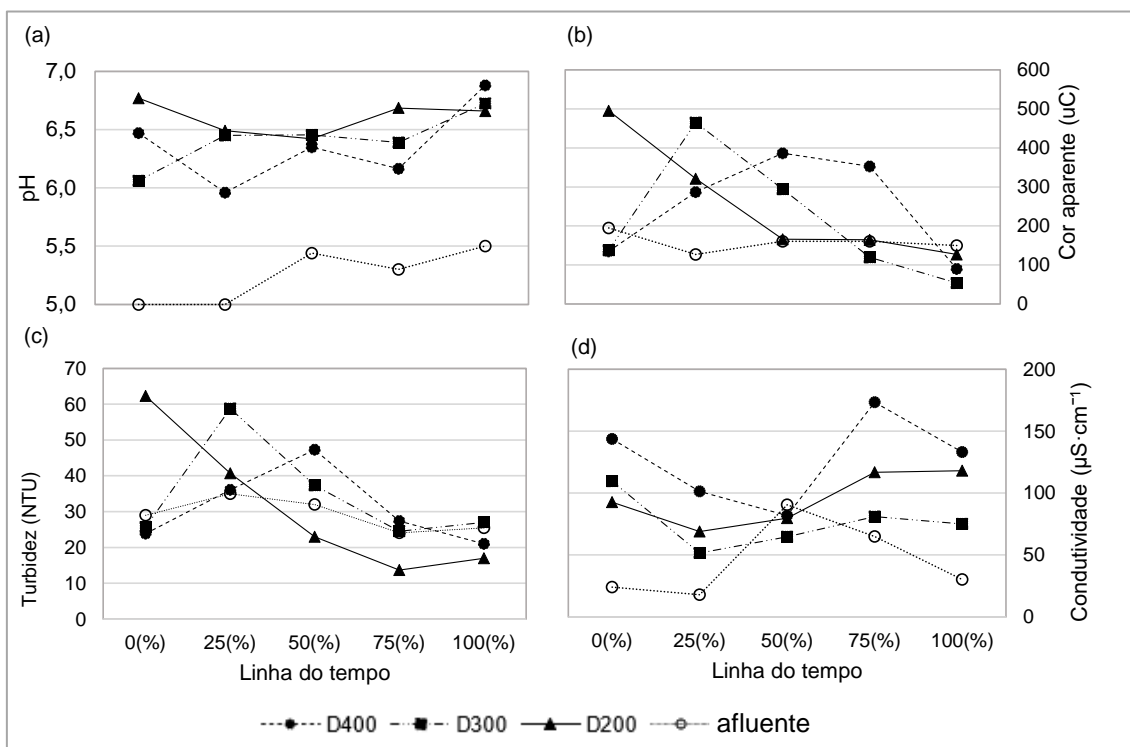
#### **4.3.2 Remoção de poluentes do escoamento pluvial**

As concentrações de poluentes no efluente das biorretenções apresentaram alta variabilidade entre os parâmetros investigados e entre os diâmetros das colunas (Tabela 6). Essas variações também podem ser visualizadas em forma gráfica, através da Figura 19, que apresenta os valores dos parâmetros no escoamento pluvial sintético aplicado (afluente) e a ação da biorretenção nos parâmetros pH, cor aparente, turbidez e condutividade efluentes das biorretenções de diferentes diâmetros. A Figura 20, de forma análoga, apresenta as concentrações de SST, nitrito, nitrato e fosfato efluentes às biorretenções, e a Figura 21 apresenta o percentual de redução ou aumento desses parâmetros.

O pH do escoamento pluvial sintético adicionado às biorretenções variou entre 5,0 a 5,5, enquanto o pH do efluente variou de 6 e 7 (Figura 19 a), com valores médios muito próximos quando comparados os diferentes diâmetros das biorretenções (Tabela 6). Os diâmetros das biorretenções não se diferenciaram estatisticamente em relação ao parâmetro pH ( $p > 0,05$ ). O pH na faixa de 6 a 8 contribui para as reações de desnitrificação (KAVEHEI et al., 2021; SØBERG; VIKLANDER; BLECKEN, 2021), que é o desejável nos sistemas de tratamento de águas pluviais. Assim como no estudo de Søberg, Viklander e Blecken (2021),

os valores de pH do efluente das biorretenções estavam dentro da faixa favorável à ocorrência da nitrificação.

Figura 19 – Concentrações afluentes e efluentes de pH (a), cor aparente (b), turbidez (c) e condutividade elétrica (d) nas biorretenções



Nota: D400: biorretenção de 400mm de diâmetro; D300: biorretenção de 300 mm de diâmetro; D200: biorretenção de 200 mm de diâmetro.

Fonte: A autora

As amostras efluentes das biorretenções apresentaram acréscimo de cor aparente em relação ao afluente (Figura 19 b), com valores médios de cor no escoamento efluente superiores a 200 uC (Tabela 6) para os três diâmetros, não havendo diferença entre eles ( $p>0,05$ ), apesar de o menor valor médio ter sido verificado nas biorretenções de 300 mm de diâmetro, no entanto, a tendência da cor aparente diminuir à medida que o diâmetro da biorretenção foi reduzindo não se confirmou. O aumento da cor no efluente é justificado pela lixiviação do solo que compôs a mídia filtrante das biorretenções, assim como observado por Fensterseifer (2020).

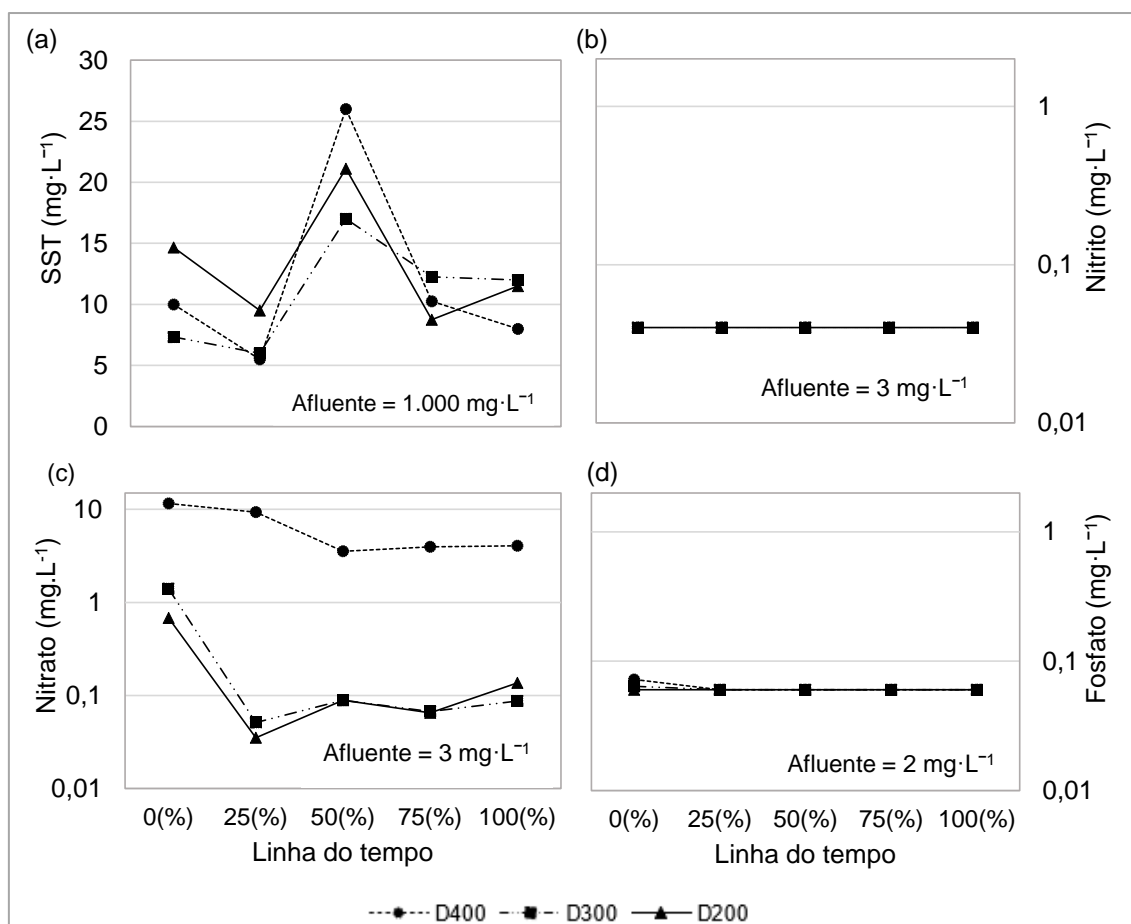
Tabela 6 - Média das concentrações efluentes e de remoção dos parâmetros pH, cor aparente, turbidez, condutividade elétrica, SST, nitrito, nitrato e fosfato ( $\pm$  desvio padrão)

Parâmetro	Afluente	Efluente					
		D400		D300		D200	
		Concentração	Remoção (%)	Concentração	Remoção (%)	Concentração	Remoção (%)
<b>pH</b>	5.2 $\pm$ 0.2	6.4 $\pm$ 0.4	-21.3 $\pm$ 0.1	6.4 $\pm$ 0.2	-22.3	6.6 $\pm$ 0.2	-26.1 $\pm$ 0.1
<b>Cor Aparente (uC)</b>	158.0 $\pm$ 24.0	250.2 $\pm$ 131.6	-62.9 $\pm$ 0.9	214.4 $\pm$ 165.4	-46.1 $\pm$ 1.4	254.9 $\pm$ 153.6	-59.5 $\pm$ 0.9
<b>Turbidez (NTU)</b>	29.0 $\pm$ 4.5	31.1 $\pm$ 10.7	-5.8 $\pm$ 0.3	34.7 $\pm$ 14.4	-16.2 $\pm$ 0.3	31.3 $\pm$ 20.2	-5.3 $\pm$ 0.7
<b>Condutividade (<math>\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}</math>)</b>	45.5 $\pm$ 31.0	126.7 $\pm$ 36.0	-291.8 $\pm$ 2.1	76.4 $\pm$ 21.7	-137.3 $\pm$ 1.5	95.3 $\pm$ 21.9	-185.5 $\pm$ 1.4
<b>SST (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b>	1,000.0	11.9 $\pm$ 8.0	98.8 $\pm$ 0.8	10.9 $\pm$ 4.4	98.9 $\pm$ 0.4	13.1 $\pm$ 5.0	98.7 $\pm$ 0.5
<b>Nitrito (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b>	3.0	0.04	98.7	0.04	98.7	0.04	98.7
<b>Nitrato (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b>	3.0	6.5 $\pm$ 3.7	-116.0 $\pm$ 1.2 <sup>a</sup>	0.3 $\pm$ 0.6	89.0 $\pm$ 0.2 <sup>b</sup>	0.2 $\pm$ 0.3	93.0 $\pm$ 0.1 <sup>b</sup>
<b>Fosfato (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b>	2.0	0.06 $\pm$ 0.01	96.9 $\pm$ 0.3	0.06	97.0 $\pm$ 0.1	0.06	97.0

Nota: Valores negativos indicam exportação líquida de poluentes, valores positivos indicam redução de poluentes nas biorretenções. Ao longo das linhas, os valores sem indicação de letra "a" ou "b" indicam que não há diferença estatisticamente significativa entre os diferentes diâmetros das colunas de biorretenção na remoção do poluente. Quando a mesma letra está presente ao longo da linha, a eficiência de remoção do poluente não difere estatisticamente entre os respectivos diâmetros. Letras diferentes implicam em diferenças estatísticas.

Fonte: A autora

Figura 20 – Concentrações afluentes e efluentes de SST (a), nitrito (b), nitrato (c) e fosfato (d) nas biorretenções



Nota: D400: biorretenção de 400mm de diâmetro; D300: biorretenção de 300 mm de diâmetro; D200: biorretenção de 200 mm de diâmetro; SST: Sólidos Suspensos Totais.

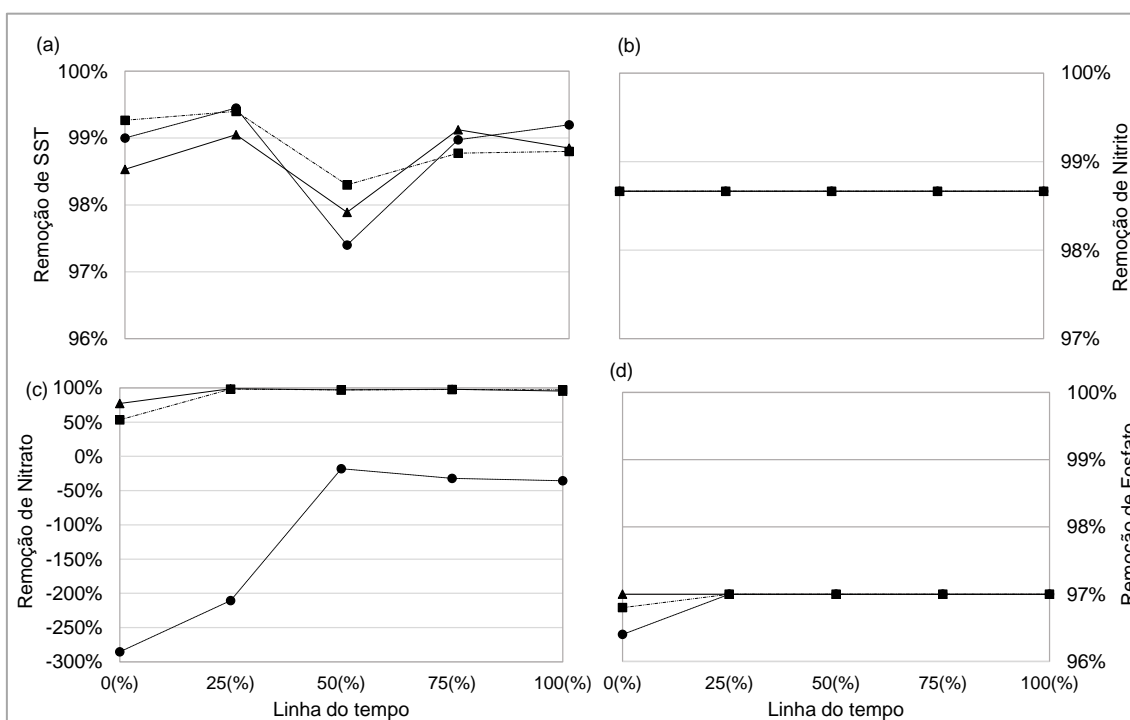
Fonte: A autora

Da mesma forma, justifica-se o acréscimo significativo dos valores de condutividade elétrica no efluente (Figura 19 d), uma vez que o aumento deste parâmetro está relacionado à presença de sólidos dissolvidos na água. A lixiviação do solo também justifica a maior turbidez no efluente (Figura 19 c), especialmente nas colunas de 400 e 300mm. As colunas de 200 mm apresentaram turbidez efluente menor que a afluentes na maioria das amostragens, embora apresentaram médias efluentes semelhantes (Tabela 6). Com isso, foi observada uma pequena tendência na redução da turbidez com a redução do diâmetro das colunas de biorretenção, porém sem significância estatística ( $p > 0,05$ ). A turbidez diminuiu com o tempo, devido à redução da lixiviação do solo. A lixiviação da mídia filtrante e o aumento da turbidez do

efluente (média 12 NTU) em um sistema de biorretenção em coluna também foi reportado por Morgan et al. (2020), que avaliaram colunas de 305 mm de diâmetro. Já no estudo de Wu et al. (2017) a remoção de turbidez atingiu 95% em colunas de 250 mm, diferenciando dos resultados obtidos neste estudo, possivelmente porque as biorretenções eram formadas por cinco camadas de mídia filtrante (solo, areia, zeolita, ceramita e brita).

As biorretenções foram eficazes na remoção de SST (Figura 21 a), com remoção média de SST superior a 98% (Tabela 6). As concentrações médias dos efluentes ficaram abaixo de  $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (Tabela 6). Além disso, o desempenho das colunas de biorretenção foi consistente ao longo do tempo (Figura 21 a). As variações na remoção de SST entre as biorretenções de diferentes diâmetros não foram estatisticamente significativas ( $p>0,05$ ).

Figura 21 – Eficiência de remoção de SST (a), nitrito (b), nitrato (c) e fosfato (d) nas biorretenções



Nota: D400: biorretenção de 400mm de diâmetro; D300: biorretenção de 300 mm de diâmetro;  
D200: biorretenção de 200 mm de diâmetro.

Fonte: A autora

Essa porcentagem de remoção foi relatada em estudos anteriores utilizando colunas de biorretenção em escala de laboratório, independente da configuração e design experimental (BRATIERES et al., 2008; PERSAUD et al., 2019; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018; SØBERG et al., 2020). A alta remoção de SST é um resultado positivo, pois indica que ocorre a remoção de poluentes associados às partículas de forma eficiente, como o fosfato particulado (SØBERG et al., 2020).

Os nutrientes nitrito e fosfato foram removidos de forma eficaz ao longo das aplicações e pelas colunas com diferentes diâmetros, com eficiências superiores a 99 e 96%, respectivamente. Altas remoções desses poluentes também foram verificadas por Wu et al. (2017) e Alam et al. (2021), que relataram remoções de até 85% de fosfato e nitrito em colunas de biorretenção. As concentrações efluentes de nitrito ficaram sempre abaixo do limite de detecção (Figura 20 b), assim como para a maioria das amostras de fosfato (Figura 20 d), que só foi detectado na primeira amostragem nas colunas de 400 e 300 mm. O grande número de amostras abaixo do limite de detecção para nitrito (100% das amostras) e fosfato (87% das amostras) impediu a análise de variância, pois resultaria em estimativas imprecisas, assim como também relatado por (DIETZ; CLAUSEN, 2006).

A remoção de nitrato variou entre as colunas de diferentes diâmetros e no decorrer do experimento, sendo que em algumas amostragens houve aumento da concentração efluente em relação ao afluente. O efeito do diâmetro foi significativo ( $p < 0,05$ ) na remoção de nitrato, onde as colunas de 400 mm se diferenciaram das colunas de 300 e 200 mm, entretanto não houve diferença estatística entre as colunas de 300 e 200 mm.

Foi observado que houve exportação de nitrato (Figura 21 c) na coluna de 400 mm no período inicial do monitoramento, sendo que na primeira amostragem a exportação foi superior a 285%, o que vai ao encontro com Blecken et al. (2010), Bratieres et al. (2008) e Morgan et al. (2020). Apesar de acumular nitrato ao longo das cinco amostragens, com o passar do tempo a lixiviação de nitrato foi diminuindo, o que pode ser explicado pelo crescimento das plantas (ZHANG et al., 2011), através da absorção direta e influência da rizosfera (MUERDTER; WONG; LEFEVRE, 2018).

Já nas colunas de 300 e 200 mm de diâmetro, observou-se remoção de nitrato já na primeira amostragem (0% do tempo), de 53% e 77%, respectivamente. Nas demais amostragens as remoções foram superiores a 95%. Esses resultados contrariam os achados de Davis et al. (2006) que observaram um acréscimo de 20 a 26% de nitrato efluente em biorretenções experimentais pequenas, e uma redução de 19 a 79% de nitrato em biorretenções grandes.

Por ser altamente móvel, o nitrato é removido em condição anaeróbica, através do processo de desnitrificação, mediado por microrganismos desnitrificantes. Sistemas que dependem exclusivamente de filtragem física, com tempos de detenção curtos, como é o caso das biorretenções, podem não ser ideais para remoção de nitrato (SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018). Devido ao rápido deslocamento do escoamento no interior da estrutura, as condições aeróbicas são proporcionadas no interior das biorretenções, desfavorecendo as condições para a desnitrificação e favorecendo a nitrificação. Com isso, o nitrato tende a se acumular nos solos insaturados de biorretenção, para ser liberado nos eventos de precipitação subsequentes (ROY-POIRIER et al., 2010). Assim, possivelmente as biorretenções de diâmetro de 400 mm, e conseqüentemente maiores áreas e volumes, favoreceram a oxigenação ao longo da profundidade da mídia filtrante, impedindo a ocorrência da desnitrificação e acumulando nitrato em seu interior. Diferentemente, nas colunas de menores diâmetros, onde o oxigênio foi limitante devido ao seu alto consumo e baixa propensão de oxigenação, são geradas condições anóxicas favoráveis para a desnitrificação, não sendo observado acúmulo de nitrato.

Em acordo com os resultados deste estudo, verificou-se que, em geral, pesquisas que utilizaram colunas de biorretenção com diâmetros inferiores a 300 mm mostraram menores lixiviações de nitrato. Por exemplo, no estudo de Hsieh e Davis (2005), as colunas de 200 mm de diâmetro e mídia filtrante convencional apresentaram eficiência na remoção de nitrato variando de 1% a 43%, e sem indicativo de lixiviação. Resultados mais expressivos de remoção de nitrato foram encontrados por diferentes autores em colunas de biorretenção de 150 mm de diâmetro, como Glaister et al. (2017) que encontraram remoção de nitrato entre 35% e 98% e Tang e Li (2016) que reportaram valores de remoção de 1 a 84%. Yang et al. (2020) também encontraram remoção de nitrogênio na sua



forma total quando analisadas em colunas de 200 mm. Diferentemente, Wang et al. (2017a) identificaram a lixiviação de nitrato em colunas de 220 mm, incluindo seu acréscimo gradual ao longo dos eventos de chuva.

À medida que se aumentou o diâmetro da coluna de biorretenção, foi verificado o aumento da lixiviação de nitrato. Alguns estudos de biorretenção com colunas com diâmetros superiores a 300 mm apresentaram resultados positivos para as maiores lixiviações de nitrato. Bratieres et al. (2008), por exemplo, verificaram aumento na concentração de nitrato efluente em seus testes com colunas de biorretenção de 375 mm de diâmetro, enquanto houve remoção dos demais poluentes. Blecken et al. (2010) também encontraram exporte de nitrogênio em colunas de 377 mm, e Morgan et al. (2020) identificaram que houve a manutenção ou acréscimo da concentração de nitrato no efluente de colunas com 305 mm de diâmetro. Assim, os experimentos em que os diâmetros das colunas são muito inferiores ao que seria o tamanho real de uma biorretenção podem não apresentar resultados fidedignos de remoção de poluentes de um sistema de biorretenção.

O indicativo do aumento na lixiviação de nitrato à medida em que se aumenta o tamanho da coluna de biorretenção também pode ser observado ao analisar resultados de monitoramento de biorretenções instaladas em campo (escala real). Diferentes pesquisas realizadas em células experimentais de biorretenção instaladas em escala de campo indicaram que o efluente da biorretenção apresentou acréscimo nas concentrações de nitrato (FENSTERSEIFER, 2020; HATT; FLETCHER; DELETIC, 2009; HUNT et al., 2008; LI; DAVIS, 2014; SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018).

Os estudos que observaram boas remoções de nitrato em seus experimentos com biorretenções utilizaram alguma técnica para promover melhoria no sistema de filtração buscando favorecer a desnitrificação, como a modificação da mídia filtrante (CHEN et al., 2013; PENG et al., 2022; TIAN et al., 2019) ou criação de uma zona submersa (FOWDAR et al., 2021; OLIVEIRA et al., 2021; PERSAUD et al., 2019; SØBERG; VIKLANDER; BLECKEN, 2021), que proporciona um ambiente anaeróbico e facilita a ocorrência de desnitrificação.

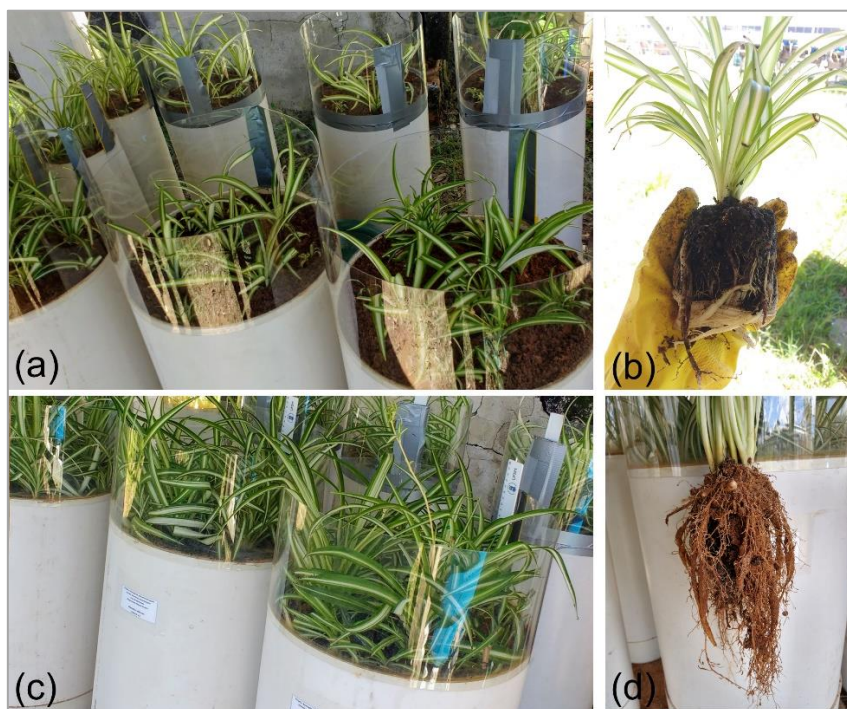
Em escala laboratorial, Luo et al. (2020) obtiveram eficiência de remoção de nitrato próxima a 90% em colunas de 400 mm de diâmetro com mídia filtrante modificada para favorecer a remoção de formas de nitrogênio, além criação de

uma zona submersa. No estudo de S berg, Viklander e Blecken (2021), a combina o da baixa temperatura e a inclus o de uma zona submersa resultou na maior remo o de nitrog nio. J  Zhang et al. (2011) obtiveram acr scimo de nitrato em colunas de 300 mm de biorreten es sem vegeta o e com o acr scimo da zona submersa.

Assim como a remo o de nitritos e nitratos est  ligada a processos microbianos, a remo o de fosfato a curto e longo prazo depende fortemente dos par metros qu micos do solo (SHRESTHA; HURLEY; WEMPLE, 2018). Possivelmente, o design e m dia filtrante utilizada nas colunas de biorreten o permitiram a remo o eficiente de fosfato, por processos de filtra o e adsor o pelo solo e pela planta, corroborada pela alta remo o de SST. As plantas bem estabelecidas tamb m contribuíram para essa remo o, j  que o crescimento da planta afeta a remo o de fosfato (GLAISTER et al., 2017; S BERG et al., 2020).

Estes resultados corroboram com as observa es de Bratieres et al. (2008), Fowdar et al. (2021) e Zhang et al. (2011) que avaliaram a import ncia da presen a de vegeta o no desempenho de remo o de poluentes em biorreten es. Os autores concluíram que as colunas experimentais de biorreten es com vegeta o removeram maiores quantidades de nutrientes do que as colunas sem vegeta o. Na Figura 22   poss vel ver que as plantas *Chlorophytum comosum* utilizadas no presente estudo se adaptaram aos sistemas de biorreten es, tiveram r pido estabelecimento, desenvolvimento do sistema radicular e aumento do n mero de folhas ao longo do experimento. A diferen a de tempo entre as imagens (a) e (b) das imagens (c) e (d)   de apenas 9 meses.

