



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO - CTC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Aline Schuck Rech

**Migração de contaminantes inorgânicos em vala de infiltração de drenagem
urbana**

FLORIANÓPOLIS

2019

Aline Schuck Rech

Migração de contaminantes inorgânicos em vala de infiltração de drenagem urbana

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Ambiental.
Orientadora Prof.^a Dr.^a Alexandra Rodrigues Finotti.

Florianópolis

2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Rech , Aline Schuck
Migração de contaminantes inorgânicos em vala de
infiltração de drenagem urbana / Aline Schuck Rech ;
orientador, Alexandra Rodrigues Finotti , 2019.
188 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Drenagem urbana. 3. Vala de
infiltração. 4. Metais pesados . 5. Biossorvente. I. ,
Alexandra Rodrigues Finotti. II. Universidade Federal de
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Ambiental. III. Título.

Aline Schuck Rech

Migração de contaminantes inorgânicos em vala de infiltração de drenagem urbana

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Ademir Paceli Barbassa, Dr.
Universidade Federal de São Carlos

Prof.(a) María Ángeles Lobo Recio, Dr(a).
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Vladimir Caramori Borges de Souza, Dr.
Universidade Federal de Alagoas

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de doutor em Engenharia Ambiental.

┌

_____┐
Prof. Dr.(a) Maria Eliza Nagel Hassemer
Coordenadora do Programa

┌

_____┐
Prof. Dr.(a) Alexandra Rodrigues Finotti
Orientadora

Florianópolis, 18 de dezembro de 2019.

Este trabalho é dedicado a minha família especialmente aos meus pais, esposo e filha.

AGRADECIMENTO

Agradeço a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram no desenvolvimento desta pesquisa, em especial:

À Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC pela oportunidade de crescimento intelectual e profissional.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela pesquisador.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pelo financiamento parcial desta pesquisa disposto na Chamada Universal – MCTI/CNPq nº 14/2013.

À Universidade do Contestado – UNC, Campi de Concórdia pelo empréstimo de equipamentos e vidrarias utilizadas na execução da pesquisa e também pela disponibilidade de recursos para participação de eventos, proporcionando minha capacitação.

À Universidade do Oeste de Santa Catarina – UNOESC Campi de Campos Novos, através do Laboratório de Solos representado pela Prof. Dr^a Analu Montovani, pelo auxílio na execução das análises nesta pesquisa.

Ao Projeto Tecnologias Sociais para a Gestão da Água - TSGA, o qual conta com o comprometimento executivo da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI e da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. Agradeço o empréstimo de veículos e a concessão de gasolina, utilizados para deslocamento da UFSC ao Campeche para o monitoramento na vala de infiltração.

À minha orientadora, Professora Dr^a Alexandra R. Finotti, pela dedicação, paciência e ensinamentos. Sou muito grata pela oportunidade de convivência, por ter aceitado me orientar e por ter permitido a realização deste sonho.

Ao Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias - LAUTEC especialmente a Jakcemara Caprario, Fabiane A. T. Goerl e a Nívea M. G. Miranda pelo apoio incansável, publicações, pela amizade, conhecimento e sofrimento compartilhando ao longo destes anos de estudo. Agradeço também aos demais membros: Elisa F. Pacheco, Kalil A. Sandi, Alberto Dos S. Frello, Camila E. J. Silva e Maria V. De , pelo auxílio sempre que solicitado.

Ao Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado - GESAD por ceder material, espaço para estudo e especialmente a Catiane Pelissari pela amizade, ensinamentos e moradia temporária em Florianópolis.

À Companhia Catarinense de Águas e Saneamento - CASAN, por meio da Vanessa Dos Santos, que repassou as informações sobre os registros de precipitações ocorridas na região do Distrito do Campeche.

À Prefeitura Municipal de Florianópolis, pela disponibilidade da ajuda sempre que solicitada, de repasse de informações importantes, instruções técnicas e manutenções na vala.

Ao meu pai Eloy Schuck e minha mãe Arlete C. Schuck pela vida, o amor, o alicerce e o estímulo para buscar sempre o meu melhor, realizar meus sonhos.

Ao meu sogro Alcidir Rech e minha sogra Salete Rech, pela dedicação incansável, pelo carinho e amor que recebi, sem nenhum questionamento.

Ao meu tio Hilário Gottselig e tia Beatriz C. Gottselig pela moradia temporária, carinho e as saborosas refeições, especialmente os bolos de chocolates, servidos de lanche após as idas à vala de infiltração.

À minha família matrimonial, meu esposo, Julio Cesar Rech e a minha filha, Julia Rech. Não consigo expressar em palavras o que sinto por vocês. Simplesmente amo muito vocês.

À minha amiga Jakcemara Caprario, pela companhia, pelo conhecimento compartilhado, pelas idas a campo durante o sol escaldante ou mesmo durante a noite, pela descontração e principalmente pelo carinho recebido. Minha amiga querida, te admiro muito.

Ao meu amigo Eduardo L. Bernardo pela companhia nas viagens, especialmente durante a gravidez em que não poderia viajar sozinha.