Figura 22 – Aspecto da vegetação em diferentes estágios do experimento: (a) colunas recém montadas, (b) raízes das mudas utilizadas imediatamente antes do transplântio, (c) colunas após 9 meses a execução do experimento e (d) raízes da planta ao final do experimento



Fonte: A autora

#### 4.4 CONCLUSÃO

Não foram encontradas evidências de que o diâmetro das colunas de biorretenção possa afetar a retenção do escoamento pluvial. As colunas de biorretenção avaliadas retiveram, em média, 34,8% do escoamento pluvial (32,5% para as colunas de 400 mm, 34,7% para as colunas de 300 mm e 37,3% para as colunas de 200 mm). No entanto, o intervalo de tempo entre as dosagens de escoamento pluvial sintético influenciou os resultados de retenção, sendo que os intervalos de 4 dias tiveram uma retenção média de 45% até 100% maiores em comparação com os intervalos de 3 dias. Portanto, estudos de coluna de biorretenção visando avaliar os efeitos da retenção de águas pluviais devem observar a possível variabilidade dos resultados devido à frequência de dosagem de escoamento pluvial, procurando representar o regime de chuvas esperado para cada local.

As análises qualitativas indicaram que os três diâmetros avaliados foram eficientes na remoção de SST (>95%), nitrito (>98%) e fosfato (>96%), sem

diferenças estatísticas. Os três diâmetros de biorretenção se comportaram de forma semelhante e sem diferenças estatísticas para pH (-23%), cor aparente (-56%), turbidez (-9%) e condutividade (-204%), sendo que os efluentes das biorretenções apresentaram concentrações superiores em relação ao escoamento afluente para esses parâmetros. De modo geral, os resultados encontrados nessa pesquisa apresentaram comportamento uniforme, justificado pelo procedimento experimental padronizado.

Os resultados indicaram que a remoção de nitrato pode estar sendo influenciada pelo efeito escala das colunas de biorretenção. As colunas de 300 mm (89%) e de 200 mm (93%) foram capazes de remover nitrato, enquanto as colunas de 400 mm de diâmetro acumularam este nutriente (-116% em média), diferenciando-se estatisticamente das demais colunas na remoção de nitrato. Com isso, sugere-se que os testes para a remoção de nitrato em biorretenções em escala de colunas sejam feitos em tamanhos maiores e que melhor representam o tamanho real de uma biorretenção em campo, garantindo assim a sua eficiência quando aplicada às condições usuais.

Além disso, verificou-se que a configuração e o regime pluvial propostos para as biorretenção em escala de colunas permitiu o bom desenvolvimento da vegetação *Chlorophytum comosum*, podendo ser uma alternativa para biorretenções instaladas em regiões de clima subtropical.

## 5 CAPÍTULO TEMÁTICO 4: EFEITO DA ADIÇÃO DO BAGAÇO DA CANA-DE-AÇÚCAR NA MÍDIA FILTRANTE DE BIORRETENÇÃO E A AÇÃO NA RETENÇÃO E REMOÇÃO DE POLUENTES DO ESCOAMENTO PLUVIAL

### 5.1 INTRODUÇÃO

O desempenho das biorretenções em reter e remover os poluentes do escoamento pluvial depende principalmente das características das mídias filtrantes, além de outros fatores como a vegetação e a configuração (VIJAYARAGHAVAN et al., 2021). A mídia filtrante proporciona o crescimento da vegetação, determina a taxa de infiltração, potencializa a remoção de poluentes e fornece estabilidade ao sistema de biorretenção (HSIEH; DAVIS, 2005). As mídias filtrantes convencionais são compostas basicamente por solo local, com teores de argila e areia, que varia de local para local (BROWN; HUNT, 2011). Essas mídias filtrantes funcionam bem na retenção de sólidos em suspensão e materiais particulados presentes no escoamento pluvial, deixando a desejar na remoção de poluentes dissolvidos (BRATIERES et al., 2008; LEFEVRE et al., 2015), como as formas dissolvidas de nitrogênio e fósforo.

Como os poluentes dissolvidos constituem a maior proporção do escoamento pluvial urbano (LEFEVRE et al., 2015; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021), os pesquisadores têm intensificado a busca por alternativas capazes de melhorar a eficiência de remoção desses compostos nas biorretenções (ALAM et al., 2021; IQBAL; GARCIA-PEREZ; FLURY, 2015; MORGAN et al., 2020; NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017; NGUYEN; NAIRN; KNOX, 2021; SØBERG et al., 2020), já que elas são potenciais removedoras de diversos poluentes (OSMAN et al., 2019). Dentre as alternativas propostas, destaca-se a adição de agregados às mídias filtrantes, como por exemplo, *biochar*, carvão ativado, lascas de madeira, compostos orgânicos, subprodutos industriais e resíduos de agricultura (ALAM et al., 2021; BJÖRKLUND; LI, 2017; CHAHAL; SHI; FLURY, 2016; JIANG et al., 2019; LOPEZ-PONNADA et al., 2020; MORGAN et al., 2020; RAHMAN; NACHABE; ERGAS, 2020; TIAN et al., 2019; WAN; LI; SHI, 2017).

Mídias filtrantes modificadas com aditivos orgânicos fornecem nutrientes para as plantas, melhoram a capacidade de infiltração e podem ser eficazes para aumentar a adsorção de contaminantes nas biorretenções (NABIUL AFROOZ;

BOEHM, 2017; VIJAYARAGHAVAN et al., 2021). Em alguns casos, a remoção de poluentes, especialmente o nitrato, foi eficiente em biorretenções com mídias filtrantes modificadas (LOPEZ-PONNADA et al., 2020; NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017; TIAN et al., 2019; WAN; LI; SHI, 2017), mas nem todos os pesquisadores obtiveram resultados satisfatórios com a adição de algum tipo de composto à mídia filtrante na melhoria da qualidade do escoamento (ALAM et al., 2021; CHAHAL; SHI; FLURY, 2016; IQBAL; GARCIA-PEREZ; FLURY, 2015; MORGAN et al., 2020).

Além de seu potencial na remoção de poluentes, os aditivos orgânicos que compõem as mídias filtrantes das biorretenções devem ser de baixo custo, de fácil obtenção e sustentáveis (NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017). Com isso se destaca a utilização de subprodutos de origem vegetal como fontes de carbono, como por exemplo, lascas de madeiras, cascas de coco, casca de amendoim, cascas de arroz, palha de milho, bagaço de cana-de-açúcar e grãos (ALAM et al., 2021; LI et al., 2021b; ROUT; BHUNIA; DASH, 2017). De acordo com Rout, Bhunia e Dash (2017) duas características importantes tornam os resíduos atraentes: disponibilidade abundante e custo insignificante.

A cana-de-açúcar é a cultura mais produzida no Brasil, com mais de 650 milhões de toneladas produzidas por safra (IBGE, 2021), que é utilizada para suprir a alta demanda de produção de etanol e açúcar. O bagaço da cana-de-açúcar é um subproduto do processamento da cana-de-açúcar e é gerado em grandes quantidades no Brasil. Estima-se que são produzidas 186,5 milhões de toneladas de resíduos por safra (IBGE, 2021; SOUZA et al., 2021).

Apesar de possuírem outros destinos de aproveitamento do bagaço, como a queima para geração de energia, produção de celulose e papel, ração animal, biocombustíveis e produção de substratos (PANDEY et al., 2000), grande parte do bagaço produzido é subutilizada. A utilização integral do bagaço da cana-de-açúcar é desejável tanto por razões econômicas quanto ambientais (ROCHA et al., 2015), visto que se trata de um passivo ambiental.

O uso alternativo do bagaço da cana-de-açúcar foi investigado em alguns estudos que abordaram, por exemplo, a correção do solo para produção agrícola (ALVES et al., 2021), a substituição parcial do cimento em argamassas (GANESAN; RAJAGOPAL; THANGAVEL, 2007) e a produção de blocos de concreto para construção civil (SOUZA et al., 2021). Especificamente em

recursos hídricos, o bagaço da cana-de-açúcar foi utilizado na preparação de adsorventes de metais (GARG et al., 2007; GUPTA; ALI, 2004; HASS; LIMA, 2018; KARNITZ et al., 2007) e no tratamento de águas contaminadas com nitrato (ROUT; BHUNIA; DASH, 2017), e foi considerado eficaz para a remoção de chumbo e cromo (GARG et al., 2007; GUPTA; ALI, 2004), níquel e cádmio (GUPTA et al., 2003) de águas residuais.

Em razão dos resultados positivos a respeito da eficiência do bagaço da cana-de-açúcar na remoção de poluentes, nesse estudo foi analisada a potencialidade de biorretenções com mídia filtrante modificada com a adição de bagaço da cana-de-açúcar na retenção e remoção de poluentes do escoamento pluvial. Destaca-se que é a primeira vez que é investigado o uso do bagaço da cana-de-açúcar compondo mídias filtrantes de biorretenção.

## 5.2 MATERIAL E MÉTODOS

Parte do material e dos procedimentos experimentais foram idênticos aos apresentados no capítulo temático 3, por isso, em alguns momentos a metodologia apresentada aqui será retomada aos itens já apresentados. Como a área de estudo, que foi descrita no item 4.2.1 e a concepção das colunas de biorretenção, descrita no item 4.2.2.

### 5.2.1 Elaboração de mídia filtrante modificada a partir da adição de bagaço de cana-de-açúcar

O bagaço da cana-de-açúcar foi obtido de um produtor local de cana-de-açúcar. Após o processamento da cana-de-açúcar, o bagaço foi deixado secar naturalmente, exposto ao sol, por 5 dias. Como parte do pré-tratamento, o bagaço foi seco em estufa à 50° durante 24 horas e triturado em um moedor até adquirir tamanho de aproximadamente 5 cm, semelhante ao *wood chips*, pequenas lascas de madeira utilizadas em alguns estudos com biorretenção (JIANG et al., 2019; LOPEZ-PONNADA et al., 2020; WAN; LI; SHI, 2017). O pré-tratamento do bagaço aumenta a área superficial interna do filtro, facilitando o desenvolvimento de biofilme bacteriano (PANDEY et al., 2000). Como o bagaço da cana-de-açúcar compondo mídias filtrantes de biorretenção foi investigado de

maneira inédita neste trabalho, todo o procedimento inicial para sua preparação foi inspirado em procedimentos similares aos utilizados em outros trabalhos de referência que utilizaram outros resíduos vegetais (ALAM et al., 2021; MORGAN et al., 2020; ROUT; BHUNIA; DASH, 2017) na composição de biorretenções, ou outras técnicas de desenvolvimento de baixo impacto.

Para a definição da proporção de bagaço de cana-de-açúcar a ser adicionada à camada filtrante, foi realizado um teste preliminar em pequenas colunas (Figura 23), conforme metodologia descrita em Liberalesso (2018, 2021). Foram testadas, em sistema de triplicatas, as proporções de 10%, 20%, 30% e 40% (v/v) de bagaço de cana-de-açúcar, totalizando doze colunas. Buscou-se testar uma ampla proporção de bagaço para a identificação de possíveis variações, apesar das pesquisas com aditivos na mídia filtrante utilizarem proporções variando de 15 a 20% (v/v) (MOHANTY; BOEHM, 2014; NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017; TIAN et al., 2019).

As pequenas colunas eram de PVC, diâmetro de 150 mm e altura de 100 mm. Ao fundo da coluna foi colocado uma malha metálica para permitir a drenagem e uma camada de geotêxtil (Figura 23 a), que permitia a livre drenagem ao mesmo tempo que mantinha o substrato contido na coluna. Esse conjunto foi pesado, e preenchido com uma camada de 100 mm de solo de engenharia e diferentes proporções de bagaço de cana-de-açúcar, previamente misturados (Figura 23 b). Após preenchidos, os conjuntos foram novamente pesados. Com isso, foi mensurado apenas o conteúdo das colunas. A seguir, foram colocadas para saturar, por meio de capilaridade, em bandejas com 2/3 do volume equivalente do conteúdo das colunas, onde permaneceram por 24 horas (Figura 23 c). Após esse tempo, os conjuntos foram cobertos com plástico filme para evitar perdas por evaporação (Figura 23 d), foram novamente pesados e colocados para drenar em uma estrutura metálica perfurada (Figura 23 e), que permitia o livre escoamento. Passadas 24 horas, os conjuntos foram novamente pesados (Figura 23 f). A capacidade de retenção nas colunas com diferentes proporções de bagaço foi obtida por meio de análise gravimétrica.



Figura 23 – Teste de proporção de bagaço de cana-de-açúcar em pequenas colunas



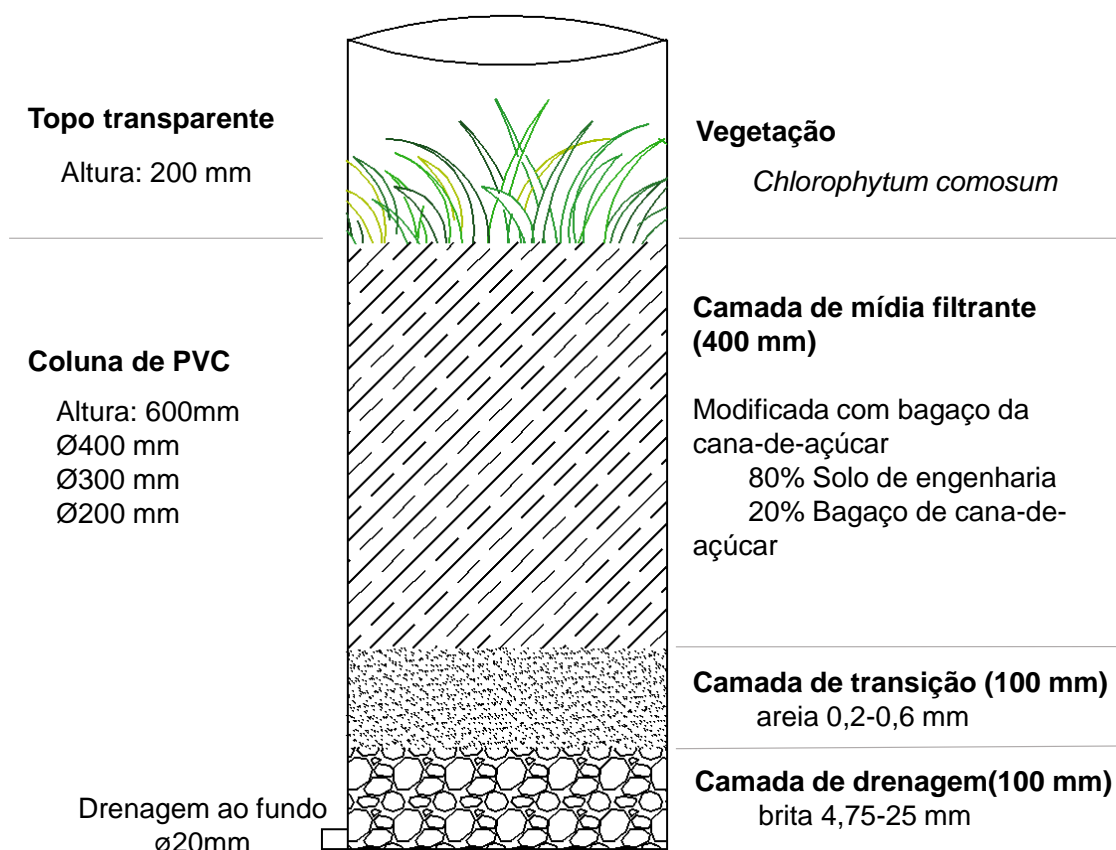
Fonte: A autora

Como apresentado nos resultados a seguir, não foram observadas diferenças significativas na retenção do escoamento entre as proporções de bagaço de cana-de-açúcar avaliados, assim, optou-se por adicionar a proporção de 20% (v/v) de bagaço de cana-de-açúcar à mídia filtrante, mantendo as recomendações técnicas utilizadas em outros estudos, que variam de 15 a 20% (v/v) (MOHANTY; BOEHM, 2014; NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017; TIAN et al., 2019).

### 5.2.2 Montagem das colunas de biorretenção

As colunas de biorretenção foram montadas a partir de tubulações de Policloreto de Vinila (PVC) nos diâmetros de 400 mm, 300 mm e 200 mm, em sistema de triplicatas, totalizando nove colunas de biorretenções. A altura das biorretenções era de 600 mm, além de um prolongamento no topo de 200 mm de Polietileno Tereftalato de Etileno Glicol (PETG), como descrito no item 4.2.4. A Figura 24 representa a concepção das colunas de biorretenção.

Figura 24 – Representação das colunas de biorretenção com mídia filtrante modificada



Fonte: A autora

As colunas de biorretenções foram preenchidas, do fundo para a superfície, com a camada drenante de brita lavada (100 mm), camada de transição de areia lavada (100 mm), seguida da camada da mídia filtrante com bagaço da cana-de-açúcar (400 mm) (Figura 25 c, d), e concluídas com o transplante da vegetação *Chlorophytum comosum*. (Figura 25 e). As colunas foram montadas em 17 de dezembro de 2019 (Figura 25 f) e foram irrigadas duas vezes na semana com água da torneira.

Os experimentos iniciaram em 06 de fevereiro de 2020, mas devido à pandemia de Covid 19, e suspensão das atividades presenciais na UFSM em 19 de março de 2020, todos os dados coletados nesse período foram descartados. A retomada restrita de algumas atividades presenciais na UFSM, como a utilização de laboratórios e permanência nas dependências da universidade, ocorreu em maio de 2020, seguindo todos os protocolos de segurança. Com

isso, os dados considerados para a análise dos experimentos correspondem ao período de 14 de maio de 2020 a 17 de agosto de 2020, totalizando 14 semanas. Durante o período de pausa devido à pandemia, as plantas foram regadas e mantidas vivas.

Figura 25 – Montagem das biorretenções com bagaço de cana-de-açúcar: (a) preenchimento da camada de mídia filtrante, (b) mídia filtrante com bagaço de cana-de-açúcar, (c) colunas preenchidas com mídia filtrante com bagaço de cana-de-açúcar, (d) vegetação a ser transplantada, (e) montagem das colunas finalizada e (f) vegetação estabelecida.



Fonte: A autora

### 5.2.3 Procedimento Experimental

As colunas de biorretenção foram submetidas a um regime de escoamento pluvial sintético produzido em laboratório, em volumes e concentração de poluentes com dosagens previamente estabelecidas. Os volumes efluentes foram medidos a cada rotina experimental e as concentrações de poluentes efluentes foram quantificadas em 5 momentos ao longo do tempo



de execução dos experimentos, denominados de 0% (início), 25%, 50%, 75% e 100% (final), correspondendo a um período total de 28 dosagens de escoamento pluvial sintético durante 14 semanas. As aplicações ocorriam duas vezes na semana, com intervalos de 3 e 4 dias, sempre nas segundas-feiras e quintas-feiras.

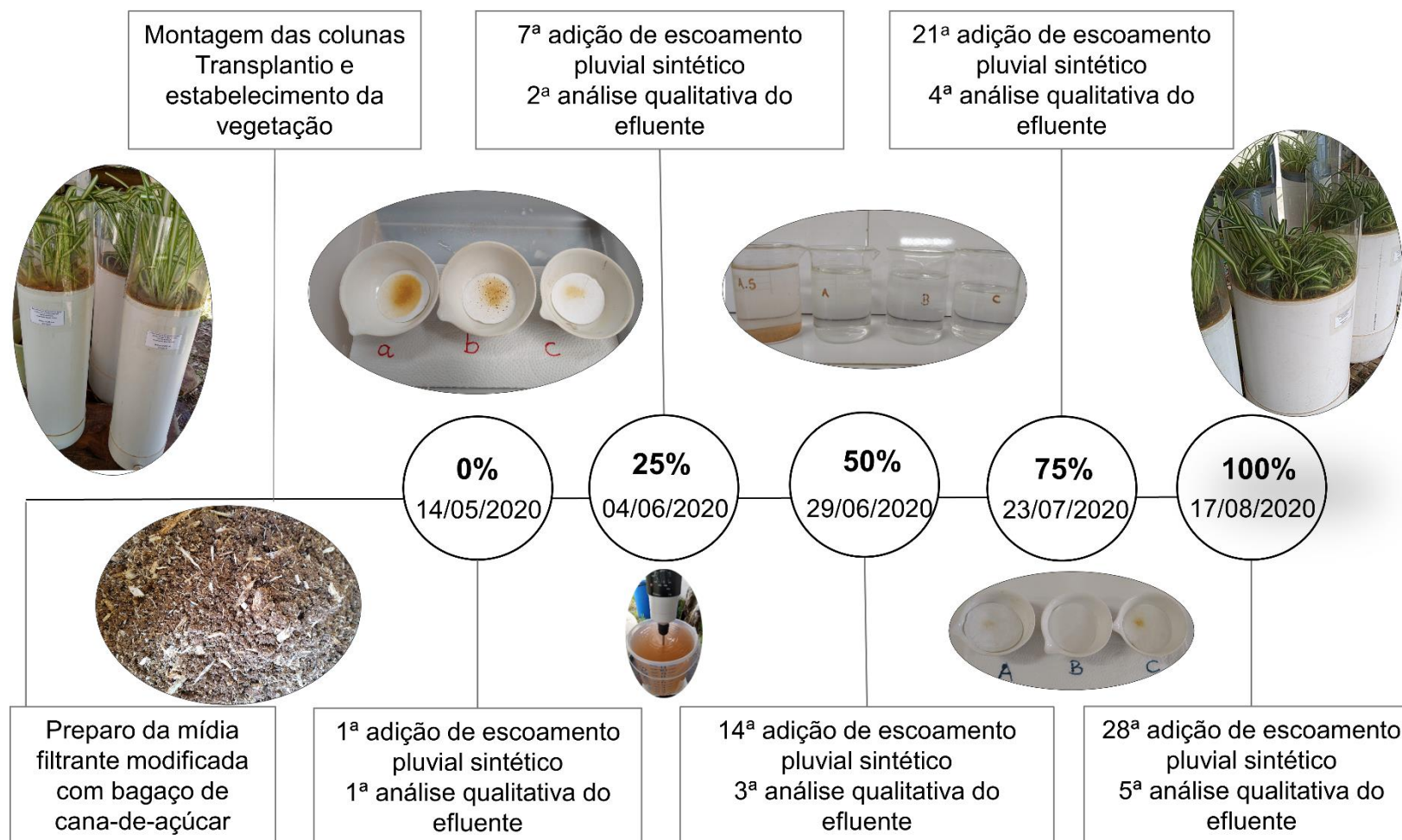
O regime de dosagem de escoamento pluvial sintético foi definido com base nos padrões climáticos típicos da região sul do Brasil, determinado a partir da análise da série de precipitações. O volume de escoamento pluvial sintético adicionado às colunas em cada dosagem foi 1.885 mL nas colunas de 400mm, 1.060 mL nas colunas de 300 mm e 471 mL nas colunas de 200 mm.

O escoamento pluvial sintético foi produzido em laboratório e os poluentes simulados foram os sedimentos e os nutrientes, que foram analisados a partir dos parâmetros Sólidos Suspensos Totais (SST), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). A adição do escoamento pluvial sintético foi feita de forma manual e o efluente drenado em cada coluna de biorretenção foi coletado e quantificado para a análise da retenção do escoamento.

Para as análises da remoção de poluentes do escoamento pluvial, foi utilizado o planejamento de 0%, 25%, 50%, 75% e 100% do tempo da execução do experimento para a realização da análise qualitativa dos parâmetros: pH, turbidez, cor aparente, condutividade elétrica, SST, nitrito, nitrato e fosfato.

O procedimento experimental foi idêntico ao apresentado no capítulo temático 3, e pode ser consultado detalhadamente no item 4.3.1. A representação esquemática resumindo as etapas experimentais realizadas pode ser visualizada na Figura 26.

Figura 26 - Representação esquemática resumindo as etapas experimentais realizadas nas biorretenções com mídia filtrante modificada



Fonte: A autora

### 5.2.4 Análise dos dados experimentais

Os resultados de retenção e remoção de poluentes das biorretenções com mídia filtrante modificada a partir da adição do bagaço da cana-de-açúcar foram comparados com os resultados das biorretenções de mídia filtrante convencional apresentados no capítulo temático 3. Apesar das dosagens entre os experimentos terem acontecidos em diferentes datas (25 de julho a 28 de outubro de 2019 para os experimentos com mídia filtrante convencional e 14 de maio a 17 de agosto de 2020 para os experimentos com mídia filtrante modificada com bagaço de cana-de-açúcar), a proximidade das estações do ano, a mesma duração de 14 semanas e 28 dosagens de escoamento pluvial sintético e o idêntico procedimento experimental permitiu que as comparações fossem feitas.

As principais variáveis climatológicas que podem ter interferido no funcionamento das biorretenções devido à diferença das datas avaliadas em cada ano são apresentadas no Quadro 8. Os dados foram obtidos da estação automática de Santa Maria fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (INMET, 2019b, 2020).

Os valores médios de precipitação, temperatura máxima, temperatura média, umidade relativa do ar e velocidade do vento são apresentados para o período entre os quartis da execução dos experimentos, assim como foi feita a divisão para amostragem da qualidade do efluente das biorretenções.

Quadro 8 – Valores médios das variáveis climatológicas para o período avaliado nos dois diferentes anos

Linha do tempo	0%		25%		50%		75%		100%	
	<b>C</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>M</b>
Mídia filtrante	<b>C</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>M</b>
Precipitação (mm)	4,6	0,4	4,4	4,7	1,5	3,9	4,3	6,3	10	2,6
Temperatura máxima (°C)	17,2	17,7	18,8	21,1	21,6	21,2	23,8	18,4	25,4	21,2
Temperatura média (°C)	15,0	12,9	13,6	14,5	15,5	16,8	17,7	13,7	19,6	14,5
Umidade relativa do ar (%)	94,6	82,0	80,9	79,3	74,6	78,4	74,2	78,3	78,5	79,6
Vento (m/s)	2,5	1,1	1,9	1,4	2,2	2,5	2,4	2,4	2,2	1,45

Nota: **C**: mídia filtrante convencional. **M**: mídia filtrante modificada

Fonte: A Autora

Pode-se notar que os valores médios apresentados não são discrepantes em relação um ano ao outro, o que confirma que a diferença das datas entre os experimentos não inviabilizou a comparação dos resultados encontrados. Mesmo a execução desse tipo de experimento em períodos exatamente iguais em diferentes anos não garantiria condições climáticas idênticas, visto que há variabilidade climática. Por isso, acredita-se que essa distinção nas datas não seja tão importante quando se avalia a potencialidade das biorretenções em reter e remover poluentes do escoamento pluvial em condições experimentais controladas.

O teste de Shapiro-Wilk foi realizado para verificar a normalidade do conjunto de dados e aceita quando  $p > 0,05$ . Todos os dados foram normalmente distribuídos. Portanto, os dados foram analisados usando métodos estatísticos apropriados para distribuições normais.

As diferenças estatísticas entre os diferentes intervalos de adição de escoamento pluvial sintético (3 ou 4 dias) foram analisadas através da análise de variância (ANOVA) de dois fatores, com um nível de 95% de confiança ( $p < 0,05$ ). As diferenças estatísticas da remoção de poluentes em cada diâmetro de coluna, tanto nas biorretenções com mídia filtrante convencional como nas biorretenções com mídia filtrante modificada com bagaço de cana-de-açúcar, foram analisadas para cada poluente, usando ANOVA de um fator, seguida do teste de Tukey para comparação das médias, e foi considerada estatisticamente diferente quando  $p < 0,05$ . Os testes só não foram realizados para os parâmetros que não foram quantificados devido ao limite de detecção do método utilizado.

## 5.3 RESULTADOS

### 5.3.1 Elaboração de mídia filtrante modificada a partir da adição de bagaço de cana-de-açúcar

A quantidade de água drenada e retida na mídia filtrante modificada com bagaço de cana-de-açúcar foi avaliada através do teste em pequenas colunas, onde foram avaliadas quatro proporções de bagaço de cana-de-açúcar adicionadas na mídia filtrante convencional: 10%, 20%, 30% e 40% (v/v). Os resultados são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Quantidade de água drenada e retida em diferentes proporções de bagaço de cana-de-açúcar adicionado à mídia filtrante convencional

Proporção de bagaço de cana-de-açúcar (v/v)	Triplicata	Água drenada (%)	Água retida (%)
10%	a	47,08	52,92
10%	b	46,03	53,97
10%	c	44,49	55,51
Média		<b>45,87</b>	<b>54,13</b>
20%	a	43,10	56,90
20%	b	41,32	58,68
20%	c	43,74	56,26
Média		<b>42,72</b>	<b>57,28</b>
30%	a	37,85	62,15
30%	b	39,11	60,89
30%	c	40,94	59,06
Média		<b>39,30</b>	<b>60,70</b>
40%	a	41,18	58,82
40%	b	43,82	56,18
40%	c	41,84	58,16
Média		<b>42,28</b>	<b>57,72</b>

Fonte: A autora

Entre as diferentes proporções de bagaço de cana-de-açúcar, foi observado que os valores de drenagem e retenção de água foram semelhantes. A proporção com 30% de bagaço de cana-de-açúcar apresentou menor média de drenagem, e com isso a média de retenção foi ligeiramente maior quando comparada com as outras proporções. No entanto, a proporção de 20% de bagaço apresentou boas médias de drenagem e retenção de água, e é a proporção recomendada em estudos com mídias modificadas, que variam de 15 a 20 % v/v (MOHANTY; BOEHM, 2014; NABIUL AFROOZ; BOEHM, 2017; PENG et al., 2022; TIAN et al., 2019), por isso, optou-se por utilizar a proporção de 20% de bagaço de cana-de-açúcar nas mídias filtrantes das biorretenções.

### 5.3.2 Retenção do escoamento pluvial

A capacidade de retenção do escoamento foi medida em cada coluna de biorretenção e as estatísticas básicas das mídias filtrante convencional e modificada com bagaço de cana-de-açúcar estão apresentadas na Tabela 8.



Tabela 8 – Estatísticas básicas da retenção do escoamento das biorretenções

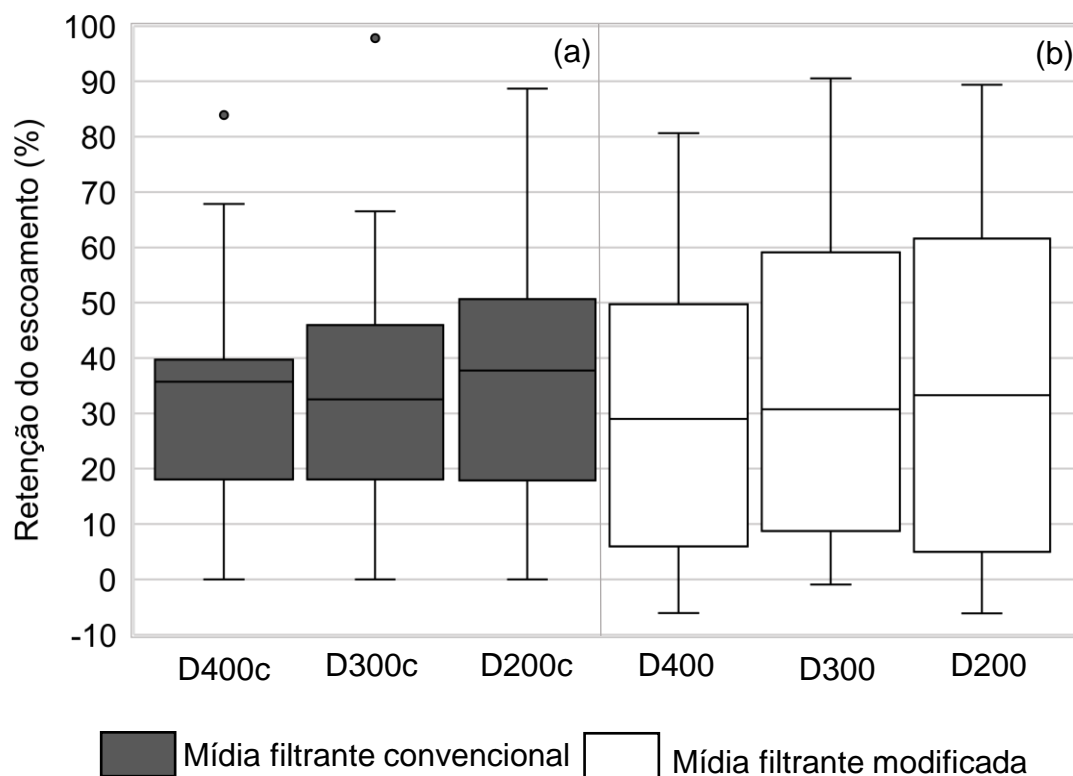
Tratamento	Mídia filtrante convencional			Mídia filtrante modificada		
	400	300	200	400	300	200
<b>Diâmetro</b>						
<b>Média (%)</b>	32,51	34,71	37,25	29,10	37,25	34,94
<b>Mediana (%)</b>	35,54	33,49	39,49	31,03	30,42	34,71
<b>Máximo (%)</b>	89,39	98,11	96,82	90,98	97,17	93,63
<b>Mínimo (%)</b>	0,00	0,00	0,00	-6,10	-4,72	-10,40
<b>Desvio padrão</b>	19,09	21,39	23,26	26,35	29,98	28,85
<b>Coef. variação</b>	58,72	61,61	62,44	90,57	80,47	82,56
<b>Normalidade Shapiro-Wilk</b>	0,9641	0,9542	0,9684	0,9434	0,925	0,9545
<b>p-valor</b>	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05

Fonte: A autora

As colunas de biorretenção com mídia filtrante modificada com bagaço de cana-de-açúcar apresentaram maior variabilidade na retenção do escoamento, como pode ser visualizado na Figura 27. As colunas de diâmetro de 400 mm apresentaram as menores médias de retenção tanto nas biorretenções com mídia convencional (32,5%), como nas biorretenções com mídia modificada com bagaço de cana-de-açúcar (29,1%), valores próximos à retenção de 25% encontrada por Zhang et al (2021b) nas mídias filtrantes modificadas com *biochar* derivados de sedimentos fluvial.

As retenções nas colunas de biorretenção foram menores que as retenções apresentadas no teste de pequenas colunas (57%), realizado para a definição da proporção de bagaço de cana-de-açúcar a ser utilizado na mídia filtrante modificada. Isso ocorreu pois, nesse teste foi realizado apenas uma aplicação de água, até o atingimento da saturação da mídia. Nas colunas de biorretenção, as dosagens de escoamento eram frequentes, com intervalos de 3 ou 4 dias, durante 14 semanas. Além disso, a diferença da escala das pequenas colunas do teste de proporção (diâmetro de 150 mm e altura de 100 mm) com as colunas de biorretenção (diâmetros de 200, 300 e 400mm e altura de 600 mm) pode ter ampliado o efeito da retenção, ressaltando a dificuldade na transferência de resultado entre as diferentes escalas de análise.

Figura 27 – *Boxplots* com a variação da retenção do escoamento nas biorretenções: (a) com mídia convencional e (b) com mídia modificada com bagaço de cana-de-açúcar



Fonte: A autora

Foi possível verificar altas variabilidades de retenção de escoamento em todas as colunas de biorretenção, superiores a 50% nas colunas com mídia convencional, e superiores a 80% nas colunas com bagaço de cana-de-açúcar que, possivelmente, ocorreram devido aos intervalos diferentes de 3 ou 4 dias entre as aplicações do escoamento pluvial sintético. Ainda, a adição do resíduo vegetal contribuiu com a rápida saturação da mídia filtrante.

Em algumas rotinas experimentais, as biorretenções com bagaço de cana-de-açúcar exportaram totalmente o escoamento inserido, e ainda exportaram parte do escoamento do evento anterior, apresentando eficiência de retenção negativa. Possivelmente, o bagaço da cana-de-açúcar armazenou parte do escoamento pluvial adicionado logo nas primeiras dosagens de escoamento, que ficou represado na mídia filtrante modificada, visto que as maiores retenções foram verificadas nas primeiras dosagens do escoamento. Com as sucessivas dosagens, o escoamento que ficou retido nas fibras do bagaço foi sendo liberado, tornando o volume efluente superior ao afluente.

Sabe-se que o desempenho hidrológico de uma biorretenção é afetado pelos materiais de enchimento das camadas e pelo tipo de solo, sendo que os solos argilosos são mais adequados na retenção do escoamento (YANG et al., 2021). As biorretenções com mídia convencional continham mais solo argiloso proporcionalmente em relação às biorretenções com mídia com bagaço de cana-de-açúcar, e com isso elas foram mais eficientes na retenção do escoamento.

A adição do bagaço de cana-de-açúcar à mídia filtrante aumentou a condutividade hidráulica, devido ao aumento no tamanho médio das partículas constituintes da mídia filtrante. Com isso, o escoamento permaneceu menos tempo na mídia filtrante, reduzindo a retenção hidráulica e o tempo de contato, assim como relatado por Tirpak et al. (2021b). Diferentemente, nos estudos de Li et al. (2021b) e Rahman, Nachabe e Ergas (2020) a condutividade hidráulica foi ligeiramente menor nas biorretenções com mídias alteradas, e as taxas de redução do volume e redução do pico de vazão do escoamento foram maiores quando comparadas com a mídia filtrante convencional. Tian et al (2019) verificaram que biorretenções com mídia filtrante modificada com *biochar* aumentaram o tempo de residência do escoamento na mídia e diminuíram a velocidade de saída do escoamento em relação às biorretenções com mídia convencional, melhorando a retenção do escoamento de 11 a 27% em relação à mídia filtrante convencional, o que demonstra a oportunidade em testar outras mídias filtrantes combinando o bagaço da cana-de-açúcar com *biochar*.

### 5.3.3 Remoção de poluentes do escoamento pluvial

As médias de concentração dos efluentes e as eficiências de redução de poluentes das biorretenções são mostradas na Tabela 9. Alguns parâmetros se comportaram de maneira diferente entre os tipos de mídia filtrante e os diâmetros das colunas, como por exemplo, cor aparente, turbidez e nitrato.

O pH teve variação e se diferenciou estatisticamente entre os diâmetros das colunas de biorretenção, independente da mídia filtrante ( $p < 0,05$ ). Entre as mídias filtrantes, a faixa do pH se manteve entre 5,8 a 7,1 (Figura 28 a, b), com acréscimos em relação ao escoamento pluvial sintético afluyente ( $5,3 \pm 0,3$ ). O aumento do pH foi relatado nos estudos de Chahal, Shi e Flury (2016), Rout, Bhunia e Dash (2017) e Donaghue et al. (2022), atribuídos à produção de

alcalinidade e lixiviação das mídias filtrantes. Os autores ainda afirmam, assim como Rahman, Nachabe e Ergas (2020), que o aumento do pH favoreceu as reações de desnitrificação. Já Morgan et al. (2020) observaram um decréscimo no pH efluente, enquanto Peterson et al. (2015) observaram pH ligeiramente mais baixo na coluna que continha lascas de madeira.

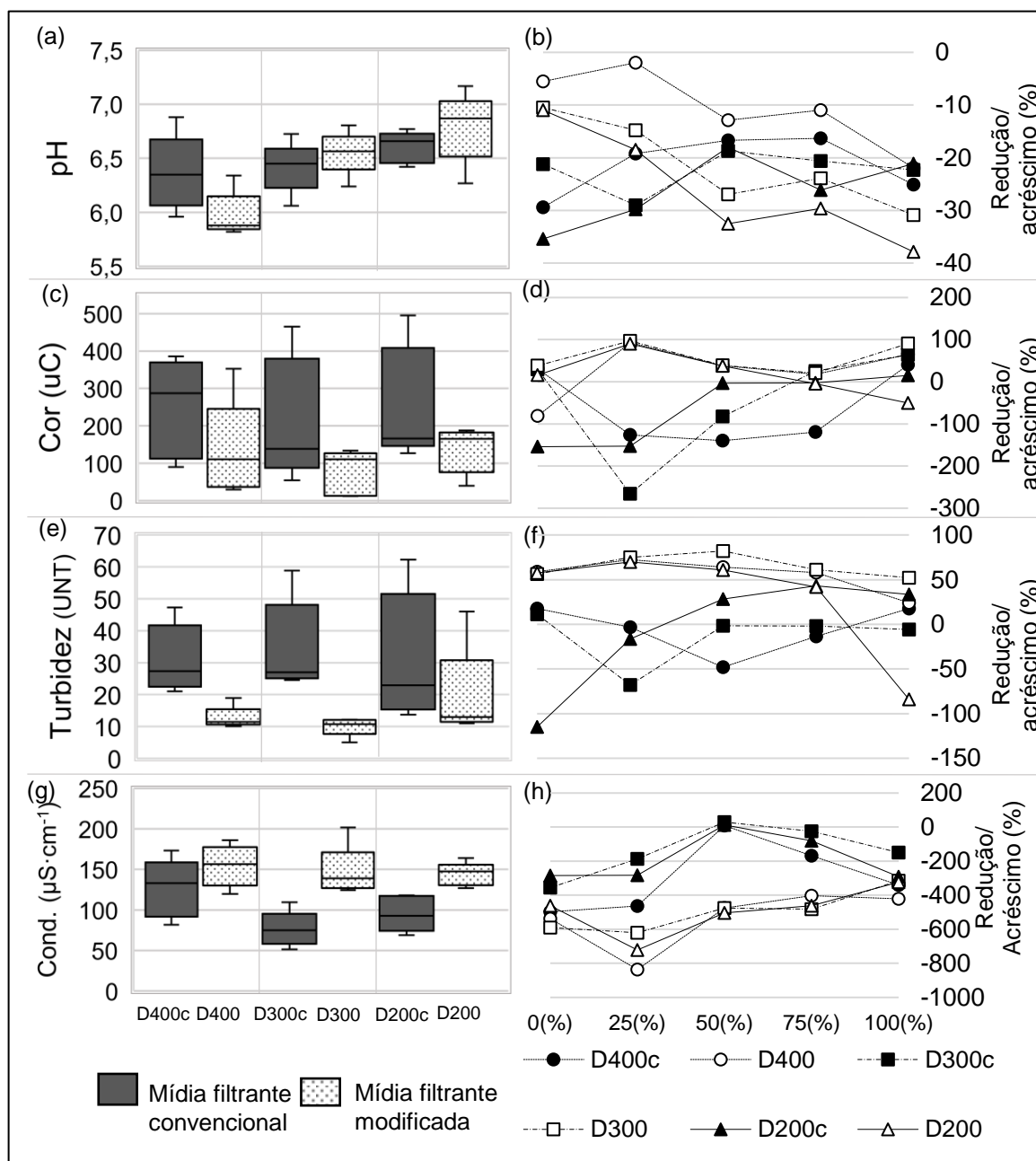
A condutividade elétrica do escoamento sintético afluente foi de  $35,3 \pm 20,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  e resultou em valores superiores a este no efluente, independente da mídia filtrante analisada. No entanto, as biorretenções com mídia filtrante modificada com bagaço de cana-de-açúcar apresentaram valores mais elevados em seus efluentes (Figura 28 g, h) e se diferenciaram estatisticamente das colunas com mídia convencional ( $p < 0,05$ ). Isso pode ser explicado pela lixiviação do resíduo vegetal, uma vez que possui maiores teores de sais do que a mídia convencional (IQBAL; GARCIA-PEREZ; FLURY, 2015). No estudo com *biochar* e composto orgânico em biorretenções de Iqbal et al. (2015), a condutividade elétrica do efluente foi cerca de duas vezes maior na mídia filtrante modificada. Chahal, Shi e Flury (2016) também verificaram aumento na condutividade efluente nos três primeiros eventos devido a lixiviação de sais, que tenderam a diminuir após cada evento, até que a condutividade do efluente se aproximou da condutividade do afluente.

Tabela 9 – Concentrações efluentes médias de pH, cor aparente, turbidez, condutividade, SST, nitrito, nitrato e fosfato ( $\pm$  desvio padrão)

<b>Tratamento</b>		<b>Mídia filtrante convencional</b>			<b>Mídia filtrante modificada</b>		
<b>Diâmetro</b>		<b>400</b>	<b>300</b>	<b>200</b>	<b>400</b>	<b>300</b>	<b>200</b>
<b>pH</b>	pH	6,4 $\pm$ 0,4	6,4 $\pm$ 0,2	6,6 $\pm$ 0,2	5,9 $\pm$ 0,2	6,5 $\pm$ 0,2	6,8 $\pm$ 0,3
	Redução (%)	-21,3 $\pm$ 0,1	-22,3	-26,1 $\pm$ 0,1	-10,3 $\pm$ 7,6	-21,4 $\pm$ 8,5	-25,9 $\pm$ 10,9
<b>Cor Aparente</b>	uC	250,2 $\pm$ 131,6	214,4 $\pm$ 165,4	254,9 $\pm$ 153,6	135,2 $\pm$ 129,8	78,0 $\pm$ 60,4	136,4 $\pm$ 61,2
	Redução (%)	-62,9 $\pm$ 0,9	-46,1 $\pm$ 1,35	-59,5 $\pm$ 0,86	26,4 $\pm$ 66,3	56,8 $\pm$ 34,4	17,5 $\pm$ 51,8
<b>Turbidez</b>	NTU	31,1 $\pm$ 10,7	34,7 $\pm$ 14,4	31,3 $\pm$ 20,2	12,7 $\pm$ 3,6	10,0 $\pm$ 2,9	19,5 $\pm$ 14,9
	Redução (%)	-5,8 $\pm$ 0,3	-16,2 $\pm$ 0,3	-5,3 $\pm$ 0,7	55,4 $\pm$ 18,5	65,4 $\pm$ 12,7	29,1 $\pm$ 64,1
<b>Condutividade elétrica</b>	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	126,7 $\pm$ 36	76,4 $\pm$ 21,7	95,3 $\pm$ 21,9	154,4 $\pm$ 25,5	147,1 $\pm$ 31,2	144,2 $\pm$ 14,3
	Redução (%)	-291,8 $\pm$ 2,1	-137,3 $\pm$ 1,5	-185,5 $\pm$ 1,4	-534,5 $\pm$ 176,8	-496,4 $\pm$ 120,3	-494,1 $\pm$ 144,0
<b>SST</b>	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	11,9 $\pm$ 8	10,9 $\pm$ 4,4	13,1 $\pm$ 5	5,6 $\pm$ 7,8	2,6 $\pm$ 3,1	3,5 $\pm$ 4,3
	Redução (%)	98,8	98,9	98,7	99,4 $\pm$ 0,8	99,7 $\pm$ 0,3	99,7 $\pm$ 0,4
<b>Nitrito</b>	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
	Redução (%)	98,7	98,7	98,7	98,7	98,7	98,7
<b>Nitrato</b>	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	6,5 $\pm$ 3,7	0,3 $\pm$ 0,6	0,2 $\pm$ 0,3	5,8 $\pm$ 4,2	2,8 $\pm$ 2,0	2,0 $\pm$ 1,8
	Redução (%)	- 116 $\pm$ 1,2	89 $\pm$ 0,2	93 $\pm$ 0,1	-94,7 $\pm$ 139,8	6,0 $\pm$ 66,7	32,2 $\pm$ 60,0
<b>Fosfato</b>	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0,06 $\pm$ 0,01	0,06	0,06	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1
	Redução (%)	96,9 $\pm$ 0,3	97,0 $\pm$ 0,1	97,0	94,5 $\pm$ 3,5	95,0 $\pm$ 4,5	94,2 $\pm$ 3,8

Fonte: A autora

Figura 28 – Valores de pH (a) e redução (b), valores unitários de cor (c) e redução (d), Valores de turbidez (e) e redução (f), valores de condutividade (g) e redução (h) para as biorretenções com mídia filtrante convencional e modificada com bagaço de cana-de-açúcar



Fonte: A autora

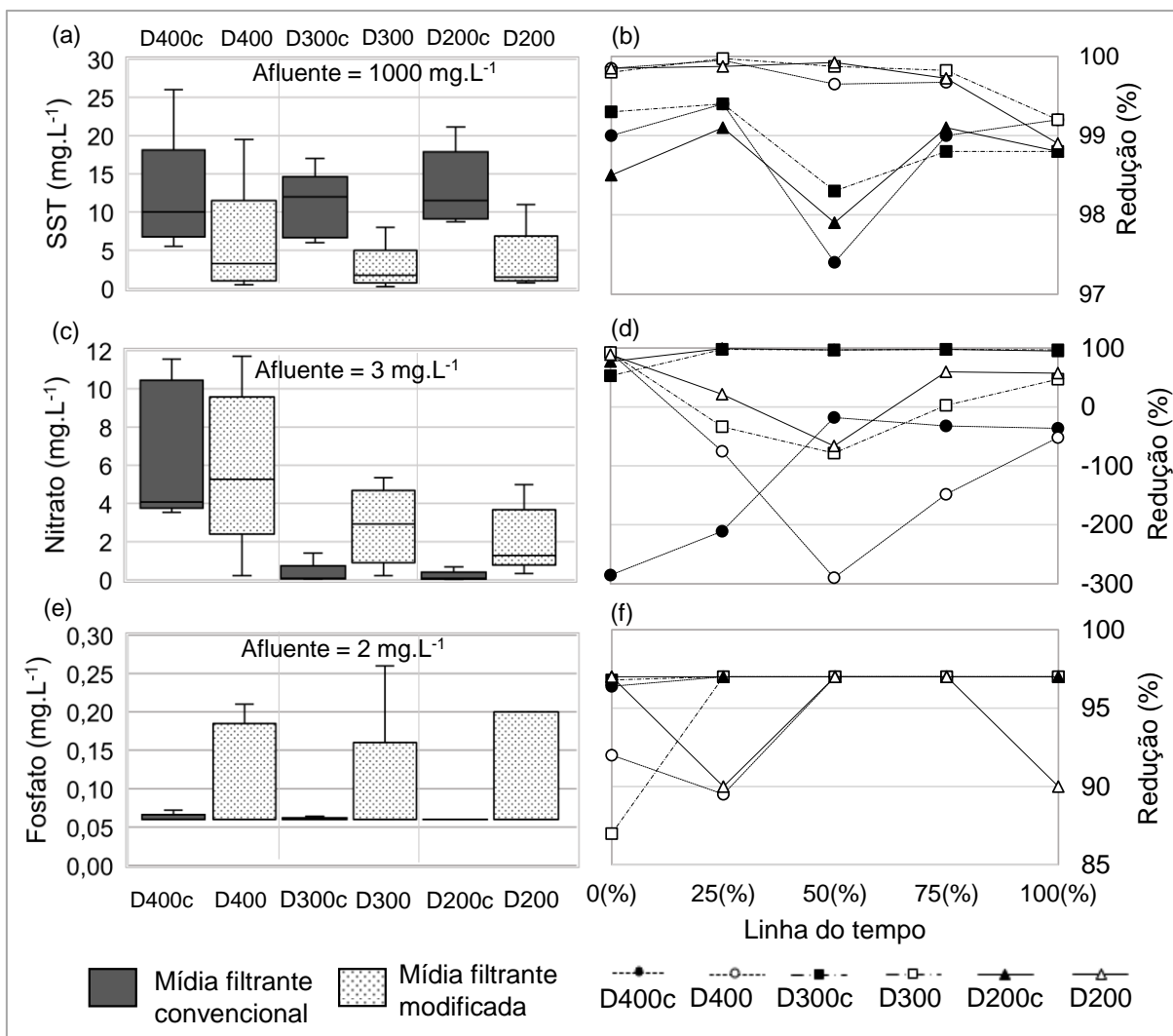
As biorretenções com bagaço de cana-de-açúcar apresentaram decréscimo de cor (em média 33,6%) e turbidez (em média 50%) nos efluentes, enquanto as biorretenções com mídia filtrante convencional apresentaram acréscimos devido a lixiviação do solo que compôs o filtro, como mostrado na Figura 28 (c), (d), (e), (f). Com isso, as biorretenções com mídia filtrante convencional e modificada se

diferenciaram estatisticamente ( $p < 0,05$ ), tanto para cor como para turbidez. A cor aparente do afluente era próxima a 200 uC e a turbidez era  $30 \pm 6$  NTU nos dois tipos de mídia filtrante. A adição de bagaço de cana-de-açúcar à mídia filtrante contribuiu para a redução de cor e turbidez nos efluentes, enquanto nas biorretenções estudadas por Morgan et al. (2020) a adição do resíduo de grãos processados aumentou significativamente a turbidez do efluente.

A remoção de SST foi eficaz e constante, independente da mídia filtrante e dos diâmetros analisados, com remoções superiores a 98%, assim como já difundido em estudos com biorretenções (ALAM et al., 2021; BRATIERES et al., 2008; HSIEH; DAVIS, 2005; SØBERG et al., 2020). As biorretenções com bagaço de cana-de-açúcar apresentaram remoções médias superiores (>99%) às biorretenções com mídia convencional (>98%) (Figura 29 a, b), e com isso se diferenciaram estatisticamente ( $p < 0,05$ ). De modo geral, os resíduos adicionados à mídia filtrante contribuem com as altas remoções de SST, como por exemplo: 85% com resíduos de construção civil, 97% com cascas de arroz e vidro triturado (ALAM et al., 2021), 85% com resíduos vegetais (HAMEDANI et al., 2021) e 90% com resíduos de tratamento de água (QIU et al., 2019).

As concentrações efluentes de nitrito sempre ficaram abaixo do limite de detecção do método analítico empregado ( $0,04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). As remoções foram superiores a 98%, independente da mídia filtrante e dos diâmetros analisados, pois as concentrações afluentes eram de  $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Mesmo havendo interrupção dos experimentos devido à pandemia de Covid 19, as plantas foram regadas e mantidas vivas, mantendo viável o crescimento de bactérias autotróficas oxidadoras de nitrito que, ao voltar o experimento, foram capazes de oxidar o nitrito. Como as biorretenções operavam de forma intermitente, durante o período seco o nitrito era convertido a nitrato, que se acumulou nos filtros, principalmente nas colunas de 400 mm. A maior área de seção transversal dessa coluna de biorretenção e, conseqüentemente maior volume de mídia filtrante, proporcionou maior área de contato para o acúmulo de nitrato no meio do solo. E ainda, por possuírem maior área superficial, expõem o solo ao contato com o ar, levando a uma condição aeróbica que facilitou a nitrificação e dificultou a desnitrificação (QIU et al., 2019).

Figura 29 - Concentrações de SST (a), nitrato (c) e fosfato (e) e percentual de remoção de SST (b), nitrato (d) e fosfato (f)



Fonte: A autora

As concentrações efluentes de nitrato variaram entre as médias filtrante e os diâmetros das colunas, conforme mostrado na Tabela 9 e Figura 29 (c, d). De modo geral, as colunas de diâmetro 300 mm e 200 mm apresentaram remoções de nitrato superiores nas biorretenções com mídia filtrante convencional, 89% e 93%, respectivamente. A remoção de nitrato nas biorretenções com bagaço de cana-de-açúcar foi muito variável: -78% a 92,3% nas colunas de 300 mm e -66,3% a 88,7% nas colunas de 200 mm.

O desempenho negativo de remoção de nitrato, ou seja, a sua exportação, foi verificado nos dois tipos de mídia filtrante quando o diâmetro das colunas era de 400 mm. Com isso, o diâmetro de 400 mm se diferenciou estatisticamente ( $p < 0,05$ ) dos



diâmetros de 300 mm e 200 mm. Não houve diferença significativa entre os tipos de mídias filtrante e interação entre as mídias filtrante e os diâmetros ( $p > 0,05$ ). Nas colunas com mídia filtrante convencional, a lixiviação de nitrato diminuiu com os sucessivos eventos, assim como relatado por Chahal, Shi e Flury (2016), mas isso não aconteceu nas colunas com mídia filtrante com bagaço de cana-de-açúcar, indicando que, provavelmente, a adição do bagaço da cana-de-açúcar contribuiu com a lixiviação de nitrato no decorrer dos eventos.