Ao Sr. Gentil “vizinho da vala” por ajudar a roçar a vala e emprestar equipamentos necessários utilizados para coletas de água e solo sempre que solicitado.

Ao Sr. De Leon por consertar equipamentos danificados durante o período experimental.

Ao Sr. Jorge da empresa Solaris Instrumentação por ensinar o funcionamento dos equipamentos instalados na vala e por dicas fundamentais que resultaram no aprimoramento da obtenção de dados.

Agradeço a todos os professores e colegas que conheci no Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA - UFSC. Levo comigo um pedacinho de cada um de vocês.

Agradeço aos professores membros desta banca de defesa, Prof. Ademir Paceli Barbassa, Prof. Vladimir Caramori Borges de Souza, Prof^a. Maria Ángeles Lobo Recio e o Prof. Prof. Konrad Miotlinsk pelo aceite e pelas contribuições para o melhoramento desta pesquisa.

Agradeço a todos que estiveram presente em minha vida e nesta jornada.

MUITO OBRIGADA!

“Seja você quem for, seja qual for à posição social que você tenha na vida, a mais alta ou a mais baixa, tenha sempre como meta muita força, muita determinação e sempre faça tudo com muito amor e com muita fé em Deus, que um dia você chega lá. De alguma maneira você chega lá”. (Ayrton Senna).

RESUMO

Esta tese investiga o funcionamento de uma vala de infiltração na retenção de metais e propõe uma adequação estrutural com aplicação de bioissorvente para transformá-la em uma técnica compensatória que alcance o tratamento das águas de drenagem urbana. A região de estudo é o Distrito do Campeche, localizado no sul da ilha de Florianópolis - SC, considerada uma área susceptível a alagamento e apresenta alta taxa de vulnerabilidade do aquífero, somados as dificuldades de drenagem devido à proximidade com o mar. Para o alcance do objetivo da pesquisa, três fases distintas foram investigadas: a) monitoramento de uma vala de infiltração original (existente); b) experimento em laboratório para identificação da eficiência de dois bioissorventes na retenção de íons metálicos, quitina comercial e casca de camarão não processada; c) monitoramento da vala modificada com a aplicação de bioissorvente. Foi priorizada a investigação de metais (Cd, Cu, Pb, Zn, Cr, Fe, Mn e Ni) presentes no escoamento superficial, em amostras de solo no fundo da vala e no escoamento subterrâneo. Os resultados do monitoramento da vala original evidenciaram o bom funcionamento da estrutura para a infiltração do escoamento, porém há presença de metais nos três ambientes investigados (escoamento superficial, subterrâneo e solo). As características físicas do solo com predominância de areia permitem a alta taxa de infiltração e também a migração de poluentes inorgânicos. Ao avaliar o experimento em laboratório com os bioissorventes, quitina comercial e casca de camarão não processada, os resultados foram promissores para ambos os bioissorventes. Porém, a quitina comercial apresentou os melhores resultados de adsorção e elevação do pH, fatores determinantes para indicação de seu uso na vala de infiltração. A terceira fase da pesquisa envolveu o monitoramento da vala modificada, na qual houve a mudança estrutural e a aplicação de quitina comercial. Os resultados evidenciam que a modificação da vala ocasionou na redução do volume infiltrado quando comparado à vala original, mas a presença do bioissorvente possibilitou redução da quantidade de metais presentes no escoamento superficial que infiltra no aquífero. O uso da quitina em sistemas de infiltração na drenagem urbana apresentou resultados promissores, sendo uma alternativa sustentável e que apresenta disponibilidade abundante no país.

Palavras-chave: Técnicas compensatórias de drenagem. Vala de infiltração. Aquífero do Campeche. migração de íons metálicos. Bioissorventes. Quitina. Distrito do Campeche - Florianópolis. Drenagem urbana.

ABSTRACT

This thesis investigates the retention of metallic ions in an infiltration swale and proposes structural adequacy and the application of biosorbent to transform it into a compensatory technique, maintaining the infiltration and the removal of metallic ions. The study area is the Campeche District, located in the south of Florianópolis Island in Santa Catarina. It is considered a susceptible area to flooding and presents a high vulnerability rate of the aquifer, added to the difficulties of drainage due to its proximity to the sea. In order to accomplish the objective of the research, three distinct phases were investigated: a) monitoring of an original infiltration swale; b) laboratory experiments to identify the efficiency of two biosorbents, commercial chitin, and unprocessed shrimp shell; c) monitoring of swale modified with the application of biosorbent. It was prioritized the investigation of metallic ions (Cd, Cu, Pb, Zn, Cr, Fe, Mn, and Ni) present in surface runoff, soil samples at the bottom of the swale and underground flow. The monitoring results in the original swale evidenced the good functioning of the structure for the infiltration, but there is a presence of metallic ions in the three environments investigated. The physical characteristics of the soil with a predominance of sand allow the high rate of infiltration and the migration of inorganic pollutants. The laboratory experiment with the biosorbents commercial chitin and unprocessed shrimp shell presented results that are promising for both biosorbents. However, commercial chitin presented the best results of adsorption and elevation of pH. The third phase of the research involves the monitoring of the modified swale, in which there were structural change and the application of commercial chitin. The results evidenced the reduction of the infiltrated volume when compared to the original swale, but the presence of the biosorbent allowed reducing the number of metallic ions present in the surface flow that goes to the aquifer. The use of the commercial chitin in infiltration systems in urban drainage presented promising results, being a sustainable alternative and presenting abundant availability in the country.