Alguns autores observaram que a adição de um resíduo vegetal, como solo de turfa, composto orgânico, grãos processados e cascas de amêndoas, não favoreceu a desnitrificação e relataram altas exportações de nitrato em comparação com as mídias filtrantes convencionais (FOWDAR et al., 2021; JAY et al., 2018; MORGAN et al., 2020). Wang et al. (2017a) relataram exportação de até -733,6% de nitrato em uma biorretenção com a adição de solo de turfa. Chahal, Shi e Flury (2016) e Iqbal et al. (2015) verificaram que as biorretenções alteradas por um composto orgânico elevaram até três ordens de magnitude a concentração de nitrato no efluente, devido a sua lixiviação. A remoção de cerca de 20% de nitrato foi considerada ruim em biorretenções com mídia filtrante com resíduo de tratamento de água no estudo de Qiu et al. (2019).

Uma maneira de aumentar a remoção de nitrato poderia ser a adição de *biochar* na mídia filtrante da biorretenção, como identificado por Peng et al. (2022), onde a adição de *biochar* de lascas de pinheiros aumentou significativamente a remoção de nitrato em comparação com a mídia filtrante convencional, fato também relatado por Tian et al. (2019). Os autores atribuem ao aumento da porosidade e saturação da água proporcionada pelo *biochar*, com isso, a água permaneceu mais tempo nos espaços vazios do solo e favoreceu o processo de desnitrificação. Para Li et al. (2021b) o *biochar* de casca de arroz contribuiu para a remoção de nitrato (80%), enquanto a biorretenção sem *biochar* a remoção de nitrato foi extremamente instável.

A remoção de fosfato foi superior a 94% nas colunas com mídia filtrante modificada com bagaço de cana-de-açúcar e a 96% nas colunas com mídia filtrante convencional (Figura 29 e, f). As biorretenções com bagaço de cana-de-açúcar removeram menos fosfato e se diferenciaram estatisticamente ( $p < 0,05$ ) das biorretenções convencionais. Não foi observada a lixiviação de fosfato em nenhum evento. A alta eficiência também foi verificada por Rout, Bhunia e Dash (2017), (90%), justificada pela adsorção por meio da mídia filtrante e pela atividade microbiana, e por

Qiu et al. (2019) em biorretenções modificadas com resíduos de tratamento de água (99%) e uma remoção menor na biorretenção com mídia filtrante convencional (50%). No entanto, alguns autores observaram que a adição de um composto orgânico pode agir como fonte de fosfato (CHAHAL; SHI; FLURY, 2016; IQBAL; GARCIA-PEREZ; FLURY, 2015).

#### 5.4 CONCLUSÃO

Não foram encontrados indícios de que o diâmetro das colunas de biorretenção tenha afetado o resultado do desempenho na retenção do escoamento pluvial, que variou de 32,5% (400 mm) a 37,3% (200 mm) nas biorretenções com mídia filtrante convencional e 29,1% (400 mm) a 34,9% (200 mm) nas biorretenções com mídia filtrante modificada com bagaço de cana-de-açúcar.

Verificou-se que o intervalo de tempo transcorrido entre a aplicação do escoamento pluvial sintético influenciou o resultado de retenção, sendo que as aplicações com um maior período de intervalo de 4 dias tiveram uma retenção média de 45% até 100% maior que uma aplicação a cada 3 dias. O desempenho das biorretenções no controle quantitativo do escoamento pluvial é fortemente dependente das condições de precipitação antecedentes e da umidade inicial da mídia filtrante.

O bagaço de cana-de-açúcar contribuiu para a redução da cor aparente, assim como para a redução da turbidez, que foi em média 56% menor em relação às biorretenções com mídia filtrante convencional. O pH e a condutividade elétrica tiveram acréscimos ao passar pelas biorretenções com mídia filtrante com bagaço de cana-de-açúcar, assim como pelas biorretenções com mídia filtrante convencional.

As configurações das biorretenções avaliadas, independente do diâmetro da coluna (200, 300 ou 400 mm) e da composição da mídia filtrante, foram eficientes na remoção de SST (98,8% - 99,6%), nitrito (98,7%) e fosfato (97% - 94,6%), sem diferenças estatísticas.

As biorretenções de 400 mm de diâmetro lixiviaram nitrato em ambas as mídias filtrantes, com médias de -116% nas biorretenções com mídia filtrante convencional e -94,7% nas biorretenções com bagaço de cana-de-açúcar. As colunas com mídia filtrante convencional foram capazes de remover nitrato - 300 mm (89%) e de 200 mm (93%), enquanto as colunas com bagaço de cana-de-açúcar lixiviaram nitrato em algumas amostragens - 300 mm (6%) e de 200mm (32%), que diminuiu com o decorrer

dos eventos. O diâmetro das colunas de biorretenções, assim como a adição do bagaço de cana-de-açúcar, influenciaram a remoção de nitrato.

O acréscimo do bagaço da cana-de-açúcar na mídia filtrante das biorretenções foi favorável para a redução de alguns parâmetros de qualidade da água, como a cor aparente, turbidez, SST, nitrito e fosfato. A remoção de nitrato não foi favorecida, assim como nas biorretenções com mídia filtrante convencional. Uma possibilidade para aumentar a eficiência de remoções de poluentes seria aliar o bagaço da cana-de-açúcar com algum outro aditivo que possa contribuir com a remoção do nitrato, como por exemplo o *biochar*. Outra possibilidade seria aliar a mídia filtrante com bagaço de cana-de-açúcar com a adição de uma zona submersa nas biorretenções.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As pesquisas com biorretenções ganharam notoriedade no ambiente científico nos últimos anos. Diversas investigações são realizadas com o objetivo de avaliar a eficiência desses sistemas na gestão do escoamento pluvial, sendo que os estudos em escala de colunas se destacam por permitir experimentos com variações de design e composição da biorretenção, como a alteração da mídia filtrante, por exemplo.

Nesse sentido, esta pesquisa buscou avaliar, em colunas de biorretenção, o efeito da escala a partir de três diferentes diâmetros de colunas, e a alteração da mídia filtrante da biorretenção com bagaço de cana-de-açúcar no desempenho quali-quantitativo.

Não foram encontrados indícios de que o diâmetro das colunas de biorretenção tenha afetado o resultado do desempenho na retenção do escoamento pluvial. No entanto, o desempenho das biorretenções no controle quantitativo do escoamento pluvial foi fortemente dependente das condições de precipitação antecedentes e da umidade inicial da mídia filtrante. Portanto, estudos de coluna de biorretenção visando avaliar os efeitos da retenção de águas pluviais devem observar a possível variabilidade dos resultados devido à frequência de dosagem de escoamento pluvial, procurando representar o regime de chuvas esperado para cada local.

Em relação ao desempenho qualitativo das biorretenções, observou-se que os diferentes diâmetros das colunas de biorretenção com mídia filtrante convencional não influenciaram a remoção de SST, nitrito e fosfato. Os três diâmetros de biorretenção também se comportaram de forma semelhante entre os diâmetros para pH, cor aparente, turbidez e condutividade.

No entanto, os resultados indicaram que a remoção de nitrato pode estar sendo influenciada pelo efeito escala das colunas de biorretenção. As colunas de biorretenção menores foram mais eficientes na remoção de nitrato quando comparadas às colunas maiores. As colunas de 300 mm e de 200 mm foram capazes de remover nitrato, enquanto as colunas de 400 mm de diâmetro agiram como fonte deste nutriente.

A adição de bagaço de cana-de-açúcar na mídia filtrante das biorretenções contribuiu para a redução da cor aparente, turbidez, SST, nitrito e fosfato. Já o pH, a condutividade elétrica e o nitrato tiveram acréscimos ao passar pelas biorretenções com mídia filtrante com bagaço de cana-de-açúcar.

As remoções de SST, nitrito e fosfato foram muito semelhantes nas biorretenções com mídia filtrante convencional e mídia filtrante modificada. Já a remoção de nitrato foi mais variável nas biorretenções com bagaço de cana-de-açúcar, lixiviando esse nutriente ao longo do experimento, enquanto nas biorretenções com mídia convencional, a lixiviação diminuiu com o decorrer do experimento. O efeito escala também foi observado nas biorretenções com mídia filtrante modificada, sendo que, assim como nas biorretenções com mídia filtrante convencional, as colunas de diâmetro maior lixiviam mais nitrato do que as colunas menores, e com isso o efeito escala pode sim estar afetando os resultados de remoções de nitrato.

Verificou-se que, em geral, a configuração proposta para o sistema de biorretenção de coluna permitiu bom desenvolvimento de *Chlorophytum comosum*, com ampliação do sistema radicular e aumento de biomassa, mostrando-se bem adaptada ao regime de aplicação de escoamento pluvial sintético empregado. Desta forma, o uso desta espécie pode ser uma alternativa para biorretenções instaladas em regiões de clima subtropical.

## 7 LIMITAÇÕES DA PESQUISA E RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

O procedimental experimental foi concebido visando se adequar ao orçamento restrito reservado para essa pesquisa. Utilizou-se o escoamento pluvial sintético com o objetivo principal de reduzir o custo com análises de amostras, o que não seria possível se fosse optado por utilizar o escoamento pluvial natural.

Da mesma forma, as amostragens da qualidade do efluente das biorretenções foram realizadas em apenas 5 momentos ao longo do experimento. Assim como, os efluentes de cada triplicata dos conjuntos de diâmetros foram unificados, analisando o comportamento médio de cada conjunto. O ideal seria analisar separadamente cada unidade de coluna e monitorar a qualidade do efluente do escoamento a cada dosagem, assim seria possível compreender o comportamento de cada diâmetro de coluna e as variações individuais que possam ter ocorrido, e não apenas um comportamento médio.

Como os diferentes intervalos entre as dosagens do escoamento pluvial sintético influenciaram na retenção do escoamento, sugere-se que novas pesquisas sejam realizadas abordando essencialmente a frequência de aplicação do escoamento. Além disso, sugere-se a utilização de uma série de chuva sintética para o melhor entendimento do comportamento das chuvas.

A adição do bagaço da cana-de-açúcar na mídia filtrante de biorretenções foi testada pela primeira vez nesse estudo. Incertezas são atribuídas ao modo que o bagaço foi preparado. Testar diferentes proporções, diferentes tamanhos das partículas, pirolisar, aliar o bagaço com outros aditivos (*biochar*, carvão ativado etc.) e avaliar o comportamento do bagaço da cana-de-açúcar por um período maior são sugestões para pesquisas futuras para afirmar se esse resíduo pode ser empregado em biorretenções.

Em relação à vegetação, a espécie *Chlorophytum comosum* se adaptou bem às biorretenções, preencheu o espaço nas colunas, apresentou crescimento de biomassa e expansão das raízes ao longo da execução dos experimentos. No entanto, não foram avaliados sistemas sem vegetação e a absorção de nutrientes pelas plantas, fatores que precisam ser investigados futuramente para corroborar com estudos que mostram que biorretenções sem vegetação tendem a exportar mais nutrientes (BRATIERES et al., 2008; FOWDAR et al., 2021; GLAISTER et al., 2017;

MUERDTER; WONG; LEFEVRE, 2018). Ainda, a avaliação da presença de bactérias nitrificantes e sua quantificação, tanto no biofilme das raízes das plantas como na mídia filtrante, permitiria uma melhor compreensão do funcionamento biológico das biorretenções.

Em locais onde estudos com biorretenções são mais explorados, há uma gama de vegetação indicada para a melhor eficiência hidráulica e remoção de nutrientes (GLAISTER et al., 2017; HUNT et al., 2015; PAYNE et al., 2018). Para o clima brasileiro, mais espécies vegetais precisam ser testadas, assim como a diversificação de espécies em uma mesma biorretenção.

Enfim, visando dar prosseguimento às pesquisas com biorretenções, destacam-se algumas sugestões que merecem ser levadas em consideração em futuros trabalhos:

- Testar outras composições de escoamento pluvial sintético.
- Avaliar o uso do escoamento pluvial natural.
- Testar outros regimes e frequências de aplicação de escoamento.
- Utilizar série de chuvas sintéticas para simular o regime pluvial.
- Testar outras composições e profundidades da camada da mídia filtrante.
- Avaliar a diversificação da vegetação e outras espécies de plantas.
- Testar outras proporções de bagaço de cana-de-açúcar na mídia filtrante.
- Pirolisar o bagaço de cana-de-açúcar (*biochar*), visando um melhor desenvolvimento das propriedades porosas.
- Avaliar o comportamento do bagaço da cana-de-açúcar na mídia filtrante das biorretenções por um período maior.
- Aliar a adição do bagaço de cana-de-açúcar com outro aditivo de mídia que aumente a retenção e remoção de poluentes.
- Aliar a mídia filtrante com bagaço da cana-de-açúcar com a adição de uma zona submersa, buscando aumentar a remoção de poluentes.

## REFERÊNCIAS

- AHIABLAME, L. M.; ENGEL, B. A.; CHAUBEY, I. Effectiveness of low impact development practices: Literature review and suggestions for future research. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 7, p. 4253–4273, 2012.
- AL-AMERI, M. et al. Accumulation of heavy metals in stormwater bioretention media: A field study of temporal and spatial variation. **Journal of Hydrology**, v. 576, p. 721–731, 2018.
- ALAM, T. et al. Nutrients and solids removal in bioretention columns using recycled materials under intermittent and frequent flow operations. **Journal of Environmental Management**, v. 297, n. July, 2021.
- ALVES, B. S. Q. et al. Effect of sewage sludge and sugarcane bagasse biochar on soil properties and sugar beet production. **Pedosphere**, v. 31, n. 4, p. 572–582, 1 ago. 2021.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23rd. ed. Washington. 2017.
- AMORIM, E. L. C. DE et al. Cargas Poluentes em Corpos Hídricos do Município de Maceió/AL. **Revista DAE**, v. 222, n. 68, p. 36–51, 2020.
- ARIA, M.; CUCCURULLO, C. bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. **Journal of Informetrics**, v. 11, n. 4, p. 959–975, 2017.
- AZEVEDO, F. S. **Biorretenção: Tecnologia alternativa para manejo de águas pluviais urbanas aplicada a João Pessoa, PB**. 2019. 182 p. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB, 2019.
- BAEK, S. S. et al. Developing a hydrological simulation tool to design bioretention in a watershed. **Environmental Modelling and Software**, v. 122, n. 2019, p. 1–12, 2019.
- BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. **Técnicas compensatórias em drenagem urbana**. 1. ed. Porto Alegre: ABRH. 2005. 266 p.
- BEHROUZ, M. S. et al. What are the relevant sources and factors affecting event mean concentrations ( EMCs ) of nutrients and sediment in stormwater ? **Science of the Total Environment**, v. 828, p. 154368, 2022.
- BERGER, A. W. et al. Biochar increases nitrate removal capacity of woodchip biofilters during high-intensity rainfall. **Water Research**, v. 165, p. 115008, 2019.
- BISWAL, B. K. et al. Biochar-based bioretention systems for removal of chemical and microbial pollutants from stormwater: A critical review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 422, n. November 2020, p. 126886, 2022.
- BJÖRKLUND, K.; LI, L. Removal of organic contaminants in bioretention medium



amended with activated carbon from sewage sludge. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 23, p. 19167–19180, 2017.

BLECKEN, G. T. et al. Influence of intermittent wetting and drying conditions on heavy metal removal by stormwater biofilters. **Water Research**, v. 43, n. 18, p. 4590–4598, 2009.

BLECKEN, G. T. et al. Laboratory study on stormwater biofiltration: Nutrient and sediment removal in cold temperatures. **Journal of Hydrology**, v. 394, n. 3–4, p. 507–514, 2010.

BOEHM, A. B. et al. Biochar-augmented biofilters to improve pollutant removal from stormwater-can they improve receiving water quality? **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 6, n. 6, p. 1520–1537, 2020.

BORRIS, M. et al. Contribution of coarse particles from road surfaces to dissolved and particle-bound heavy metal loads in runoff: A laboratory leaching study with synthetic stormwater. **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 212–221, 2016.

BRAGA, R. M. B. **Estudo da remoção de poluentes da drenagem urbana por um dispositivo de biorretenção**. 2017. 89 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Universidade Federal de Alagoas, Maceió, Al. 2017

BRASIL, J. et al. Nature-based solutions and real-time control: Challenges and opportunities. **Water (Switzerland)**, v. 13, n. 5, p. 1–18, 2021.

BRATIERES, K. et al. Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. **Water Research**, v. 42, n. 14, p. 3930–3940, 2008.

BRODEUR-DOUCET, C. et al. Seasonal hydrological and water quality performance of individual and in-series stormwater infrastructures as treatment trains in cold climate. **Water Quality Research Journal**, v. 56, n. 4, p. 205–217, 2021.

BROWN, R. A.; BIRGAND, F.; HUNT, W. F. Analysis of consecutive events for nutrient and sediment treatment in field-monitored bioretention cells. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 224, n. 6, 2013.

BROWN, R. A.; HUNT, W. F. Underdrain Configuration to Enhance Bioretention Exfiltration to Reduce Pollutant Loads. **Journal of Environmental Engineering**, v. 137, n. 2, p. 1082–1091, 2011.

BURGIS, C. R. et al. Tracking denitrification in green stormwater infrastructure with dual nitrate stable isotopes. **Science of the Total Environment**, v. 747, n. 141281, p. 1–11, 2020.

CADORE, R. C. **Crerios de dimensionamento de biorretenções**. 116 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.

CHAHAL, M. K.; SHI, Z.; FLURY, M. Nutrient leaching and copper speciation in compost-amended bioretention systems. **Science of the Total Environment**, v. 556,

p. 302–309, 2016.

CHAN, F. K. S. et al. “Sponge City” in China—A breakthrough of planning and flood risk management in the urban context. **Land Use Policy**, v. 76, n. March, p. 772–778, 2018.

CHANDRASENA, G. I. et al. E. coli removal in laboratory scale stormwater biofilters: Influence of vegetation and submerged zone. **Journal of Hydrology**, v. 519, n. 2014, p. 814–822, 2014.

CHANDRASENA, G. I. et al. Retention and survival of E. coli in stormwater biofilters: Role of vegetation, rhizosphere microorganisms and antimicrobial filter media. **Ecological Engineering**, v. 102, n. 2017, p. 166–177, 2017.

CHANDRASENA, G. I.; DELETIC, A.; MCCARTHY, D. T. Biofiltration for stormwater harvesting: Comparison of *Campylobacter* spp. and *Escherichia coli* removal under normal and challenging operational conditions. **Journal of Hydrology**, v. 537, n. 2016, p. 248–259, 2016.

CHANG, N. BIN et al. Global policy analysis of low impact development for stormwater management in urban regions. **Land Use Policy**, v. 70, n. June 2016, p. 368–383, 2018.

CHEN, X. et al. Nitrogen removal and nitrifying and denitrifying bacteria quantification in a stormwater bioretention system. **Water Research**, v. 47, n. 4, p. 1691–1700, 2013.

CHEN, Y. et al. Bioretention system mediated by different dry–wet alterations on nitrogen removal: Performance, fate, and microbial community. **Science of The Total Environment**, v. 827, p. 154295, 2022.

CITY OF PORTLAND. **Stormwater Management Manual**. p. 502, 2016.

CLARY, J. et al. **International Stormwater BMP Database: 2020 Summary Statistics**. The Water Research Foundation. Project No. 4968. 2020.

CORDING, A.; HURLEY, S.; ADAIR, C. Influence of Critical Bioretention Design Factors and Projected Increases in Precipitation due to Climate Change on Roadside Bioretention Performance. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, n. 9, p. 04018082, 2018.

CUNHA, G. S. **Efeitos da utilização de biorretenção em uma área urbana: análises quantitativas em função do código de urbanismo e edificações de Maceió-AL**. 2019. 73 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Universidade Federal de Alagoas, Maceió, Al. 2019

DAGENAIS, D.; BRISSON, J.; FLETCHER, T. D. The role of plants in bioretention systems; does the science underpin current guidance? **Ecological Engineering**, v. 120, n. June, p. 532–545, 2018.

DANIEL JÚNIOR, J. J. **Avaliação de uma Biorretenção como estrutura sustentável de drenagem urbana**. 2013. 117 p. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2013

DAVIS, A. P. et al. Laboratory Study of Biological Retention for Urban Stormwater Management. **Water Environment Research**, v. 73, n. 1, p. 5–14, 2001.

DAVIS, A. P. et al. Water Quality Improvement through Bioretention Media: Nitrogen and Phosphorus Removal. **Water Environment Research**, v. 78, n. 3, p. 284–293, 2006.

DAVIS, A. P. Field Performance of Bioretention: Water Quality. **Environmental Engineering Science**, v. 24, n. 8, p. 1048–1064, 2007.

DAVIS, A. P. Field Performance of Bioretention: Hydrology Impacts. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 13, n. 2, p. 90–95, 2008.

DAVIS, A. P. et al. Bioretention Technology: Overview of Current Practice and Future Needs. **Journal of Environmental Engineering**, v. 135, n. 3, p. 109–117, 2009.

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

DELETIC, A. The first flush load of urban surface runoff. **Water Research**, v. 32, n. 8, p. 2462–2470, 1998.

DIETZ, M. E. Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 186, n. 1–4, p. 351–363, 2007.

DIETZ, M. E.; CLAUSEN, J. C. Saturation to improve pollutant retention in a rain garden. **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 4, p. 1335–1340, 2006.

DONAGHUE, A. G. et al. The impact of bioretention column internal water storage underdrain height on denitrification under continuous and transient flow. **Water Research**, v. 214, n. February, p. 118205, 2022.

ECK, N. J. VAN; WALTMAN, L. Software survey : VOSviewer , a computer program for bibliometric mapping. **Scientometrics**, v. 84, p. 523–538, 2010.

Environmental Protection Agency - EPA. **Terminology of Low Impact Development Communities**. Washington, United States. 2012.

FALAGAS, M. E. et al. Comparison of PubMed, Scopus, Web of Science, and Google Scholar: strengths and weaknesses. **The FASEB Journal**, v. 22, n. 2, p. 338–342, 2008.

FENSTERSEIFER, P. **Infraestruturas verdes na amenização de impactos da urbanização: controle pluvial com biorretenção e efeito térmico de fachada verde em residência**. 2020. 135 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2020.

FERRÃO, M. DA S. **Ensaio destrutivo de um modelo em escala de uma biorretenção**. 2018. 57 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em

Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS. 2018

FERREIRA, L. T. L. M. **Avaliação do funcionamento de um dispositivo de biorretenção: monitoramento e modelagem**. 2017. 83 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Universidade Federal do Alagoas. Maceió, AL. 2017.

FERREIRA, L. T. L. M.; NEVES, M. G. F. P.; SOUZA, V. C. B. Puls method for events simulation in a lot scale bioretention device. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, 2019.

FISCHER, D.; CHARLES, E. G.; BAEHR, A. L. Effects of Stormwater Infiltration on Quality of Groundwater Beneath Retention and Detention Basins. **Journal of Environmental Engineering**, v. 129, n. 5, p. 464–471, 2003.

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

FOWDAR, H. et al. How well do stormwater green infrastructure respond to changing climatic conditions? **Journal of Hydrology**, v. 603, n. PA, p. 126887, 2021.

FRANTZESKAKI, N. Seven lessons for planning nature-based solutions in cities. **Environmental Science and Policy**, v. 93, n. December 2018, p. 101–111, 2019.

GANESAN, K.; RAJAGOPAL, K.; THANGAVEL, K. Evaluation of bagasse ash as supplementary cementitious material. **Cement and Concrete Composites**, v. 29, n. 6, p. 515–524, 1 jul. 2007.

GAO, J. et al. Hydrologic performance of bioretention in an expressway service area. **Water Science & Technology**, v. 77, n. 7, p. 1829–1837, 2018.

GARG, U. K. et al. Removal of hexavalent chromium from aqueous solution by agricultural waste biomass. **Journal of Hazardous Materials**, v. 140, n. 1–2, p. 60–68, 2007.

GEIGER, W. **Flushing effects in combined sewer systems**. 4th Int. Conf. on Urban Storm Drainage. Lausanne, Switzerland: 1987

GILMAN, E. F. **Chlorophytum comosum 1Chlorophytum comosum Fact Sheet**, 1999. Disponível em:  
<[http://hort.ufl.edu/database/documents/pdf/shrub\\_fact\\_sheets/chlcoma.pdf](http://hort.ufl.edu/database/documents/pdf/shrub_fact_sheets/chlcoma.pdf)>

GLAISTER, B. J. et al. Interactions between design, plant growth and the treatment performance of stormwater biofilters. **Ecological Engineering**, v. 105, p. 21–31, 2017.

GÖBEL, P.; DIERKES, C.; COLDEWEY, W. G. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 91, n. 1–2, p. 26–42, 2007.

GOH, H. W. et al. A review of bioretention components and nutrient removal under

different climates — future directions for tropics. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 14904–14919, 2019.

GOLDEN, H. E.; HOGHOOGHI, N. Green infrastructure and its catchment-scale effects: an emerging science. **WIREs Water**, v. 5, n. 1, p. 1–14, 2018.

GONG, Y. et al. Performance assessment of extensive green roof runoff flow and quality control capacity based on pilot experiments. **Science of the Total Environment**, v. 687, p. 505–515, 2019.

GOULDEN, S. et al. From conventional drainage to sustainable stormwater management: Beyond the technical challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 219, p. 37–45, 2018.

GÜLBAZ, S.; KAZEZYILMAZ-ALHAN, C. M. An evaluation of hydrologic modeling performance of EPA SWMM for bioretention. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 76, n. 11–12, p. 3035–3043, 2017.

GUPTA, K.; SAUL, A. J. Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows. **Water Research**, v. 30, n. 5, p. 1244–1252, 1996.

GUPTA, V. K. et al. Removal of cadmium and nickel from wastewater using bagasse fly ash - A sugar industry waste. **Water Research**, v. 37, n. 16, p. 4038–4044, 1 set. 2003.

GUPTA, V. K.; ALI, I. Removal of lead and chromium from wastewater using bagasse fly ash - A sugar industry waste. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 271, n. 2, p. 321–328, 15 mar. 2004.

HAKIMDAVAR, R. et al. Scale dynamics of extensive green roofs: Quantifying the effect of drainage area and rainfall characteristics on observed and modeled green roof hydrologic performance. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 494–508, 2014.

HAMEDANI, A. S. et al. Improving the treatment performance of low impact development practices—comparison of sand and bioretention soil mixtures using column experiments. **Water (Switzerland)**, v. 13, n. 9, 2021.

HASS, A.; LIMA, I. M. Effect of feed source and pyrolysis conditions on properties and metal sorption by sugarcane biochar. **Environmental Technology and Innovation**, v. 10, p. 16–26, 1 maio 2018.

HATT, B. E. et al. The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. **Environmental Management**, v. 34, n. 1, p. 112–124, 2004.

HATT, B. E.; FLETCHER, T. D.; DELETIC, A. Treatment performance of gravel filter media: Implications for design and application of stormwater infiltration systems. **Water Research**, v. 41, n. 12, p. 2513–2524, 2007.

HATT, B. E.; FLETCHER, T. D.; DELETIC, A. Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. **Journal of**

**Hydrology**, v. 365, n. 3–4, p. 310–321, 2009.

HESS, A. et al. Evapotranspiration in Rain Gardens Using Weighing Lysimeters. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 143, n. 6, p. 1–7, 2017.

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

HSIEH, C. D.; YANG, W. F. Optimal nonpoint source pollution control strategies for a reservoir watershed in Taiwan. **Journal of Environmental Management**, v. 85, n. 4, p. 908–917, 2007.

HSIEH, C.; DAVIS, A. P. Evaluation and Optimization of Bioretention Media for Treatment of Urban Storm Water Runoff. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, n. 11, p. 1521–1531, 2005.

HSIEH, C. H.; DAVIS, A. P. Evaluation of Bioretention for Treatment of Urban Storm Water Runoff. **World Water and Environmental Resources Congress**, v. 131, n. 11, p. 141–148, 2003.

HUANG, L. et al. Unconventional microbial mechanisms for the key factors influencing inorganic nitrogen removal in stormwater bioretention columns. **Water Research**, v. 209, n. June 2021, p. 117895, 2022.

HUNT, W. F. et al. Pollutant Removal and Peak Flow Mitigation by a Bioretention Cell in Urban Charlotte, N.C. **Journal of Environmental Engineering**, v. 134, n. 5, p. 403–408, 2008.

HUNT, W. F. et al. **Plant Selection for Bioretention Systems and Stormwater Treatment Practices**. 2015. ed. USA: [s.n.].

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Climatological norms of Brazil 1961-1990**. Brasília, Brasil , 2019a.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Dados históricos anuais 2019b**. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>>. Acesso em: 12 ago. 2022.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Dados históricos anuais 2020**. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>>. Acesso em: 12 ago. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Atlas do Censo Demográfico 2010**Rio de JaneiroIBGE, , 2013. Disponível em: <<http://www.bcb.gov.br/pec/GCI/PORT/readout/readout.asp>>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola - LSPA**. 2021. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistemico-da-producao-agricola.html?=&t=destaques>>. Acesso em: 27 maio. 2021.

- IQBAL, H.; GARCIA-PEREZ, M.; FLURY, M. Effect of biochar on leaching of organic carbon, nitrogen, and phosphorus from compost in bioretention systems. **Science of the Total Environment**, v. 521–522, p. 37–45, 2015.
- JAY, J. G. et al. Nutrient, Metal, and Organics Removal from Stormwater Using a Range of Bioretention Soil Mixtures. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 493–501, 2018.
- JIANG, C. et al. An improved approach to design bioretention system media. **Ecological Engineering**, v. 136, n. October 2018, p. 125–133, 2019.
- KANDEL, S. et al. Phosphorus Retention by Fly Ash Amended Filter Media in Aged Bioretention Cells. **Water (Switzerland)**, v. 9, n. 10, p. 1–13, 2017.
- KARNITZ, O. et al. Adsorption of heavy metal ion from aqueous single metal solution by chemically modified sugarcane bagasse. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 6, p. 1291–1297, 1 abr. 2007.
- KAVEHEI, E. et al. Soil nitrogen accumulation, denitrification potential, and carbon source tracing in bioretention basins. **Water Research**, v. 188, p. 116511, 2021.
- KOUTNIK, V. S. et al. Mobility of polypropylene microplastics in stormwater biofilters under freeze-thaw cycles. **Journal of Hazardous Materials Letters**, v. 3, p. 100048, 2022.
- LANGE, K.; VIKLANDER, M.; BLECKEN, G.-T. Investigation of intra-event variations of total, dissolved and truly dissolved metal concentrations in highway runoff and a gross pollutant trap – bioretention stormwater treatment train. **Water Research**, v. 216, n. February, p. 118284, 2022.
- LANGE, K.; VIKLANDER, M.; BLECKEN, G. T. Effects of plant species and traits on metal treatment and phytoextraction in stormwater bioretention. **Journal of Environmental Management**, v. 276, n. June, p. 13, 2020.
- LAU, A. Y. T. et al. Surface-modified biochar in a bioretention system for *Escherichia coli* removal from stormwater. **Chemosphere**, v. 169, p. 89–98, 2017.
- LE COUSTUMER, S. et al. Hydraulic performance of biofilters for stormwater management: First lessons from both laboratory and field studies. **Water Science and Technology**, v. 56, n. 10, p. 93–100, 2007.
- LE COUSTUMER, S. et al. Hydraulic performance of biofilter systems for stormwater management: Influences of design and operation. **Journal of Hydrology**, v. 376, n. 1–2, p. 16–23, 2009.
- LE COUSTUMER, S. et al. The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. **Water Research**, v. 46, n. 20, p. 6743–6752, 2012.
- LEE, J. et al. Effect of surface area to catchment area ratio on pollutant removal efficiency in vegetation-type facilities. **Ecological Engineering**, v. 179, n. December 2021, p. 106609, 2022.

LEE, J. U. N. H. O.; BANG, K. I. W. Characterization of urban stormwater. **Water Research**, v. 34, n. 6, p. 1773–1780, 2000.

LEFEVRE, G. H. et al. Review of Dissolved Pollutants in Urban Storm Water and Their Removal and Fate in Bioretention Cells. **Journal of Environmental Engineering**, v. 141, n. 1, p. 1–23, 2015.

LI, G. et al. Design influence and evaluation model of bioretention in rainwater treatment: A review. **Science of the Total Environment**, v. 787, n. 13, p. 147592, 2021a.

LI, H. et al. Efficient nitrogen removal from stormwater runoff by bioretention system: The construction of plant carbon source-based heterotrophic and sulfur autotrophic denitrification process. **Bioresource Technology**, v. 349, n. December 2021, p. 126803, 2022a.

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.

LI, J. et al. Development and Optimization of Bioretention Systems with Modified Fillers of Corn Straw Biochar. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 232, n. 9, 2021b.

LI, L.; DAVIS, A. P. Urban stormwater runoff nitrogen composition and fate in bioretention systems. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 6, p. 3403–3410, 2014.

LI, Y. et al. Characterization and sources apportionment of overflow pollution in urban separate stormwater systems inappropriately connected with sewage. **Journal of Environmental Management**, v. 303, n. August 2021, p. 114231, 2022b.

LI, Y. L. et al. Removal of *Clostridium perfringens*, *Escherichia coli* and F-RNA coliphages by stormwater biofilters. **Ecological Engineering**, v. 49, p. 137–145, 2012.

LIBERALESSO, T. **Telhados verdes extensivos: influência da composição do substrato na retenção hídrica e no desenvolvimento da vegetação**. 2018. 171 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2018.

LIU, J. et al. Review and Research Needs of Bioretention Used for the Treatment of Urban Stormwater. **Water**, v. 6, n. 4, p. 1069–1099, 2014.

LIU, R.; FASSMAN-BECK, E. Hydrologic experiments and modeling of two laboratory bioretention systems under different boundary conditions. **Frontiers of Environmental Science and Engineering**, v. 11, n. 4, p. 1–10, 2017.

LIU, T. et al. Low Impact Development (LID) Practices: A Review on Recent Developments, Challenges and Prospects. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 232, n. 9, 2021.

LIZÁRRAGA-MENDIOLA, L. et al. Hydrological design of two low-impact



development techniques in a semi-arid climate zone of central Mexico. **Water (Switzerland)**, v. 9, n. 8, 2017.

LÖBLER, C. A.; SCCOTI, A. A. V.; WERLANG, M. K. Contribution To the Delineation of Pampa and Atlantic Forest Biomes in Santa Maria, Rs. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, n. 2, p. 1250–1257, 2015.

LOPEZ-PONNADA, E. V. et al. Long-term field performance of a conventional and modified bioretention system for removing dissolved nitrogen species in stormwater runoff. **Water Research**, v. 170, p. 115336, 2020.

LUCAS, W. C.; GREENWAY, M. Nutrient Retention in Vegetated and Nonvegetated Bioretention Mesocosms. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 134, n. 5, p. 613–623, 2008.

LUCAS, W. C.; GREENWAY, M. Hydraulic Response and Nitrogen Retention in Bioretention Mesocosms with Regulated Outlets: Part I-Hydraulic Response. **Water Environment Research**, v. 83, n. 8, p. 692–702, 2011.

LUCKE, T.; NICHOLS, P. W. B. The pollution removal and stormwater reduction performance of street-side bioretention basins after ten years in operation. **Science of the Total Environment**, v. 536, p. 784–792, 2015.

LUO, H. et al. Performance evaluation of enhanced bioretention systems in removing dissolved nutrients in stormwater runoff. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 10, n. 9, 2020.

MACEDO, M. B. DE et al. Learning from the operation, pathology and maintenance of a bioretention system to optimize urban drainage practices. **Journal of Environmental Management**, v. 204, n. 2017, p. 454–466, 2017.

MACEDO, M. B. DE et al. Bioretention performance under different rainfall regimes in subtropical conditions: A case study in São Carlos, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 248, n. 2019, p. 109266, 2019.

MACEDO, M. B. DE; LAGO, C. A. F.; MENDIONDO, E. M. Stormwater volume reduction and water quality improvement by bioretention: Potentials and challenges for water security in a subtropical catchment. **Science of the Total Environment**, v. 647, n. 2019, p. 923–931, 2019.

MANGANGKA, I. R. et al. Performance characterisation of a stormwater treatment bioretention basin. **Journal of Environmental Management**, v. 150, p. 173–178, 2015.

MELBOURNE WATER. **WSUD Engineering Procedures: Stormwater: Stormwater**. Publishing:Melborne, 2005. 288 p.

MELO, T. DOS A. T. DE et al. Jardim de chuva: sistema de biorretenção para o manejo das águas pluviais urbanas. **Ambiente Construído**, v. 14, n. 3, p. 147–165, 2014.

MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY. **Minnesota Stormwater Manual**.

Disponível em: <[https://stormwater.pca.state.mn.us/index.php?title=Main\\_Page](https://stormwater.pca.state.mn.us/index.php?title=Main_Page)>. Acesso em: 11 jan. 2022.

MOHANTY, S. K. et al. Plenty of room for carbon on the ground: Potential applications of biochar for stormwater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 1644–1658, 2018.

MOHANTY, S. K.; BOEHM, A. B. Escherichia coli removal in biochar-augmented biofilter: Effect of infiltration rate, initial bacterial concentration, biochar particle size, and presence of compost. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 19, p. 11535–11542, 2014.

MOHANTY, S. K.; BOEHM, A. B. Effect of weathering on mobilization of biochar particles and bacterial removal in a stormwater biofilter. **Water Research**, v. 85, p. 208–215, 2015.

MORGAN, C. et al. Agricultural Byproducts as Amendments in Bioretention Soils for Metal and Nutrient Removal. **Journal of Environmental Engineering**, v. 146, n. 6, p. 04020029, 2020.

MOURA, N. C. B. DE. **Biorretenção - Tecnologia ambiental urbana para manejo das águas de chuva**. 2013. 299 p. Tese (Faculdade de Arquitetura e Urbanismo) - Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2013.

MUERDTER, C. P.; WONG, C. K.; LEFEVRE, G. H. Emerging investigator series: The role of vegetation in bioretention for stormwater treatment in the built environment: Pollutant removal, hydrologic function, and ancillary benefits. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 4, n. 5, p. 592–612, 2018.

NABIUL AFROOZ, A. R. M.; BOEHM, A. B. Effects of submerged zone, media aging, and antecedent dry period on the performance of biochar-amended biofilters in removing fecal indicators and nutrients from natural stormwater. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 320–330, 2017.

NAZAHYAH, R.; YUSOP, Z.; ABUSTAN, I. Stormwater quality and pollution loading from an urban residential catchment in Johor , Malaysia. **Water Science & Technology**, v. 56, n. 7, p. 1–9, 2007.

NGUYEN, D. X.; NAIRN, R. W.; KNOX, R. C. Sand Filtration Enhanced by Various Reactive Materials for Bioretention Cell Design Considerations. **Journal of Environmental Engineering**, v. 147, n. 11, p. 04021050, 2021.

NORTON, R. A. et al. Effects of storm size and frequency on nitrogen retention, denitrification, and N<sub>2</sub>O production in bioretention swale mesocosms. **Biogeochemistry**, v. 134, n. 3, p. 353–370, 2017.

NOVOTNY, V. **Water quality: diffuse pollution and watershed management**. 2.ed. Wiley: Hoboken, New Jersey, 2003. 864p.

OLIVEIRA, T. R. P. DE et al. Different Configurations of a Bioretention System Focused on Stormwater Harvesting in Brazil. **Journal of Environmental**

**Engineering**, v. 147, n. 12, p. 04021058, 2021.

OLSZEWSKI, J. M.; DAVIS, A. P. Comparing the hydrologic performance of a bioretention cell with predevelopment values. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 139, n. 5, p. 124–130, 2013.

OSMAN, M. et al. A review of nitrogen removal for urban stormwater runoff in bioretention system. **Sustainability (Switzerland)**, v. 11, n. 19, p. 1–21, 2019.

PAMURU, S. T. et al. Chemical characterization of urban stormwater : Traditional and emerging contaminants. **Science of the Total Environment**, v. 813, p. 151887, 2022.

PANDEY, A. et al. Biotechnological potential of agro-industrial residues. I: Sugarcane bagasse. **Bioresource Technology**, v. 74, n. 1, p. 69–80, 1 ago. 2000.

PANOS, C. L.; WOLFAND, J. M.; HOGUE, T. S. Assessing resilience of a dual drainage urban system to redevelopment and climate change. **Journal of Hydrology**, v. 596, n. February, p. 126101, 2021.

PASSEPORT, E. et al. Field Study of the Ability of Two Grassed Bioretention Cells to Reduce Storm-Water Runoff Pollution. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 135, n. 4, p. 505–510, 2009.

PAYNE, E. G. I. et al. Which species? A decision-support tool to guide plant selection in stormwater biofilters. **Advances in Water Resources**, v. 113, n. December 2017, p. 86–99, 2018.

PENG, Y. et al. Biochar and woodchip amended bioreactor extending reactive volume for enhanced denitrification in stormwater runoff. **Journal of Water Process Engineering**, v. 46, n. December 2021, p. 102541, 2022.

PERSAUD, P. P. et al. Real time control schemes for improving water quality from bioretention cells. **Blue-Green Systems**, v. 1, n. 1, p. 55–71, 2019.

PERSCH, C. G. et al. Assessing the Scale Dynamics of the Rainfall Retention of Green Roofs in a Subtropical Climate. **Journal of Environmental Engineering**, v. 147, n. 11, p. 04021054, 2021.

PETERSON, I. J.; IGIELSKI, S.; DAVIS, A. P. Enhanced Denitrification in Bioretention Using Woodchips as an Organic Carbon Source. **Journal of Sustainable Water in the Built Environment**, v. 1, n. 4, p. 04015004, 2015.

PINHEIRO, M. B. **Plantas para Infraestrutura Verde e o Papel da Vegetação no Tratamento das Águas Urbanas de São Paulo: Identificação de Critérios para Seleção de Espécies**. 2017. 367 p. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2017.

PIVETTA, G. G. **Avaliação de cargas poluidoras e contaminantes emergentes na bacia hidrográfica Vacacaí – Vacacaí Mirim**. 2017. 126 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2017.

PORTO, M. F. DO A. **Aspectos qualitativos do escoamento superficial urbano**. Porto Alegre: In: TUCCI, C. E. M. et al. Drenagem urbana, 1995.

PRAPAGDEE, B.; WANKUMPHA, J. Phytoremediation of cadmium-polluted soil by *Chlorophytum laxum* combined with chitosan-immobilized cadmium-resistant bacteria. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 23, p. 19249–19258, 2017.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA. **Plano Diretor de Drenagem Urbana de Curitiba**. Curitiba, PR. 2012. Disponível em: <https://mid.curitiba.pr.gov.br/2021/00314152.pdf>. Acesso em 01 jun. 2022.

PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO ALEGRE - PMPA. **Plano diretor de drenagem urbana**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. 2005. Disponível em: [http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dep/default.php?p\\_secao=66](http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dep/default.php?p_secao=66). Acesso em 01 jun. 2022

PREFEITURA DE SÃO PAULO - PSP. **Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais de São Paulo**. São Paulo, SP. 2012. Disponível em: [https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/desenvolvimento\\_urbano/arquivos/comite\\_clima/plano\\_diretor\\_de\\_drenagem\\_201200712\\_fundap.pdf](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/desenvolvimento_urbano/arquivos/comite_clima/plano_diretor_de_drenagem_201200712_fundap.pdf). Acesso em: 01 jun. 2022

PRINCE GEORGE'S COUNTY. **Bioretention Manual**. Department of Environmental Resources, The Prince George's County, Maryland. 2007

PUBLIC UTILITIES BOARD - PUB. **Active Beautiful Clean - Design Guidelines**. Singapore, p. 114, 2014.

QIU, F. et al. Enhanced nutrient removal in bioretention systems modified with water treatment residuals and internal water storage zone. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 5, n. 5, p. 993–1003, 2019.

R, Core Team. **A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria R Foundation for Statistical Computing, 2021. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

RAHMAN, M. A.; IMTEAZ, M. A.; ARULRAJAH, A. Suitability of reclaimed asphalt pavement and recycled crushed brick as filter media in bioretention applications. **International Journal of Environment and Sustainable Development**, v. 15, n. 1, p. 32, 2016.

RAHMAN, M. Y. A.; NACHABE, M. H.; ERGAS, S. J. Biochar amendment of stormwater bioretention systems for nitrogen and *Escherichia coli* removal: Effect of hydraulic loading rates and antecedent dry periods. **Bioresource Technology**, v. 310, n. April, p. 123428, 2020.

RITTER, L. et al. **Sources, pathways, and relative risks of contaminants in surface water and groundwater: A perspective prepared for the Walkerton inquiry**. [s.l: s.n.]. v. 65

ROCHA, G. J. DE M. et al. Influence of mixed sugarcane bagasse samples evaluated by elemental and physical-chemical composition. **Industrial Crops and Products**, v. 64, p. 52–58, 1 fev. 2015.

ROSA, A. **Bioretention for diffuse pollution control in suds using experimental adaptive approaches of echohydrology**. 2016. 129p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2016.

ROUT, P. R.; BHUNIA, P.; DASH, R. R. Assessing Possible Applications of Waste Organic Solid Substances as Carbon Sources and Biofilm Substrates for Elimination of Nitrate Toxicity from Wastewater. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 21, n. 3, p. 04016027, 2017.

ROY-POIRIER, A. et al. Review of Bioretention System Research and Design : Past , Present , and Future. **J. Environ. Eng.**, v. 136, n. September, p. 878–889, 2010.

ROY-POIRIER, A.; CHAMPAGNE, P.; FILION, Y. Bioretention processes for phosphorus pollution control. **Environmental Reviews**, v. 18, n. 1, p. 159–173, 2010.

SANTOS, S. A. DOS; GASTALDINI, M. DO C. C. An assessment of quality of stormwater in a subtropical urban watershed. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 5, p. 1–15, 2016.

SARTOR, J. D.; BOYD, G. B.; AGARDY, F. J. Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants. **Journal - Water Pollution Control Federation**, v. 46, n. 3, p. 458–467, 1974.

SCHUELER, T. **Controlling urban runoff: a practical manual for planning and designing urban BMP**. Metropolitan Washington Council of Governments. Washington. 1987. 272 p.

SHAFIQUE, M.; KIM, R. Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. **Ecological Chemistry and Engineering S**, v. 22, n. 4, p. 543–563, 2015.

SHRESTHA, P.; HURLEY, S. E.; WEMPLE, B. C. Effects of different soil media, vegetation, and hydrologic treatments on nutrient and sediment removal in roadside bioretention systems. **Ecological Engineering**, v. 112, n. 2018, p. 116–131, 2018.

SICKLES, L. et al. Evaluation of regionally appropriate and cost effective bioretention media mixes. **Restoring Our Natural Habitat - Proceedings of the 2007 World Environmental and Water Resources Congress**, p. 1–10, 2007.

SIMEK, J. et al. Accumulation of cadmium in potential hyperaccumulators *Chlorophytum comosum* and *Callisia fragrans* and role of organic acids under stress conditions. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 28, p. 28129–28139, 2018.

SKOROBOGATOV, A. et al. The impact of media , plants and their interactions on bioretention performance : A review. **Science of the Total Environment**, v. 715, p.

136918, 2020.

SMITH, A. J.; NOVAK, M. A.; DUFFY, B. T. Long - term trends in biological indicators and water quality in rivers and streams of New York State ( 1972 – 2012 ). **River Res Applic.**, v. 34, p. 442–450, 2018.

SMYTH, K. et al. Bioretention cells remove microplastics from urban stormwater. **Water Research**, v. 191, 2021.

SØBERG, L. C. et al. Phosphorus and TSS Removal by Stormwater Bioretention: Effects of Temperature, Salt, and a Submerged Zone and Their Interactions. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 231, n. 6, 2020.

SØBERG, L. C.; VIKLANDER, M.; BLECKEN, G. T. Nitrogen removal in stormwater bioretention facilities: Effects of drying, temperature and a submerged zone. **Ecological Engineering**, v. 169, n. February 2019, 2021.

SONG, H. et al. Characteristics of Stormwater Quality in Singapore Catchments in 9 Different Types of Land Use. **Water**, v. 11, n. 1089, p. 1–10, 2019.

SOUZA, A. B. et al. Study on the feasibility of using agricultural waste in the production of concrete blocks. **Journal of Building Engineering**, v. 42, p. 102491, 1 out. 2021.

SOUZA, M. M. DE; GASTALDINI, M. DO C. C.; PIVETTA, G. G. Nonpoint pollution load in river catchments with different anthropic impacts: a case study in Southern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 24, 2017.

SUÁREZ-CÁCERES, G. P.; PÉREZ-URRESTARAZU, L. Removal of volatile organic compounds by means of a felt-based living wall using different plant species. **Sustainability (Switzerland)**, v. 13, n. 11, 2021.

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.

SUN, Y. et al. Waste-derived compost and biochar amendments for stormwater treatment in bioretention column: Co-transport of metals and colloids. **Journal of Hazardous Materials**, v. 383, n. September 2019, p. 121243, 2020.

TAHVONEN, O. Adapting bioretention construction details to local practices in Finland. **Sustainability (Switzerland)**, v. 10, n. 2, 2018.

TANG, N. YUAN; LI, T. Nitrogen removal by three types of bioretention columns under wetting and drying regimes. **Journal of Central South University**, v. 23, n. 2, p. 324–332, 2016.

TANG, Z. et al. Forecasting land use change and its environmental impact at a watershed scale. **Journal of Environmental Management**, v. 76, n. 1, p. 35–45, 2005.

TEDOLDI, D. et al. Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-

control stormwater infiltration devices – Inter-site comparison. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 881–892, 2017.

TIAN, J. et al. A pilot-scale, bi-layer bioretention system with biochar and zero-valent iron for enhanced nitrate removal from stormwater. **Water Research**, v. 148, p. 378–387, 2019.

TIRPAK, R. A. et al. Building resiliency to climate change uncertainty through bioretention design modifications. **Journal of Environmental Management**, v. 287, n. March, p. 112300, 2021a.

TIRPAK, R. A. et al. Conventional and amended bioretention soil media for targeted pollutant treatment: A critical review to guide the state of the practice. **Water Research**, v. 189, p. 116648, 2021b.

TROWSDALE, S. A.; SIMCOCK, R. Urban stormwater treatment using bioretention. **Journal of Hydrology**, v. 397, n. 3–4, p. 167–174, 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **National Nonpoint Source Program — a catalyst for water quality improvements**. 2016.

VALENCA, R. et al. Nitrate removal uncertainty in stormwater control measures: Is the design or climate a culprit? **Water Research**, v. 190, 2021.

VIJAYARAGHAVAN, K. et al. Bioretention systems for stormwater management: Recent advances and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 292, n. May, p. 112766, 2021.

WALSH, C. J. et al. The urban stream syndrome : current knowledge and the search for a cure The urban stream syndrome : current knowledge and. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706–723, 2005.

WAN, Z.; LI, T.; SHI, Z. A layered bioretention system for inhibiting nitrate and organic matters leaching. **Ecological Engineering**, v. 107, n. July, p. 233–238, 2017.

WANG, F.; LI, J.; DUAN, H. A sulfur-limestone bioretention system for stormwater treatment: Nitrogen removal performance and microbial community. **Science of The Total Environment**, v. 827, p. 154301, 2022.

WANG, S. et al. Nitrogen removal from urban stormwater runoff by stepped bioretention systems. **Ecological Engineering**, v. 106, n. 2017, p. 340–348, 2017a.

WANG, Y. et al. Phosphate fertilizer affected rhizospheric soils: speciation of cadmium and phytoremediation by *Chlorophytum comosum*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 4, p. 3934–3939, 2017b.

WATER BY DESIGN. **Bioretention Technical Design Guidelines** (Version 1.1). Healthy Waterways Ltd, Drisbane, p. 138, 2014.

WINFREY, B. K.; HATT, B. E.; AMBROSE, R. F. Biodiversity and functional diversity of Australian stormwater biofilter plant communities. **Landscape and Urban**

**Planning**, v. 170, n. November 2017, p. 112–137, 2018.

WINSTON, R. J.; DORSEY, J. D.; HUNT, W. F. Quantifying volume reduction and peak flow mitigation for three bioretention cells in clay soils in northeast Ohio. **Science of the Total Environment**, v. 553, p. 83–95, 2016.

WOLFAND, J. M. et al. Occurrence of Urban-Use Pesticides and Management with Enhanced Stormwater Control Measures at the Watershed Scale. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 7, p. 3634–3644, 2019.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. **Guide to climatological practices**. Geneva: WMO, 2018.

WU, J. et al. Performance of biofilter with a saturated zone for urban stormwater runoff pollution control: Influence of vegetation type and saturation time. **Ecological Engineering**, v. 105, n. 2017, p. 355–361, 2017.

XIONG, J. et al. Removal of nitrogen from rainwater runoff by bioretention cells filled with modified collapsible loess. **Ecological Engineering**, v. 158, n. 2020, p. 106065, 2020.

XU, D. et al. Water treatment residual: A critical review of its applications on pollutant removal from stormwater runoff and future perspectives. **Journal of Environmental Management**, v. 259, n. March 2019, p. 109649, 2020.

XU, Y. et al. Enhanced removal of sulfamethoxazole and tetracycline in bioretention cells amended with activated carbon and zero-valent iron: System performance and microbial community. **Science of the Total Environment**, v. 797, p. 148992, 2021.

YANG, F. et al. Hydrologic and pollutant removal performance of media layers in bioretention. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 3, p. 1–16, 2020.

YANG, H. et al. Field evaluation of a new biphasic rain garden for stormwater flow management and pollutant removal. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 22–31, 2013.

YANG, N. et al. Prioritizing the soil and filler layers of a bioretention system by considering multiple hydrological effects. **Journal of Hydrology**, v. 603, n. PB, p. 127008, 2021.

YANG, Y.; CHUI, T. F. M. Optimizing surface and contributing areas of bioretention cells for stormwater runoff quality and quantity management. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 1090–1103, 2018.

YOU, Z. et al. Performance evaluation of modified bioretention systems with alkaline solid wastes for enhanced nutrient removal from stormwater runoff. **Water Research**, v. 161, p. 61–73, 2019.

ZANELLA, L. **Plantas Ornamentais no Pós-tratamento de Efluentes Sanitários: Wetlands construídas Utilizando Brita e Bambu como suporte**. 2008. 219 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2008.



ZHANG, H. et al. Bioretention for removal of nitrogen : processes , operational conditions , and strategies for improvement. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 10519–10535, 2021a.

ZHANG, K.; CHUI, T. F. M. A comprehensive review of spatial allocation of LID-BMP-GI practices: Strategies and optimization tools. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 915–929, 2018.

ZHANG, L. et al. The Capture and Destruction of Escherichia coli from Simulated Urban Runoff Using Conventional Bioretention Media and Iron Oxide-coated Sand . **Water Environment Research**, v. 82, n. 8, p. 701–714, 2010.

ZHANG, S.; GUO, Y. Stormwater Capture Efficiency of Bioretention Systems. **Water Resources Management**, v. 28, n. 1, p. 149–168, 2014.

ZHANG, W. et al. Influence of rainfall on the performance of bioretention systems modified with activated carbon and biochar. **Journal of Hydro-Environment Research**, v. 38, n. June 2020, p. 63–71, 2021b.

ZHANG, W.; LI, T.; DAI, M. Influence of rainfall characteristics on pollutant wash-off for road catchments in urban Shanghai. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 102–106, 2015.

ZHANG, Z. et al. Influence of plant species and submerged zone with carbon addition on nutrient removal in stormwater biofilter. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1833–1841, 2011.

ZHANG, Z. et al. Assessment on the cumulative effect of pollutants and the evolution of micro-ecosystems in bioretention systems with different media. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 228, p. 112957, 2021c.

ZHANG, Z. et al. A New Type of Ecological Floating Bed Based on Ornamental Plants Experimented in an Artificially Made Eutrophic Water Body in the Laboratory for Nutrient Removal. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 106, n. 1, p. 2–9, 2021d.

ZHI, X.; CHEN, L.; SHEN, Z. Impacts of urbanization on regional nonpoint source pollution : case study for Beijing , China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 9849–9860, 2018.

ZINGER, Y. et al. The effect of intermittent drying and wetting stormwater cycles on the nutrient removal performances of two vegetated biofiltration designs. **Chemosphere**, v. 267, p. 129294, 2021.

ZIVKOVICH, B. R.; MAYS, D. C. Predicting nonpoint stormwater runoff quality from land use. **PLoS ONE**, v.13, n.5, p. 1–17, 2018.

## APÊNDICE A

Neste apêndice é apresentada a versão submetida ao periódico *Environmental Science and Pollution Research*, referente ao assunto abordado no capítulo temático 3.

**Environmental Science and Pollution Research**  
**Evaluating bioretention scale effect on stormwater retention and pollutant removal**  
 --Manuscript Draft--

Manuscript Number:	ESPR-D-22-07507	
Full Title:	Evaluating bioretention scale effect on stormwater retention and pollutant removal	
Article Type:	Research Article	
Keywords:	rain garden; biofilters; column; stormwater; pollutants; nitrate; Phosphate	
Corresponding Author:	Glaucia Ghesti Pivetta, Msc UFSM: Universidade Federal de Santa Maria Santa Maria, Rio Grande do Sul BRAZIL	
Corresponding Author Secondary Information:		
Corresponding Author's Institution:	UFSM: Universidade Federal de Santa Maria	
Corresponding Author's Secondary Institution:		
First Author:	Glaucia Ghesti Pivetta, MSc	
First Author Secondary Information:		
Order of Authors:	Glaucia Ghesti Pivetta, MSc Rutinea Tassi Daniel Gustavo Allasia Picilli	
Order of Authors Secondary Information:		
Funding Information:	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (001)	Miss Glaucia Ghesti Pivetta
	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (428197/2016-7)	PhD Daniel Gustavo Allasia Picilli
Abstract:	<p>Bioretention column studies are commonly used to assess the performance of such structures in pollutants removal and to investigate different conceptions aiming to increase their efficiency. However, were not found works recommending suitable diameters or sizes, or about the uncertainties related to the transfer of results between the different scales. This study assessed the effect of the diameters of experimental bioretention columns on the retention and removal of pollutants from stormwater runoff. Three sets of columns with diameters of 400 mm, 300 mm and 200 mm were assessed. The results showed that the runoff retention was not affected by the diameter, but yes by the time interval between stormwater dosages. The removal of TSS (95%), nitrite (98%), and phosphate (96%) did not present variability among the different bioretention diameters. However, the nitrate removal was statistically different in the bioretention columns, with removal efficiency above 50% in the 300 mm and 200 mm columns, while the 400 mm columns acted as a source of nitrate by increasing its concentration in the outflow stormwater by up to 285%, suggesting that the removal of this pollutant can be influenced by the scale effect of bioretention columns.</p>	
Suggested Reviewers:	<p>José Rodolfo Scarati Martins, PhD USP: Universidade de Sao Paulo scarati@usp.br</p> <p>Maria do Carmo Cauduro Gastaldini UFSM: Universidade Federal de Santa Maria mcardmccg@gmail.com</p> <p>Marcio Hofheinz Giacomoni The University of Texas at San Antonio Marcio.Giacomoni@utsa.edu</p>	

## Evaluating bioretention scale effect on stormwater retention and pollutant removal

Glauca Ghesti Pivetta <sup>a, \*</sup>, Rutineia Tassi <sup>a</sup>, Daniel Gustavo Allasia Picilli <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Federal University of Santa Maria (UFSM), Department of Sanitary and Environmental Engineering (DESA), Post-Graduate Program in Civil and Environmental Engineering, Brazil, rutineia@ufsm.br, dga@ufsm.br.

\* Corresponding author. Av. Roraima n° 1000, Centro de Tecnologia - Prédio INPE - Sala 2061, Cidade Universitária, Bairro Camobi, Santa Maria, Rio Grande do Sul, 97105-900, Brasil. +55 (55) 3220 8837. E-mail address: glauca.pivetta@gmail.com

### Abstract

Bioretention column studies are commonly used in laboratory to assess the performance of such structures in removal of pollutants and to investigate different conceptions aiming to increase their efficiency. However, no studies were found recommending suitable diameters or sizes, or about the uncertainties related to the transfer of results among the different scales (i.e among different experiments or from the laboratory to field scale). This study assessed the effect of the varying diameters in experimental bioretention columns on the retention and removal of pollutants from stormwater runoff. Three sets of columns with diameters of 400 mm, 300 mm and 200 mm were assessed. The results showed that runoff retention (R) was affected by the time interval between stormwater events, but not by the bioretention diameter, although the diameter influenced the variability of R results. The removal of TSS (95%), nitrite (98%), and phosphate (96%) did present variability among the different bioretention diameters. However, the nitrate removal was statistically different among the bioretention columns, with removal efficiency above 50% in the 300 mm and 200 mm columns, while the 400 mm columns acted as a source of nitrate by increasing its concentration in the outflow stormwater by up to 285%, suggesting that the removal of this pollutant can be influenced by the scale effect of the bioretention columns and the experiments with small bioretention diameters may not provide reliable results.

**Keywords:** rain garden, biofilters, column, stormwater, pollutants, nitrate, phosphate.

## 1 Introduction

Untreated stormwater runoff is one of the leading causes of water pollution (Davis et al. 2006; Souza et al. 2017; Shrestha et al. 2018). Appropriate strategies for stormwater management are necessary to reduce the input of pollutants in water bodies (Björklund and Li 2017; Lange et al. 2020; Kavehei et al. 2021; Huang et al. 2022).

Bioretention cells, also referred as rain gardens, biofilters, and bioswales systems, are nature based solutions techniques adopted in recent years to achieve these objectives in stormwater management in urban areas (Davis et al. 2009; Glaister et al. 2017; Muerdter et al. 2018; Macedo et al. 2019; Burgis et al. 2020; Luo et al. 2020; Kavehei et al. 2021; Huang et al. 2022).

Bioretention provide the combined effects of reducing stormwater runoff volume and improving the runoff water quality (Hunt et al. 2006; Mangangka et al. 2015; Yang and Chui 2018), being flexible in terms of size, location, configuration, and easily integrated into the urban environment, propitiating landscape harmony, increasing the urban biodiversity while attenuating and treating the stormwater runoff (Bratieres et al. 2008; Ellis 2013; Burgis et al. 2020; Oliveira et al. 2021).

The major components that constitute the bioretention system are the vegetation at the top, followed by substrate (growth media), drainage material/module and underdrain (Vijayaraghavan et al. 2021). When designing a bioretention system, can be varied its shape, size, media, underdrain, and/or vegetation, yet the overarching goal is invariably to capture a portion of stormwater runoff and to treat select runoff contaminants (Björklund and Li 2017; Shrestha et al. 2018; Macedo et al. 2019; Luo et al. 2020; Yang et al. 2020). The action of bioretention in stormwater runoff takes place through infiltration, filtration, evapotranspiration, groundwater recharging, and reducing peak flow and runoff volume, besides diminishing the pollutant loads (Davis et al. 2006; Roy-poirier et al. 2010; Muerdter et al. 2018; Shrestha et al. 2018). Different researchers have investigated bioretention with different objectives that encompass the quantitative control of surface runoff (Ex, Li et al., 2016; Lucke and Nichols, 2015; Macedo et al., 2019; Oliveira et al., 2021; Yang et al., 2021), the control of surface water pollution (Bratieres et al. 2008; Björklund and Li 2017; Shrestha et al. 2018; Burgis et al. 2020; Alam et al. 2021; Huang et al. 2022), and the investigation of the best bioretention designs with laboratory tests in columns (Ex, Glaister et al., 2017;

Huang et al., 2022; Igielski et al., 2019; Morgan et al., 2020; Sørberg et al., 2020; Zinger et al., 2021).

Different studies report the benefits of bioretention on pollutants removal from stormwater, by reducing sediment concentrations (Bratieres et al. 2008; Alam et al. 2021), metals (Lange et al. 2020), microbiological organisms such as the *Escherichia coli* (Oliveira et al. 2021), hydrophobic organic pollutants (Björklund and Li 2017), and microplastics (Koutnik et al. 2022). However, the efficiency of bioretention on nutrient removal is not a consensus, since some studies have presented positive results with satisfactory removals (Glaister et al. 2017; Luo et al. 2020; Yang et al. 2020) while others emphasize that bioretention may leach nutrients from their system (Shrestha et al. 2018; Morgan et al. 2020; Alam et al. 2021; Oliveira et al. 2021).

There are also limitations in the process of directly comparing the results presented by different authors on bioretention efficiency, due to the diversity of bioretention design aspects, which vary from place to place, including different materials, soils and climatic conditions, as well as the composition of stormwater that can affect the results (Lange et al. 2020; Luo et al. 2020; Oliveira et al. 2021). Although field-scale studies provide more reliable information regarding the performance of bioretention systems (Vijayaraghavan et al. 2021), pilot-scale studies with bioretention systems in columns at controlled laboratory environment have been employed for assessing the role of their individual components as plants and filter media, as well as the influence of stormwater characteristics (Ex, Alam et al., 2021; Huang et al., 2022; Lange et al., 2020; Morgan et al., 2020; Sørberg et al., 2020). Furthermore, the installation and monitoring cost of experimental units are significantly lower to those of a full-scale testing facility allowing a higher number of scenarios to be assessed and, additionally, a better understanding of the uncertainties of each column and scenario (Vijayaraghavan et al. 2021).

However, bioretention research in columns do not follow standardization of size (diameters). In the literature, it is possible to find diameters ranging from 114 mm and 250 mm (Björklund and Li 2017; Glaister et al. 2017; Yang et al. 2020) up to 300 mm and 380 mm (Bratieres et al. 2008; Blecken et al. 2010; Le Coustumer et al. 2012; Morgan et al. 2020; Sørberg et al. 2020) that makes comparisons among the different results, as well as the transference of information between different scales of studies (ex. laboratory scale to field scale) a uncertain task. Some authors, such as Le Coustumer et al. (2012), defend the use of large diameters (375 mm) to provide the

more realistic representation of full-scale bioretention and because they are necessary to allow the development of the root system representative of field structures (Björklund and Li 2017). In addition, the contact between the stormwater and the soil or filter media may be favored by increasing the diameter of the experimental column, as this prevents the formation of preferential flow paths along the sidewalls. On the other hand, smaller systems are more flexible for experimental analysis because they require fewer materials and costs with sample analyses (Davis et al. 2006).

Recent studies conducted with other nature based solutions, such as those with green roofs, have shown that the performance on stormwater control may be affected by the superficial area of these structures (Hakimdavar et al. 2014; Gong et al. 2019; Persch et al. 2021). Therefore, there is a need for a better understanding of the functioning of the bioretention systems at the different scales, and the development strategies for transferring information among the different experimental scales and real systems. In this article, we investigated the effects of the bioretention column diameter on the runoff retention and pollutants removal (total suspended solids, nitrite, nitrate, and phosphate) by considering laboratory installations with three different diameters.

## **2 Materials and methods**

The bioretention columns were built within the Federal University of Santa Maria (UFSM) Campus in an open space area chosen to ensure the same climatic conditions among experiments. The UFSM Campus is in the transition between Pampa and Atlantic Forest biomes, in the central region of Rio Grande do Sul, the Southernmost State of Brazil.

According to Köppen's classical classification (WMO, 2018), Santa Maria has a Cfa humid subtropical climate, with an average temperature of 19.3°C. However, during hot humid summers the highs frequently surpass 30°C, with average lows dropping to 19°C. In winter, highs reach 19°C and lows usually go below 9°C, down to -5°C, but snow is a rare occurrence (Löbner et al. 2015). The average annual rainfall is 1688 mm, well distributed throughout the year, although convective rainfall events (greater intensity) are more common during spring and summer, and frontal rainfall events are predominant during winter (INMET, 2019).

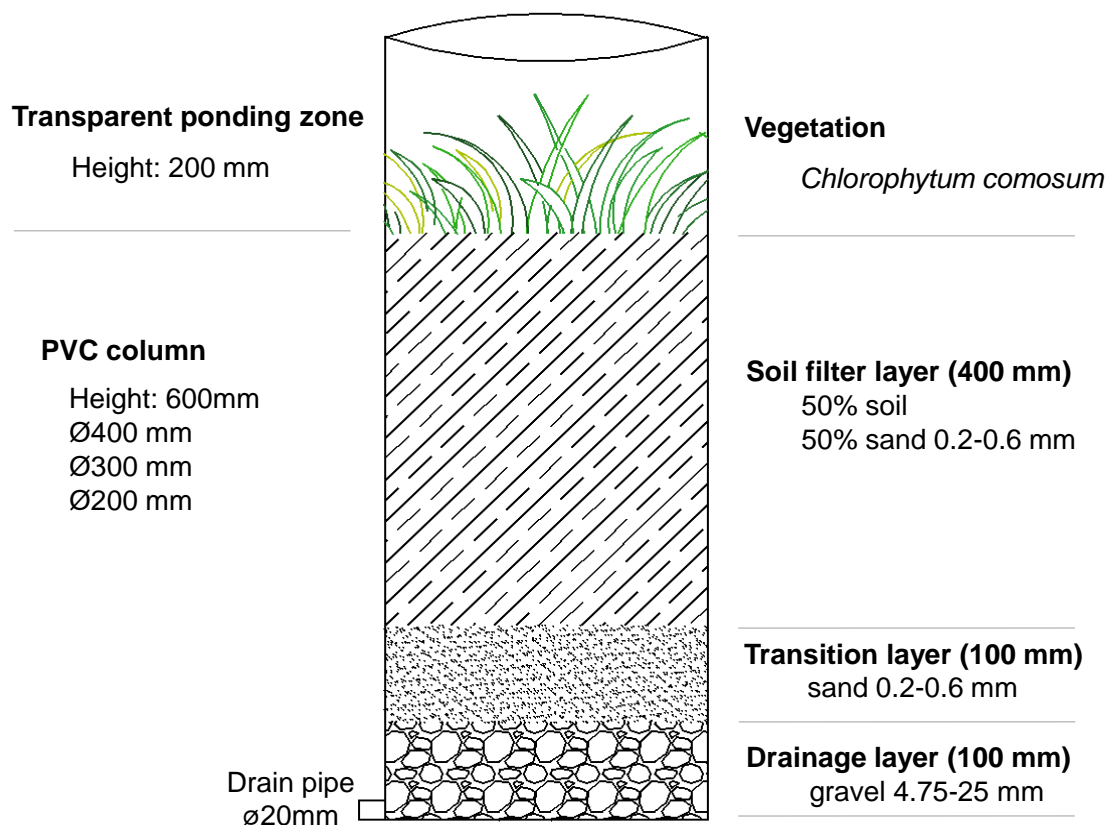
## 2.1 Bioretention column design and pre-experimental conditions

Bioretention columns were constructed in three different diameters, in a triplicate system, with a total of nine experimental bioretention columns: 400 mm (labeled D400(a), D400(b), and D400(c)), 300 mm (labeled D300(a), D300(b), and D300(c)), and 200 mm (labeled D200(a), D200(b), and D200(c)). Special care was taken during the assembly of the columns to ensure identical properties among experiments. The nine columns were allocated on a metallic structure 30 cm from the ground, under a roof that prevented direct rainfall and sunlight but allowed equal light to every column. The columns were tested using the same synthetic stormwater, with water volumes, irrigation schedule and pollutant concentrations previously established and prepared in laboratory environment.

The columns, with a total height of 800 mm were constructed with standard sewage PVC pipes with a height of 600 mm, and, at the top of the columns, a transparent ponding zone with a height of 200 mm was placed. This top extension was constructed in a resistant and transparent material allow the light to reach the vegetation and avoiding any effect on plant growth, following the methodology described in the literature (Ex, Bratieres et al., 2008; Lange et al., 2020; Le Coustumer et al., 2012; Søbørg et al., 2020). The layers of the bioretention columns (Fig 1) were composed by (from the surface to the bottom): vegetation, soil filter layer, transition layer and a drainage layer.

The vegetation layer was formed by seedlings of *Chlorophytum comosum*. This specie was chosen for being used in other bioretention studies (Li et al. 2016), tolerant to the local climate, as already proven in an open-field bioretention structure (Ferrão 2018), the root system favors the formation of micro and macropores preventing the soil media layer compaction, and because its size being compatible with the experimental columns. Withal, this genus was suitable for pollutants removal, as analyzed in different researches (Prapagdee and Wankumpha 2017; Simek et al. 2018; Sun and Fan 2019; Mei et al. 2020; Zhang et al. 2021). Besides these factors, this vegetation has low maintenance requirements, being tolerant to sunlight exposure, short drought periods and cold weather (Gilman 1999). Similar size seedlings were chosen and uniformly distributed in the bioretention according to the columns diameter in a proportion of 55 plants per square meter, resulting in six plants in each 400 mm

diameter column, four plants in each 300 mm column, and two plants in each 200 mm column.



**Fig 1** Schematics of the bioretention columns

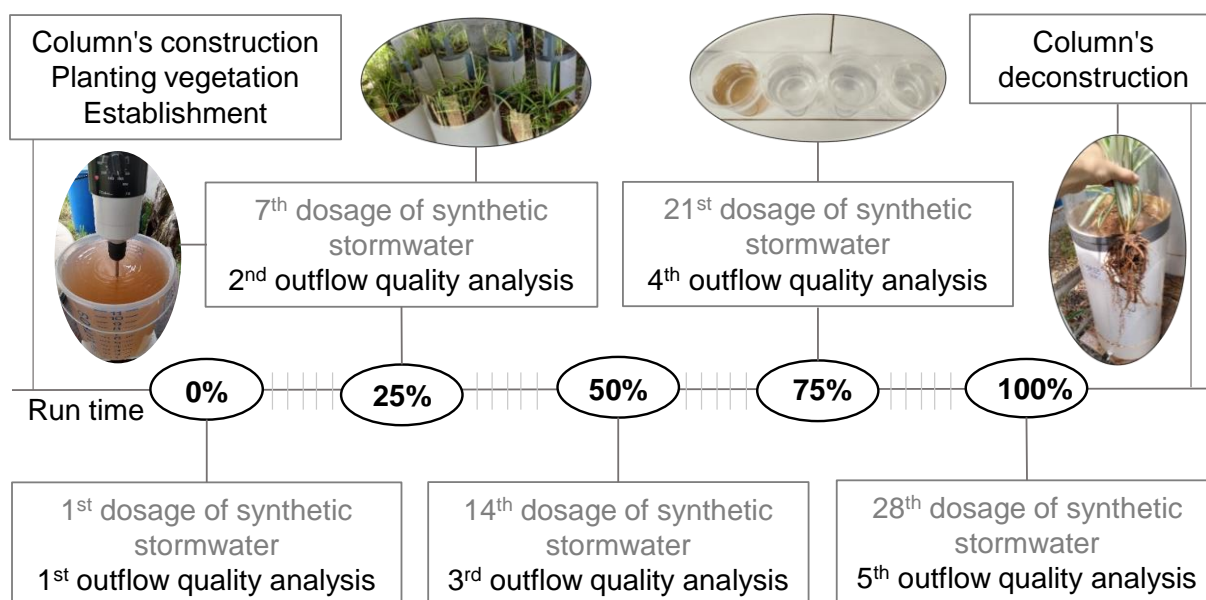
The 40 cm soil filter layer is a mix between the local Argisoil and medium sand in equal proportions. The local Argisoil is composed of organic matter (0.8%), clay (43%) and sand (56.2%). This mix aimed to provide good permeability and ensure the pollutant removal. The medium sand was also used in the 10 cm transition layer and employed to avoid the clogging of the drainage that, in turn, was composed of 10 cm of gravel. A 20 mm diameter drainage pipe was placed at the bottom of the drainage layer enabling to divert the runoff to an outlet where a two liters storage container was placed. The media dimensioning and specifications were based on the literature (Ex, Bratieres et al., 2008; Glaister et al., 2017; Le Coustumer et al., 2012), given that there are no guidelines or technical standards in Brazil for the project bioretention cells for stormwater treatment.



## 2.2 Experimental procedure

During the first five months, and previously the addition of synthetic stormwater, the bioretention columns were irrigated twice a week with tap water, to ensure the establishment of the vegetation, following recommendation of Bratieres et al. (2008) and Lange et al. (2020).

Thus, the nine bioretention columns were submitted to a synthetic stormwater regime (inflow), with volumes and pollutant concentrations previously established and prepared in laboratory environment. For fourteen weeks, the columns were dosed with the synthetic stormwater twice a week, on Monday and Thursday mornings, in a total of 28 synthetic stormwater applications. After each experimental run, the outflow volumes collected in the storage containers were measured, enabling to assess the stormwater retention through water budget. The pollutant concentrations in the stormwater treated by the bioretention (outflow) were quantified at five moments throughout the experiment execution: 0% (beginning), 25%, 50%, 75%, and 100% (end) of the experimental runtime. Fig 2 presents a scheme with the timeline and the actions performed at each step.



**Fig 2** Experimental timeline and actions

### 2.2.1 Synthetic stormwater and dosage regime

Given the significant variability of pollutants present in the stormwater runoff (Smith et al. 2020), sediments and nutrients were the pollutants considered for the synthetic stormwater preparation, since these pollutants are more commonly reported in the bibliography. Thus, total suspended solids (TSS), nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), and phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) were the parameters analyzed.

The sediment used to compose the synthetic stormwater was obtained from the local soil, sifted using a 125  $\mu\text{m}$  mesh. The nutrients were added through soluble salts (sodium phosphate,  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$ ; ammonium chloride,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ; potassium nitrate,  $\text{KNO}_3$ ) in deionized water (Davis et al. 2006) and stoichiometric amounts until reaching the desired concentration of 2  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  for phosphate and 3  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  for nitrite and nitrate.

The concentration of pollutants in the synthetic stormwater was slightly higher than the values found in publications that assessed the characteristics of urban stormwater runoff in different locations (Song et al. 2019; Smith et al. 2020), aiming to evaluate the efficiency of bioretention in critical situations of operation. At the same time, this criterion avoids that the pollutants present in the runoff were below the detection limit of the quantification methods used during the qualitative analyses.

The synthetic stormwater was prepared before each dosing in laboratory environment and maintained under constant shaking at 1000 rotations per minute (RPM) during the execution of the experiment. For such, a Fisatom® mechanical shaker model 715 was used for maintaining the dispersion and uniform distribution of the constituents in the synthetic stormwater.

The synthetic stormwater dosage was defined based on climatic patterns typical of southern Brazil, determined from the analysis of the rainfall time series. Hence, the bioretention cells received a volume equivalent to 15  $\text{mm}\cdot\text{m}^{-2}$  of rain twice a week (i.e., every three to four days), which equates to the average annual rainfall of Santa Maria with an equivalent frequency of rain occurrence.

Therefore, the bioretention columns received the following synthetic stormwater volumes: 1885 mL (400 mm), 1060 mL (300 mm), and 471 mL (200 mm). The concentration of pollutants was the same in each column evaluated.

The application of the synthetic stormwater was carried out through a 5 mm diameter hose which was perforated along 1 m in length. During the dosages, the hose was accommodated below the vegetation in each bioretention column guaranteeing a

uniform distribution of the synthetic stormwater and preventing a concentrated flow and the formation of preferential paths. The appropriate volume of synthetic stormwater for each bioretention diameter was individually and manually added to the columns through a calibrated beaker and inserted with the aid of a funnel into the perforated hose.

### **2.2.2 Water quantity analysis procedures**

To verify if the bioretention column diameters influenced the stormwater retention, the drained volume (outflow) from each bioretention column was quantified. After all synthetic stormwater dosages, the bioretention columns drained the runoff for three or four days, depending on the application interval.

Once the outflow had completely ceased the volume collected in the storage containers of each bioretention column was quantified by using a measuring cylinder. This outflow was discarded, except on the days scheduled for the outflow quality analysis. The water quantity analysis was carried out independently for the nine bioretention columns.

### **2.2.3 Water quality sample and analysis procedures**

The synthetic stormwater (inflow) was sampled prior to each dosage, allowing the characterization of its pH, turbidity, apparent color, and conductivity. The TSS, nitrite, nitrate, and phosphate concentrations in the synthetic stormwater were not analyzed after the preparation because they were already known.

The bioretention-treated stormwater (outflow) drained by the bottom discharge pipe was stored in the sterilized storage containers placed under each bioretention column. The outflow was collected separately from each bioretention column on the following day after the synthetic stormwater dosage because the great portion of outflow was normally released in the first 24 hours. Each triplicate of bioretention diameters generated three varied-volume samples, which were mixed in a single runoff sample, aiming to evaluate the average behavior.

The outflow samples were immediately analyzed, minimizing the holding time. The analyses of TSS, nitrite, nitrate, phosphate, pH, conductivity, apparent color, and turbidity parameters were carried out at the Environmental Engineering Laboratory of

the Federal University of Santa Maria (UFSM), following the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association 2017).

To analyze the dissolved nutrients, the samples were previously filtered in disposable filters with 0.22  $\mu\text{m}$  porosity. The analysis method for the nutrients was ionic chromatography, with a detection limit of 0.06  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  for phosphate and 0.04  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  for nitrite and nitrate. The gravimetric method was used to analyze the TSS parameter, with a detection limit of 0.1  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

The outflow qualitative analyses were accomplished every three weeks, following a previously defined sampling schedule (as presented in Fig 2) over fourteen weeks: 0% (beginning), 25%, 50%, 75%, and 100% (end) of the experimental runtime. This schedule planning was defined mainly due to the financial and personal resources to execute the research and because it has already proven to be satisfactory in previous studies (Bratieres et al. 2008; Sørberg et al. 2020).

### **2.3 Data treatment and analysis**

The percentual retention capacity (R) was used as a metric to assess the stormwater retention provided by each bioretention column and to investigate possible effects of the diameter in this result. This reference value indicates the proportional difference between the inflow and outflow volumes. This analyze was performed individually for the nine columns, by considering all 28 runs of synthetic stormwater application, enabling the evaluation of the R variability among the triplicates of the same diameter, and among the different diameters.

The effect of the bioretention columns on pollutant removal was evaluated by considering the differences of inflow and outflow concentrations. Concentrations of nutrient below the detection limit of the employed method were defined as the detection limit itself to avoid overestimating the nutrient removal (Lange et al. 2020; Sørberg et al. 2020).

The Kolmogorov-Smirnov test was used to verify the normality of both qualitative and quantitative data set and accepted when  $p > 0.05$ . All datasets met normality criteria; therefore, they were analyzed using statistical methods appropriate for normal distributions.

A two-way analysis of variance (ANOVA) was performed for assessing the stormwater retention data for the three diameter sets (400 a, b, c; 300 a, b, c; 200 a,

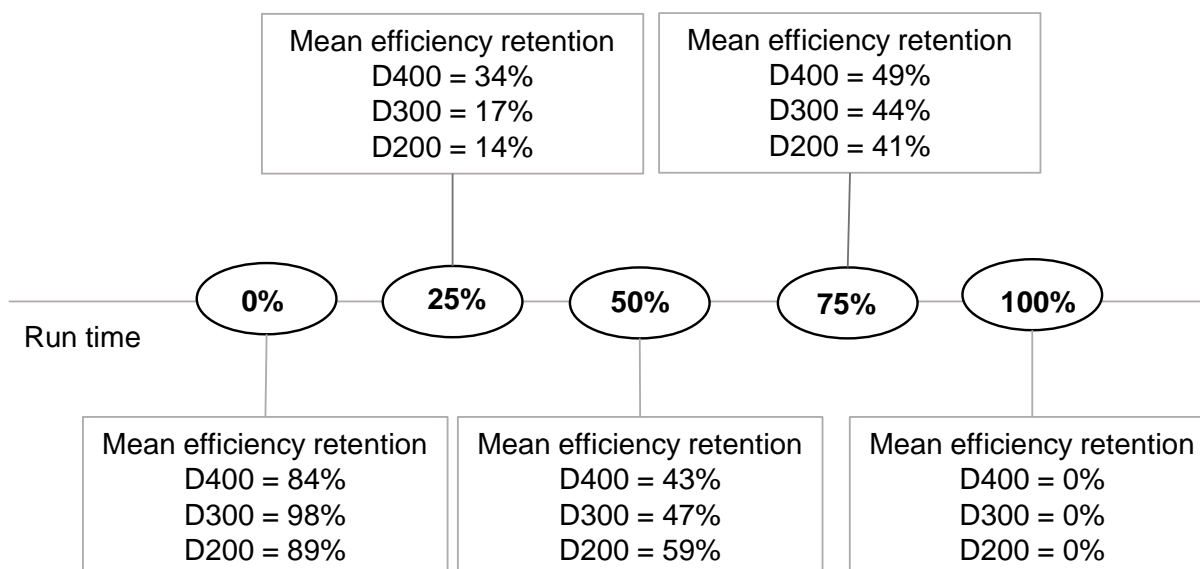
b, c) and for the different intervals between synthetic stormwater dosages (three or four days). The stormwater retention among columns was considered statistically different when  $p < 0.05$ . Descriptive statistics were also used to summarize the main characteristics of the data set.

The pollutant removal efficiency for each column diameter was analyzed for each pollutant using a one-way ANOVA, or paired t-tests followed by Tukey's tests for comparisons and deemed statistically different when  $p < 0.05$ . The test was not performed only for those parameters that were below the detection limit of the method employed.

### 3 Results

#### 3.1 Stormwater retention efficiency

The bioretention columns were able to retain part of the synthetic stormwater over the analysis period that spanned 14 weeks (**Table 1**). As already mentioned, the columns were dosed with the synthetic stormwater twice a week, in a total of 28 synthetic stormwater applications. The retention capacity (R) was higher than 80% in the first experimental run (0% runtime), especially because the columns had not received irrigation over the ten previous days. However, as the application of synthetic stormwater progressed the lowest efficiencies ( $R_{min} = 0\%$ ) were recorded at the end of experimental run (100% runtime) (Fig 3). These results indicate, on the one hand, that the supplied stormwater was larger than the dosage that the bioretention was able to evapotranspire, storing water from each application to the next as will be further discussed. On the other hand, that the antecedent moisture content of the bioretention columns' filter bed was decisive for their retention capacity, as also reported by Lucke and Nichols (2015).

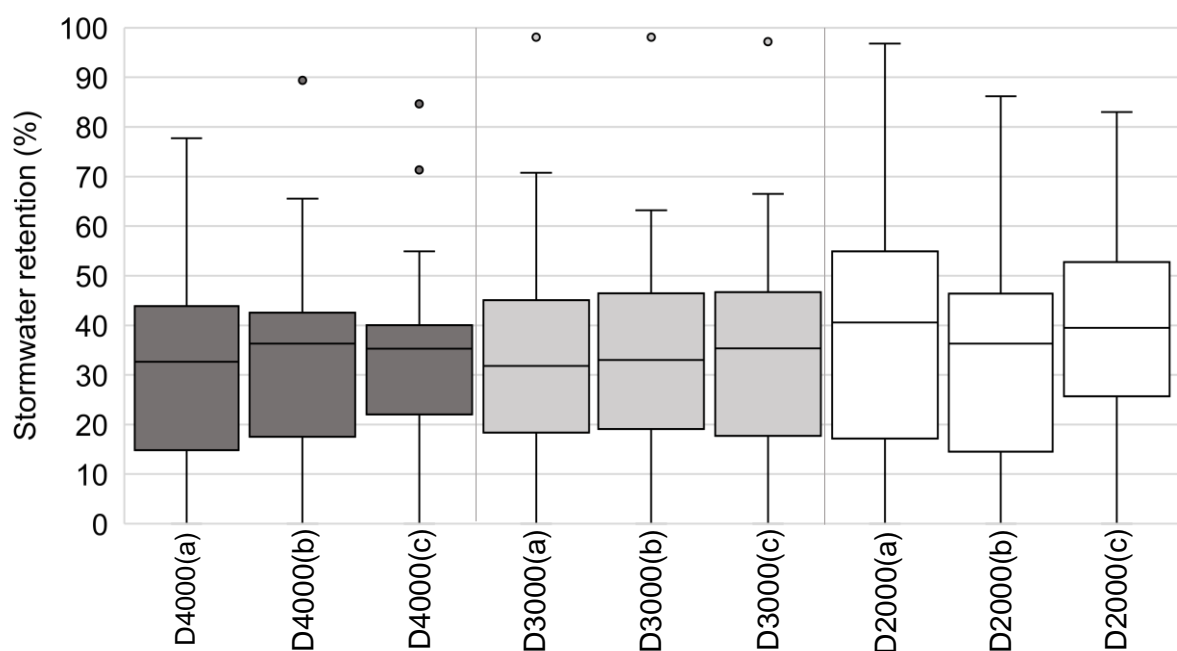


**Fig 3** Timeline with the mean stormwater retention efficiency on the bioretention columns

**Table 1** Descriptive statistics of retention capacity in the bioretention columns

Statistic	Set of bioretention diameters								
	D400(a)	D400(b)	D400(c)	D300(a)	D300(b)	D300(c)	D200(a)	D200(b)	D200(c)
Minimum R (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maximum R (%)	77.72	89.39	84.62	98.11	98.11	97.17	96.82	86.2	83.01
Mean R (%)	31.16	33.23	33.14	33.76	34.35	36.37	39.36	34.50	37.87
Median R (%)	32.63	36.34	35.28	31.84	33.02	35.38	40.55	36.31	39.49
Coef. Variation R	62.23	59.59	56.32	65.98	60.71	60.23	63.05	64.12	61.53
Standard deviation R	19.39	19.80	18.66	22.27	20.85	21.70	24.82	22.12	23.29
Shapiro-Wilk value	0.97	0.95	0.95	0.96	0.95	0.96	0.97	0.96	0.96

Boxplot (**Fig 4**) shows the individual results for stormwater retention in each bioretention column. In this figure, the results related to the first synthetic stormwater dosing were removed because they were biased due to the previous long dry period.



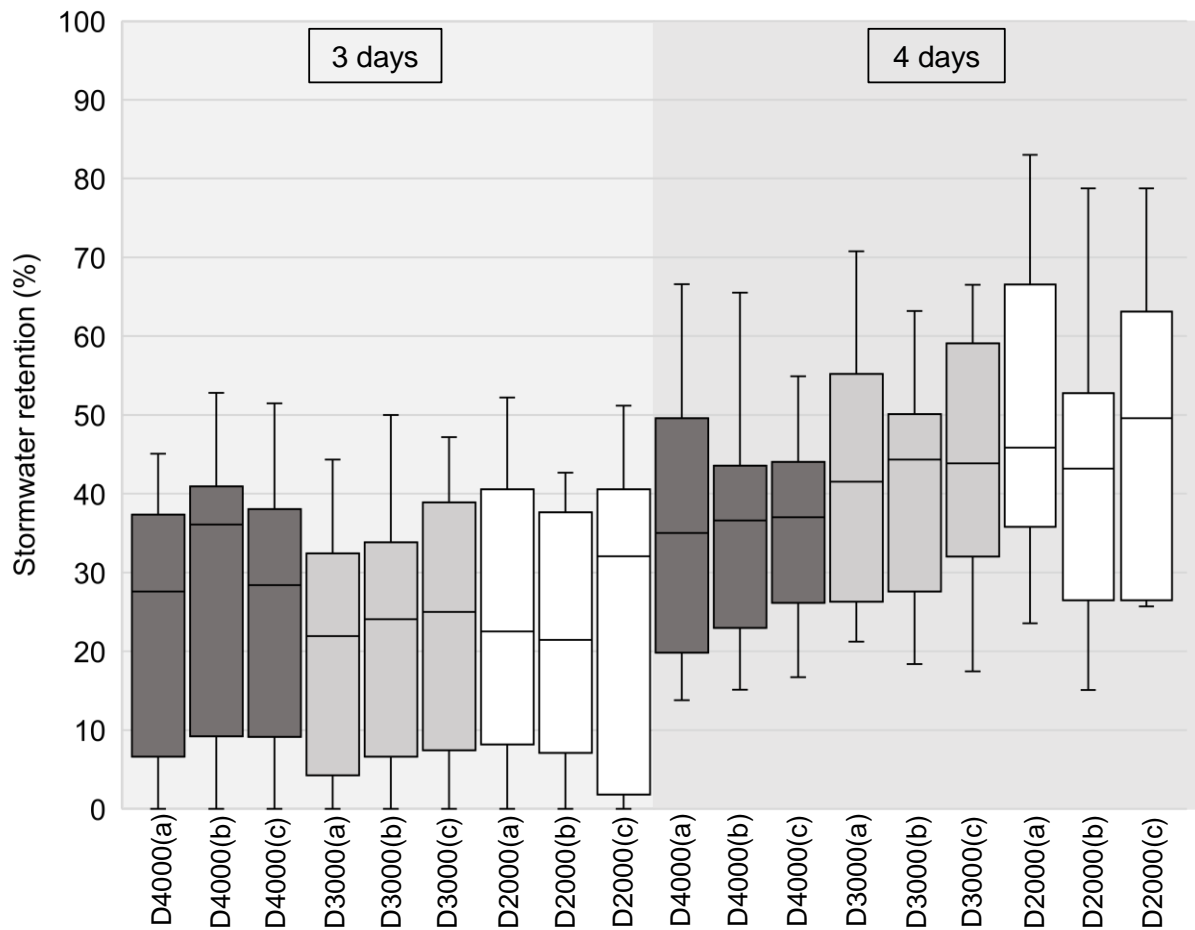
**Fig 4** Variability in the stormwater retention capacity in the bioretention columns of different diameters

There was no tendency on the increasing/decreasing of water retention capacity associated to the columns' diameter, proved by the lack of statistically significant links between these indicators, and among the same-diameter columns ( $p > 0.05$ ). Overall, the mean and median retention were superior to 30% (**Table 1**) in all diameters assessed, and the smallest diameter had a slightly higher retention means. The maximum individual values were verified for the 300 mm diameter columns, which appear as outliers in **Fig 4**. Should be noted that the retention capacity was extremely variable for all bioretention columns, evidenced by the large standard deviation and coefficients of variation. This high variability can be explained, in part, by the time interval between the synthetic stormwater dosage of three and four days (Zinger et al. 2021), as presented in **Fig 5**.

The retention capacity was higher for experimental runs in which the bioretention columns were dosed with synthetic stormwater at a four-day interval, and statistically different ( $p < 0.05$ ) when compared to the retention capacity after a three-day interval, regardless of column diameters. Thus, the tendency is to reduce the water holding capacity while soil moisture increases. Possibly the longer interval between the dosages allowed the filter bed to recover its storage capacity through evapotranspiration, and this contributed to increase the retention capacity, as also

reported in other studies (Lucke and Nichols 2015; Yang et al. 2020). Anyway, the high variability observed in this extremely controlled environment rises the point of the uncertainty involved in field bioretention, and the need to account it during design.

More important to the topic of this research is that it is possible to note from Table 1 or Figures 3 to 5, that the standard deviation of R is higher in the smaller diameters, suggesting a scale effect. These results reinforce the findings of Le Coustumer et al. (2012) who suggest using large diameters to provide a more realistic representation of full-scale bioretention and, as seen with the retention parameter, diminish uncertainties.



**Fig 5** Retention capacity of the bioretention columns with dosage intervals of three and four days



### 3.2 Pollutant removal efficiency

Pollutant concentrations in the outflow presented high variability among the investigated parameters, and among the bioretention diameters (**Table 2**). These variations may also be graphically visualized in **Fig 6**, which presents the values of the parameters in the applied synthetic stormwater (inflow) and the action of the bioretention on the pH, apparent color, turbidity, and conductivity parameters of the bioretention columns' effluents. Analogously, **Fig 7** presents the TSS, nitrite, nitrate, and phosphate concentrations in the bioretention column outflows, while **Fig 8** presents the percentage of decrease or increase in such parameters after the bioretention treatment.

The pH of the synthetic stormwater dosed in the bioretention columns ranged from 5.0 to 5.5, while the pH of the drained effluents ranged from 6 to 7 (**Table 2** and **Fig 6a**). No statistically significant differences were observed relatively to the pH parameter ( $p > 0.05$ ) among the different bioretention column diameters, although a small tendency of increasing pH has been observed with the reduction of the bioretention diameter. pH values ranging from 6 to 8 are suitable, enabling denitrification reactions (Kavehei et al. 2021), which is desirable in stormwater treatment systems (Valenca et al. 2021).

There was an increase in the apparent color of the outflow samples from all bioretention columns (superior to 200 uC as presented in **Table 2**) when compared to the inflow samples (**Fig 6b**). This can be linked to the leaching of the soil used in the bioretention columns' filter bed, and this is confirmed because of the reduction of the parameter with time. However, there was no statistically significant difference in the apparent color among the different bioretention diameter columns ( $p > 0.05$ ), despite the lowest mean value has been verified for the 300 mm diameter, however, the tendency of the apparent color to decrease as the bioretention diameter was reduced could not be confirmed.

1 **Table 2** Mean concentrations of pollutants in the synthetic stormwater (inflow) and drained (outflow), and percentual removal of pH,  
 2 apparent color, turbidity, conductivity, TSS, nitrite, nitrate, and phosphate ( $\pm$  standard deviation)

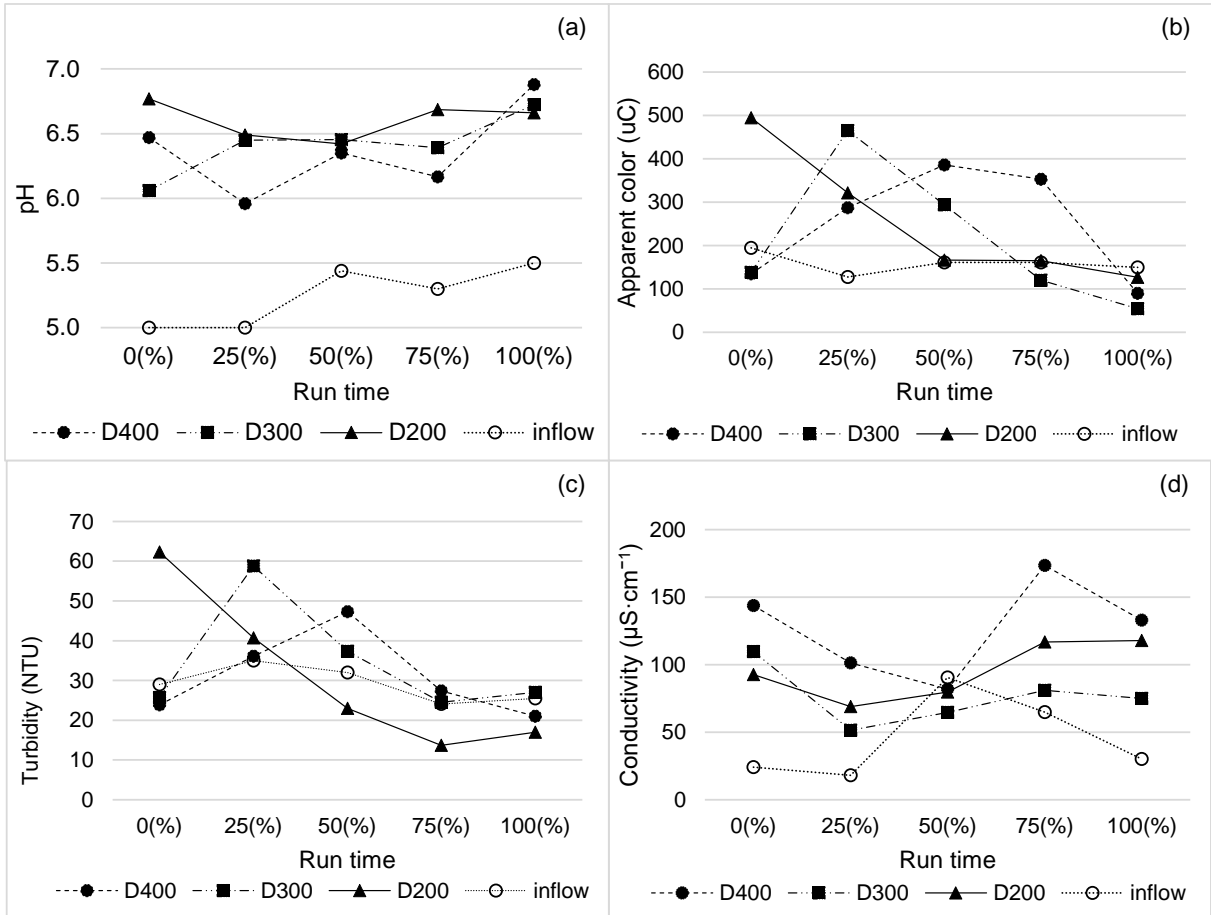
Pollutant	Inflow	Outflow					
		D400		D300		D200	
		Concentration	Removal (%)	Concentration	Removal (%)	Concentration	Removal (%)
<b>pH</b>	5.2 $\pm$ 0.2	6.4 $\pm$ 0.4	-21.3 $\pm$ 0.1	6.4 $\pm$ 0.2	-22.3	6.6 $\pm$ 0.2	-26.1 $\pm$ 0.1
<b>Apparent Color (uC)</b>	158.0 $\pm$ 24.0	250.2 $\pm$ 131.6	-62.9 $\pm$ 0.9	214.4 $\pm$ 165.4	-46.1 $\pm$ 1.4	254.9 $\pm$ 153.6	-59.5 $\pm$ 0.9
<b>Turbidity (NTU)</b>	29.0 $\pm$ 4.5	31.1 $\pm$ 10.7	-5.8 $\pm$ 0.3	34.7 $\pm$ 14.4	-16.2 $\pm$ 0.3	31.3 $\pm$ 20.2	-5.3 $\pm$ 0.7
<b>Conductivity (<math>\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}</math>)</b>	45.5 $\pm$ 31.0	126.7 $\pm$ 36.0	-291.8 $\pm$ 2.1	76.4 $\pm$ 21.7	-137.3 $\pm$ 1.5	95.3 $\pm$ 21.9	-185.5 $\pm$ 1.4
<b>TSS (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b>	1,000.0	11.9 $\pm$ 8.0	98.8 $\pm$ 0.8	10.9 $\pm$ 4.4	98.9 $\pm$ 0.4	13.1 $\pm$ 5.0	98.7 $\pm$ 0.5
<b>Nitrite (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b>	3.0	0.04	98.7	0.04	98.7	0.04	98.7
<b>Nitrate (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b>	3.0	6.5 $\pm$ 3.7	-116.0 $\pm$ 1.2 <sup>a</sup>	0.3 $\pm$ 0.6	89.0 $\pm$ 0.2 <sup>b</sup>	0.2 $\pm$ 0.3	93.0 $\pm$ 0.1 <sup>b</sup>
<b>Phosphates (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b>	2.0	0.06 $\pm$ 0.01	96.9 $\pm$ 0.3	0.06	97.0 $\pm$ 0.1	0.06	97.0

3 Note: Negative values indicate net export of pollutants, positive values indicate reduction of pollutants in bioretention systems. Along the lines the values with  
 4 no with letter "a" or "b" indicate that there is no statistically significant difference among the different bioretention column diameter on the pollutant removal.  
 5 When the same letter is present along the line, the pollutant removal efficiency does not differ statistically among the respective diameters. Different letters imply  
 6 in statistics differences.

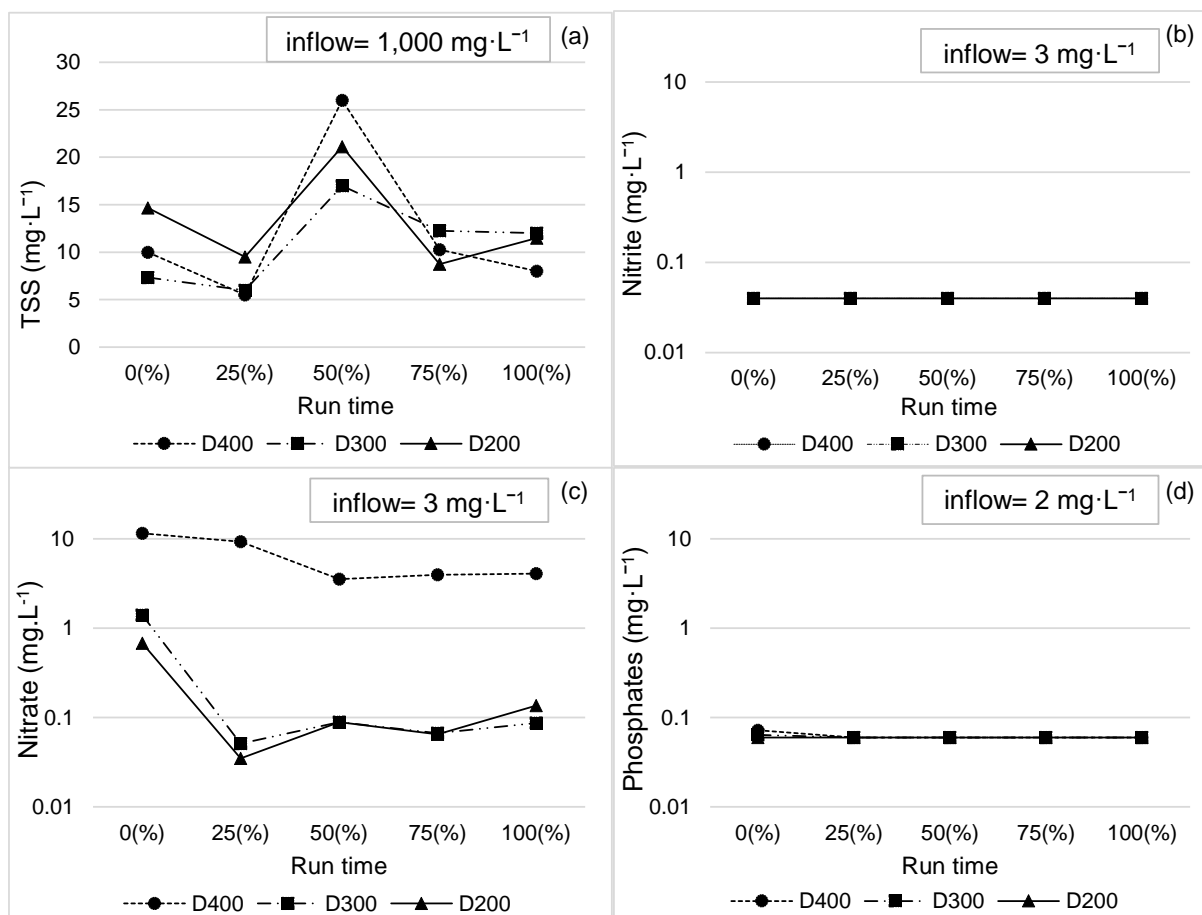
The soil leaching also justifies measured outflow turbidity (**Fig 6c**), especially for the 400 mm and 300 mm diameter columns, and a slight tendency of reduction in the turbidity was observed with the bioretention columns diameter reduction, however with no statistical significance. The turbidity also lowers with time, due to the reduction of soil leaching. In most samples from the 200 mm diameter columns the outflow turbidity was lower than in the inflow one, although they presented similar effluent means (**Table 2**). The leaching from the filter bed and the increase in the outflow turbidity (mean 12 NTU) from a bioretention column system was also reported by Morgan et al. (2020), who assessed 305 mm diameter columns with a filter bed similar to the one used in this study. Conversely, the turbidity removal reached 95% in 250 mm columns evaluated by Wu et al. (2017), differing from the results obtained in this study, possibly due to the usage of a different filter bed, that was composed by five different layers.

It was not observed a decreasing trend in the conductivity values in the outflows (**Fig 6d**), similarly to that observed in parameters depending solely on soil leaching. The results for this parameter were more dependent on the composition of the synthetic stormwater used, and no scale effect related to the diameter of the bioretention columns was observed.

The bioretention columns were highly effective in removing TSS (**Fig 7a**), with a mean removal over 98% (**Table 2**), and mean concentrations in the outflows below  $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (**Table 2**). Similar TSS removal percentages have been reported in studies using laboratory-scale bioretention columns, regardless of the configuration and experimental design (Bratieres et al. 2008; Shrestha et al. 2018; Sørensen et al. 2020). Moreover, the performance in the TSS removal of the bioretention columns was consistent over time (**Fig 8a**). The high TSS removal is a desired result once it indicates an efficiency in the removal of other pollutants associated with soil particles such as particulate phosphate (Sørensen et al. 2020). However, the variations in TSS removal among the bioretention columns of different diameters were not statistically significant.

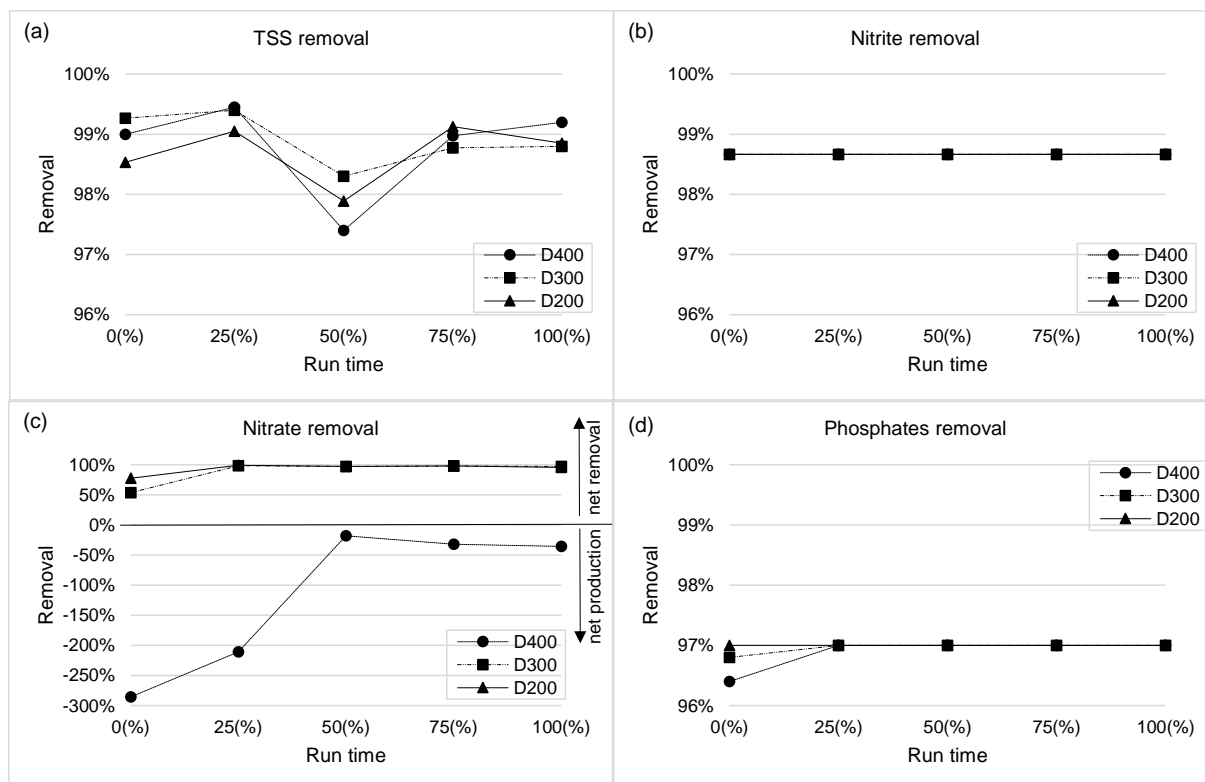


**Fig 6** Inflow and outflow quantities of pH (a), apparent color (b), turbidity (c), and conductivity (d)



**Fig 7** Affluent and effluent TSS (a), nitrite (b), nitrate (c), and phosphate (d) in the evaluated bioretention

The columns of different diameters were effective on removing nitrite (**Fig 8b**) and phosphate (**Fig 8d**) over the dosages. The nitrite concentrations in the outflows were consistently below the detection limit (**Fig 7b**), just as for most of the samples of phosphate (**Fig 7d**), which was only detected in the first sampling in the 400 mm and 300 mm columns outflow. The large number of samples below the detection limit for nitrite (100% of the samples) and phosphate (87% of the samples) prevented the analysis of variance because it would result in imprecise estimates.



**Fig 8** Efficiency of TSS (a), nitrite (b), nitrate (c), and phosphate (d) removal in the evaluated bioretention

Although no tendency has been found among the bioretention columns diameter and the removal of TSS, phosphate and nitrite, a variation in nitrate removal was observed among the columns of different diameters, and throughout the experiment runs, as well as an increase in the concentration of this pollutant in some outflow samples, when compared against inflows values (**Fig 7c**). The bioretention diameter was important ( $p < 0.05$ ) for the nitrate removal, and the 400 mm columns were statistically different from the 300 mm and 200 mm columns; however, there was no statistically significant difference between the 300 mm and 200 mm columns. Hsieh and Davis (2005) found out that 200 mm diameter columns with conventional filter bed, were efficient on nitrate removal (varying from 1% to 43%), without indications of leaching. More expressive nitrate removal results were reported by different authors using 150 mm diameter bioretention columns, such as Glaister et al. (2017), who found nitrate removal from 35% to 98%, and Yang et al. (2020), who reported nitrogen removal values from 72% in 200 mm columns.

A initial nitrate export superior to 285% in the first sampling (**Fig 8c**) was observed in the 400 mm column, similarly to that reported by Blecken et al. (2010),

Bratieres et al. (2008), and Morgan et al. (2020). The nitrate leaching diminishes over time with plant growth and establishment (Zhang et al. 2011), through its direct uptake by the rhizosphere (Muerdter et al. 2018).

In turn, important nitrate removals of 53% and 77% in the first sampling (0% runtime) were observed in the 300 mm and 200 mm diameter columns, respectively, and were superior to 95% in the following samples. Conversely, Davis et al. (2006) observed the nitrate increase from 20% to 26% in the outflow of a small (107 cm long by 76 cm wide) experimental bioretention columns, and a nitrate decrease from 19% to 79% nitrate in large (305 cm long by 152 cm wide) bioretention columns. Anyway, these divergent conclusions reinforce the possible effects of the diameters of bioretention columns contributing to it acting as a source or a sink of nitrate.

In fact, real bioretention systems can promote nitrate production and continual leaching (Igielski et al. 2019), once the nitrate removal is accomplished in an anaerobic condition through the denitrification process mediated by denitrifying microorganisms. Systems that depend exclusively on physical filtering with short retention times, as the bioretention columns, may not be appropriate for nitrate removal (Shrestha et al. 2018), because the aerobic conditions provided inside the bioretention columns disfavored the conditions for denitrification, and favor nitrification. In this condition, the nitrate tends to accumulate in the unsaturated bioretention soils bed being released in subsequent rainfall events (Roy-poirier et al. 2010). Therefore, it is possible that the 400 mm diameter bioretention columns, with larger area and volume, had a higher accumulation of this nutrient, resulting in considerable nitrate leaching when compared with the smaller diameters. Similarly, in field scale systems with larger size, the denitrification rate is slow and quite limited, which may contribute for increasing the leaching of this nutrient.

Consequently, experiments in which the bioretention diameters columns represent areas that are much smaller than the full-size bioretention cells may not provide reliable results, because lab-scale findings may not be directly applicable for field-scale design, especially regarding the removal of pollutants, such as nutrients. Indeed, the indication of nitrate leaching increasing as the bioretention column increases can also be observed when analyzing the results of monitoring field-scale bioretention cells (Shrestha et al. 2018; Macedo et al. 2019), in which increases in nitrate concentrations in the outflow are reported.

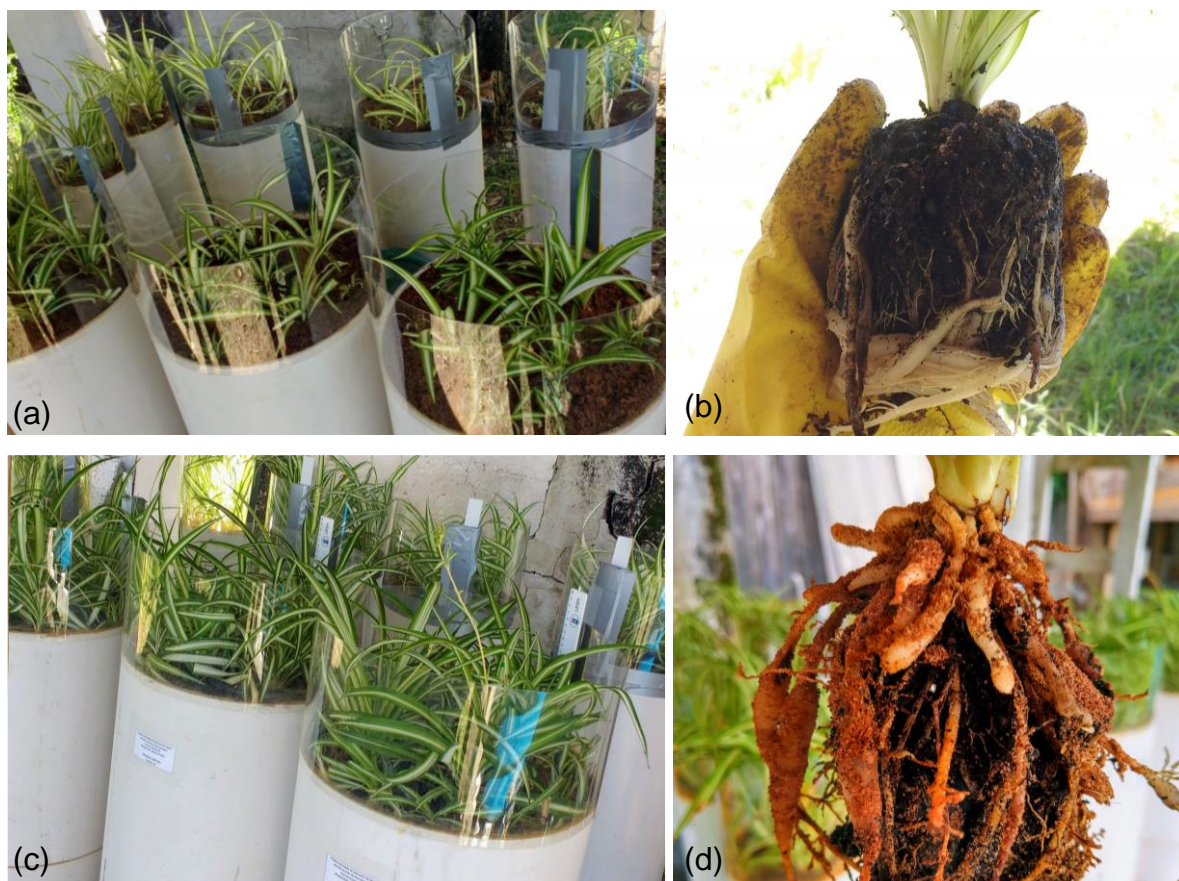
Different research have proposed the usage of a filter composed by an aerobic filtration followed by a water-saturated zone (Iglielski et al. 2019; Oliveira et al. 2021) aiming to improve the removal of nitrogen compounds from the stormwater. However, this strategy is not consensus due to divergent results and non-conclusive evidences of its possible benefits for improving stormwater treatment (Oliveira et al. 2021). Additionally, some studies suggest that increasing the retention time through a slow infiltration rate is more effective than using a submerged zone for improving stormwater quality (Burgis et al. 2020).

In addition, phosphate leaching was not observed in this study, possibly because the runs for water quality analysis started only after the full establishment of the vegetation, and the leaching was already ceased, as also observed by Sørberg et al. (2020). Phosphate leaching has been observed in young bioretention without maturation period and plants establishment, when high loads of fines are leached from the filter bed material (Glaister et al. 2017; Sørberg et al. 2020).

As the removal of nitrite and nitrate is connected to microbial processes, short- and long-term phosphate removal depends strongly on the chemical parameters of the soil (Shrestha et al. 2018). Possibly the design of the bioretention columns and the filter material used allowed high efficiency on phosphate removal through filtering and adsorption by the soil and plants processes, agreeing with high TSS removal.

Bratieres et al. (2008) and Zhang et al. (2011) also observed the positive effects of vegetation on pollutant removal in bioretention columns with and without vegetation. Overall, vegetated bioretention columns presented higher nitrogen and phosphorous removal performance, emphasizing the role of the vegetation for stormwater treatment processes and the need for its maintenance in appropriate conditions (Muerdter et al. 2018). In the bioretention assessed the *Chlorophytum comosum* plants used adapted quickly (Fig 9 shows the bioretention just after planting and nine months later) presenting a fast root system development, and the increasing in the number of leaves throughout the experiment.





**Fig 9** Aspect of the vegetation at different stages of the experiment: (a) newly assembled columns; (b) roots of the seedlings used immediately after planting; (c) columns after nine months of running the experiment; (d) plant roots at the end of the experiment

It should also be highlighted that the nutrient removal efficiency depends on the load of nutrients added to the bioretention columns, which results in a higher nitrogen removal efficiency as lower are the inflow concentrations (Osman et al. 2019). In the case of this study, the concentrations of nutrients applied into the bioretention columns can be considered high when compared to other studies (Davis et al. 2006; Bratieres et al. 2008; Blecken et al. 2010; Le Coustumer et al. 2012; Glaister et al. 2017; Morgan et al. 2020).

Future laboratory-scale research with bioretention should include investigations into how pollutant removal and stormwater retention are influenced by other column diameters, or even other geometries, including rectangular and square sections. The assessment of different filter bed compositions using amendments, other plant species, in addition to other dosage regimen and synthetic stormwater compositions,

including heavy metals can be a matter for further studies. Long-term analysis including different seasons can also contribute for a better understanding about the stability of the performance.

#### **4 Conclusions**

Several factors can influence the qualitative and quantitative performance of the bioretention columns on stormwater treatment, such as climate characteristics, stormwater properties, the bioretention filter bed composition and vegetation (Le Coustumer et al. 2012; Huang et al. 2022), besides its size (Davis et al. 2006). In this study, nine bioretention columns with three different diameters were assessed at laboratory environment aiming to identify possible effects of the bioretention scale on stormwater retention and pollutant removals.

No statistical evidence was found that the diameter of the bioretention columns can affect the stormwater retention. The bioretention columns assessed retained, on average, 34.8% of the synthetic stormwater dosed (32.5% for the 400 mm columns, 34.7% for the 300 mm columns, and 37.3% for the 200 mm columns). However, the time interval between synthetic stormwater dosing influenced these retention results, with retention being 45% to 100% higher when the dosages were accomplished every four days, compared to the three days interval, showing a tendency on increasing retention capacity while decreasing moisture content of the filter media. Also, a scale effect was observed in the standard deviation of the retention, being the larger diameter less prone to uncertainties in rainfall retention measurements.

Qualitative analyses indicated that the three diameters assessed were efficient on removing TSS (>95%), nitrite (>98%), and phosphate (>96%), without statistically significant differences. Also, there was no tendency on the increasing or decreasing the concentration of these parameters among the columns of different diameters. The three bioretention diameters also behaved similarly regarding and without statistically significant differences among the diameters for pH (-23%), apparent color (-56%), turbidity (-9%), and conductivity (-204%), when the bioretention outflows presented concentrations higher than the inflows parameters. The pH values tended to increase with the decrease in the diameter of the columns, whereas the turbidity values tended to decrease in the smaller diameters.

However, the nitrate removal was influenced by the scale effect of the bioretention columns. The nitrate was removed on the 300 mm (89%) and 200 mm (93%) bioretention columns, while the 400 mm diameter columns acted as a source of this pollutant (-116% on mean), statistically different from the smaller diameters assessed. The larger surface area of the 400 mm columns allows the filter bed to be oxygenated, favoring the nitrification. As a result, the nitrite is converted to nitrate, which is accumulated in the filter media and released during the subsequent synthetic stormwater dosing.

Thus, it is suggested that the tests for nitrate removal in bioretention cell at column-scale be carried out with larger sizes, which better represent the real field-scale structures, ensuring more suitable analyzes and results.

It is noteworthy that in this research the aiming was to assess the effect of bioretention column diameters on the stormwater retention and pollutant removal, thus no strategies were used to enhance the filter medium proprieties and improve the results. Anyway, the simple and cheap filter bed used in the bioretention columns provided suitable conditions for stormwater retention and pollutant removals, with values of performance in the expected range for bioretention systems, at the same time ensuring the development of the vegetation.

Better efficiencies could be obtained by using different techniques for improving bioretention efficiency on stormwater treatment as the amending the filter media by adding organic elements as biochar (Morgan et al. 2020; Peng et al. 2022), woodchips (Igielski et al. 2019; Peng et al. 2022), peat moss (Peng et al. 2022), or inorganic compounds as iron-based (Valenca et al. 2021), besides the usage of submerged zones (Luo et al. 2020; Oliveira et al. 2021). Moreover, it was verified that, in general, the proposed configuration for the column bioretention system allowed good development of *Chlorophytum comosum*, with the expansion of the root system and an increase in biomass, proving to be well adapted to the assessed synthetic stormwater application regime. Hence, using this species may be an alternative for bioretention cells installed in regions with subtropical climates.

## Statements & Declarations

### Funding

This research was supported by the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel - Brazil (CAPES) – Financing Code 001, and financial support of the Brazilian National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) [428197/2016-7]. The authors also thank the continuous support of the Federal University of Santa Maria and the Post-Graduate Program in Civil and Environmental Engineering.

### Competing Interests

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

### Author Contributions

*All authors contributed to the study conception and design. Material preparation, data collection and analysis were performed by Glaucia Ghesti Pivetta and Rutineia Tassi. Funding acquisition and resources by Daniel Gustavo Allasia Piccilli. The first draft of the manuscript was written by Glaucia Ghesti Pivetta, Rutineia Tassi and Daniel Gustavo Allasia Piccilli and all authors commented on previous versions of the manuscript. All authors read and approved the final manuscript.*

### Ethics Approval

The authors declare that this research did not involve human and animal participants.

### Consent to Participate

Not applicable for that specific section.

## Consent to Publish

Not applicable for that specific section.

## Availability of data and materials

All data generated or analysed during this study are included in this published article.

## References

Alam T, Bezares-Cruz JC, Mahmoud A, Jones KD (2021) Nutrients and solids removal in bioretention columns using recycled materials under intermittent and frequent flow operations. *J Environ Manage* 297:. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113321>

American Public Health Association (2017) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23rd edn. Washington

Björklund K, Li L (2017) Removal of organic contaminants in bioretention medium amended with activated carbon from sewage sludge. *Environ Sci Pollut Res* 24:19167–19180. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9508-1>

Blecken GT, Zinger Y, Deletić A, et al (2010) Laboratory study on stormwater biofiltration: Nutrient and sediment removal in cold temperatures. *J Hydrol* 394:507–514. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.010>

Bratieres K, Fletcher TD, Deletic A, Zinger Y (2008) Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. *Water Res* 42:3930–3940. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.009>

Burgis CR, Hayes GM, Zhang W, et al (2020) Tracking denitrification in green stormwater infrastructure with dual nitrate stable isotopes. *Sci Total Environ* 747:1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141281>

Davis AP, Hunt WF, Traver RG, Clar M (2009) Bioretention Technology: Overview of Current Practice and Future Needs. *J Environ Eng* 135:109–117. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:3\(109\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(109))

Davis AP, Shokouhian M, Sharma H, Minami C (2006) Water Quality Improvement through Bioretention Media: Nitrogen and Phosphorus Removal. *Water Environ Res* 78:284–293. <https://doi.org/10.2175/106143005x94376>

Ellis JB (2013) Sustainable surface water management and green infrastructure in UK urban catchment planning. *J Environ Plan Manag* 56:24–41.

<https://doi.org/10.1080/09640568.2011.648752>

Ferrão M da S (2018) Destrutiva testing of a biorretention scale model. Dissertation, Federal University of Santa Maria (in Portuguese)

Gilman EF (1999) Chlorophytum comosum 1. Chlorophytum comosum Fact Sheet 126–University of Florida.

Glaister BJ, Fletcher TD, Cook PLM, Hatt BE (2017) Interactions between design, plant growth and the treatment performance of stormwater biofilters. *Ecol Eng* 105:21–31. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.030>

Gong Y, Yin D, Li J, et al (2019) Performance assessment of extensive green roof runoff flow and quality control capacity based on pilot experiments. *Sci Total Environ* 687:505–515. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.100>

Hakimdavar R, Culligan PJ, Finazzi M, et al (2014) Scale dynamics of extensive green roofs: Quantifying the effect of drainage area and rainfall characteristics on observed and modeled green roof hydrologic performance. *Ecol Eng* 73:494–508. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.080>

Hsieh C, Davis AP (2005) Evaluation and Optimization of Bioretention Media for Treatment of Urban Storm Water Runoff. *J Environ Eng* 131:1521–1531. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:11\(1521\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:11(1521))

Huang L, Luo J, Li L, et al (2022) Unconventional microbial mechanisms for the key factors influencing inorganic nitrogen removal in stormwater bioretention columns. *Water Res* 209:117895. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117895>

Hunt WF, Jarrett AR, Smith JT, Sharkey LJ (2006) Evaluating Bioretention Hydrology and Nutrient Removal at Three Field Sites in North Carolina. *J Irrig Drain Eng* 132:600–608. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9437\(2006\)132:6\(600\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(2006)132:6(600))

Igielski S, Kjellerup B V., Davis AP (2019) Understanding urban stormwater denitrification in bioretention internal water storage zones. *Water Environ Res* 91:32–44. <https://doi.org/10.2175/106143017x15131012188024>

INMET - Brazilian National Institute of Meteorology (2019) Climatological norms of Brazil 1961-1990. Brasília, Brazil: INMET (in Portuguese)

Kavehei E, Shahrabi Farahani B, Jenkins GA, et al (2021) Soil nitrogen accumulation, denitrification potential, and carbon source tracing in bioretention basins. *Water Res* 188:116511. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116511>

Koutnik VS, Borthakur A, Leonard J, et al (2022) Mobility of polypropylene microplastics in stormwater biofilters under freeze-thaw cycles. *J Hazard Mater Lett* 3:100048. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2022.100048>

Lange K, Viklander M, Blecken GT (2020) Effects of plant species and traits on metal treatment and phytoextraction in stormwater bioretention. *J Environ Manage* 276:13. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111282>

Le Coustumer S, Fletcher TD, Deletic A, et al (2012) The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. *Water Res* 46:6743–6752. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.026>

Li J, Li Y, Zhang J, et al (2016) Bio-Swale Column Experiments and Simulation of Hydrologic Impacts on Urban Road Stormwater Runoff. *Polish J Environ Stud* 25:173–184. <https://doi.org/10.15244/pjoes/60280>

Löbler CA, Scoti AAV, Werlang MK (2015) Contribution To the Delineation of Pampa and Atlantic Forest Biomes in Santa Maria, Rs. *Rev Eletrônica em Gestão, Educ e Tecnol Ambient* 19:1250–1257. <https://doi.org/105902/2236117016038>

Lucke T, Nichols PWB (2015) The pollution removal and stormwater reduction performance of street-side bioretention basins after ten years in operation. *Sci Total Environ* 536:784–792. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.142>

Luo H, Guan L, Jing Z, et al (2020) Performance evaluation of enhanced bioretention systems in removing dissolved nutrients in stormwater runoff. *Appl Sci* 10: <https://doi.org/10.3390/app10093148>

Macedo MB De, Lago CAF, Mendiando EM (2019) Stormwater volume reduction and water quality improvement by bioretention: Potentials and challenges for water security in a subtropical catchment. *Sci Total Environ* 647:923–931. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.002>

Mangangka IR, Liu A, Egodawatta P, Goonetilleke A (2015) Performance characterisation of a stormwater treatment bioretention basin. *J Environ Manage* 150:173–178. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.11.007>

Mei Y, Zhou H, Gao L, et al (2020) Accumulation of Cu, Cd, Pb, Zn and total P from synthetic stormwater in 30 bioretention plants. *Environ Sci Pollut Res* 27:19888–19900. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07731-6>

Morgan C, Poor C, Giudice B, Bibb J (2020) Agricultural Byproducts as Amendments in Bioretention Soils for Metal and Nutrient Removal. *J Environ Eng* 146:1–10. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001697](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001697)

Muerdter CP, Wong CK, Lefevre GH (2018) Emerging investigator series: The role of vegetation in bioretention for stormwater treatment in the built environment: Pollutant removal, hydrologic function, and ancillary benefits. *Environ Sci Water Res Technol* 4:592–612. <https://doi.org/10.1039/c7ew00511c>

Oliveira TRP de, Macedo MB de, Oliveira TH, et al (2021) Different Configurations of a Bioretention System Focused on Stormwater Harvesting in Brazil. *J Environ Eng* 147:04021058. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001938](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001938)

Osman M, Yusof KW, Takaijudin H, et al (2019) A review of nitrogen removal for urban stormwater runoff in bioretention system. *Sustain* 11:1–21. <https://doi.org/10.3390/su11195415>

Peng Y, Deng S, Kong Z, et al (2022) Biochar and woodchip amended bioreactor extending reactive volume for enhanced denitrification in stormwater runoff. *J Water*

Process Eng 46:102541. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102541>

Persch CG, Tassi R, Minetto B, et al (2021) Assessing the Scale Dynamics of the Rainfall Retention of Green Roofs in a Subtropical Climate. *J Environ Eng* 147:04021054. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001933](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001933)

Prapagdee B, Wankumpha J (2017) Phytoremediation of cadmium-polluted soil by *Chlorophytum laxum* combined with chitosan-immobilized cadmium-resistant bacteria. *Environ Sci Pollut Res* 24:19249–19258. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9591-3>

Roy-poirier A, Champagne P, Asce AM, Filion Y (2010) Review of Bioretention System Research and Design : Past , Present , and Future. *J Environ Eng* 136:878–889

Shrestha P, Hurley SE, Wemple BC (2018) Effects of different soil media, vegetation, and hydrologic treatments on nutrient and sediment removal in roadside bioretention systems. *Ecol Eng* 112:116–131. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.004>

Simek J, Kovalikova Z, Dohnal V, Tuma J (2018) Accumulation of cadmium in potential hyperaccumulators *Chlorophytum comosum* and *Callisia fragrans* and role of organic acids under stress conditions. *Environ Sci Pollut Res* 25:28129–28139. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2831-3>

Smith JS, Winston RJ, Tirpak RA, et al (2020) The seasonality of nutrients and sediment in residential stormwater runoff: Implications for nutrient-sensitive waters. *J Environ Manage* 276:111248. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111248>

Søberg LC, Al-Rubaei AM, Viklander M, Blecken GT (2020) Phosphorus and TSS Removal by Stormwater Bioretention: Effects of Temperature, Salt, and a Submerged Zone and Their Interactions. *Water Air Soil Pollut* 231:.. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04646-3>

Song H, Qin T, Wang J, Wong THF (2019) Characteristics of Stormwater Quality in Singapore Catchments in 9 Different Types of Land Use. *Water* 11:1–10

Souza MM de, Gastaldini M do CC, Pivetta GG (2017) Nonpoint pollution load in river catchments with different anthropic impacts: a case study in Southern Brazil. *Environ Earth Sci* 76:.. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7111-x>

Sun R, Fan L (2019) Purification of Eutrophic Water by Five Aqua-Cultured Plants in Lake Hongfeng, Guiyang, China. *Wuhan Univ J Nat Sci* 24:37–44. <https://doi.org/10.1007/s11859-019-1366-x>

Valenca R, Le H, Zu Y, et al (2021) Nitrate removal uncertainty in stormwater control measures: Is the design or climate a culprit? *Water Res* 190:.. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116781>

Vijayaraghavan K, Biswal BK, Adam MG, et al (2021) Bioretention systems for stormwater management: Recent advances and future prospects. *J Environ Manage* 292:112766. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112766>



World Meteorological Organization (2018) Guide to climatological practices. Geneva: WMO.

Wu J, Cao X, Zhao J, et al (2017) Performance of biofilter with a saturated zone for urban stormwater runoff pollution control: Influence of vegetation type and saturation time. *Ecol Eng* 105:355–361. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.016>

Yang F, Fu D, Liu S, et al (2020) Hydrologic and pollutant removal performance of media layers in bioretention. *Water (Switzerland)* 12:1–16. <https://doi.org/10.3390/w12030921>

Yang N, Du W, Chen L, et al (2021) Prioritizing the soil and filler layers of a bioretention system by considering multiple hydrological effects. *J Hydrol* 603:127008. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127008>

Yang Y, Chui TFM (2018) Optimizing surface and contributing areas of bioretention cells for stormwater runoff quality and quantity management. *J Environ Manage* 206:1090–1103. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.064>

Zhang Z, Liu Y, Hu S, et al (2021) A New Type of Ecological Floating Bed Based on Ornamental Plants Experimented in an Artificially Made Eutrophic Water Body in the Laboratory for Nutrient Removal. *Bull Environ Contam Toxicol* 106:2–9. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03086-3>

Zhang Z, Rengel Z, Liaghati T, et al (2011) Influence of plant species and submerged zone with carbon addition on nutrient removal in stormwater biofilter. *Ecol Eng* 37:1833–1841. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.016>

Zinger Y, Prodanovic V, Zhang K, et al (2021) The effect of intermittent drying and wetting stormwater cycles on the nutrient removal performances of two vegetated biofiltration designs. *Chemosphere* 267:129294. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129294>