Keywords: Drainage compensatory techniques. Infiltration swale. Aquifer of Campeche. Migration of metal ions. Chitin. Biosorbents. District of Campeche - Florianópolis. Urban drainage.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2-1. Elementos de uma vala de infiltração com grama.	60
Figura 2-2. Descrições de vala de infiltração modificada e com vegetação.	60
Figura 2-3. Vala gramada localizada ao lado de uma rodovia.	61
Figura 2-4. Vala com plantas localizada ao lado de uma rodovia.	61
Figura 2-5. Imagem de microscópio eletrônico de varredura de amostra de bagaço de uva: a) antes da adsorção; b) após a adsorção do metal.	73
Figura 2-6. Comparação entre a estrutura química da quitina totalmente acetilada e a quitosana desacetilada.	75
Figura 2-7. Localização da vala de infiltração e do Distrito do Campeche.	79
Figura 2-8. Características do Distrito do Campeche.	80
Figura 2-9. Sistema de drenagem no Distrito do Campeche.	81
Figura 2-10. Áreas de vulnerabilidade do Aquífero do Campeche.	83
Figura 2-11. Identificação da área de contribuição da vala de infiltração.	85
Figura 4-1. Localização da vala de infiltração no Distrito do Campeche.	93
Figura 4-2. Vala de infiltração em diferentes estágios.	94
Figura 4-3. Detalhes sobre os pontos de monitoramento na vala de infiltração.	99
Figura 4-4. Informações sobre vazões e precipitação para 15.03.2015.	104
Figura 4-5. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 15.03.2015.	104
Figura 4-6. Informações sobre vazões e precipitação para 07.01.2016.	105
Figura 4-7. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 07.01.2016.	105
Figura 4-8. Informações sobre vazões e precipitação para 17.08.2016.	106
Figura 4-9. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 17.08.2016.	106
Figura 4-10. Comparação entre as concentrações de metais e o evento ocorrido.	111
Figura 4-11. Comparação entre as concentrações médias de metais encontrados nas amostras de solo na profundidade P1.	118
Figura 4-12. Comparação entre as concentrações médias de metais encontrados nas amostras de solo na profundidade P2.	118
Figura 4-13. Textura do solo do fundo da vala para 2016 e 2017.	119
Figura 4-14. Textura do solo do fundo da vala para 2016.	120
Figura 4-15. Ilustração da cota do lençol freático nos poços de monitoramento e a sentido da movimentação da água subterrânea.	122
Figura 4-16. Variação da cota do poço 3 para o período de 30 de setembro a 31 de dezembro de 2015.	124

Figura 4-17. Variação da cota do poço 3 para o período de 01 de janeiro a 31 de 30 de abril de 2016.	125
Figura 4-18. Variação da cota do poço 3 para o período de 01 de maio a 31 de agosto de 2016.....	126
Figura 4-19. Cotas de localização da água subterrânea no Distrito do Campeche.	128
Figura 4-20 – Comparação entre os metais encontrados no escoamento superficial e subterrâneo.....	133
Figura 4-21 – Teste de ACP para poluentes encontrados no escoamento superficial, subterrâneo e solo.	135
Figura 4-22 – Detalhamento da hidrografia próximo a vala de infiltração.	137
Figura 4-23 – localização da vala no sistema de microdrenagem entre duas bacias.....	138
Figura 4-24 – Resumo das condições em que se encontra a vala de infiltração.....	139
Figure 5-1. Infiltration swale location.	145
Figure 5-2. Procedures used in this research: surface runoff pattern; white test in biosorbents and treatments with shrimp shell and commercial chitin.	148
Figure 5-3 - Comparison between shrimp shell fresh and commercial quitin.	153
Figura 6-1. Fluxograma com as informações norteadoras para execução da mudança estrutural da vala de infiltração.....	160
Figura 6-2. Projeto da vala modificada e descrições (cortes transversal e longitudinal). 163	
Figura 6-3. Fases da execução da adequação da estrutura de infiltração.	164
Figura 6-4. Informações sobre vazões e precipitação para 18.05.2018.....	171
Figura 6-5. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 18.05.2018.	171
Figura 6-6. Informações sobre vazões e precipitação para 19.05.2018.....	172
Figura 6-7. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 19.05.2018.	172
Figura 6-8. Informações sobre vazões e precipitação para 20.05.2018.....	173
Figura 6-9. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 20.05.2018.	173
Figura 6-10. Informações sobre vazões e precipitação para 05.06.2018.....	174
Figura 6-11. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 05.06.2018. ...	174
Figura 6-12. Informações sobre vazões e precipitação para 24.07.2018.....	175
Figura 6-13. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 24.07.2018. ...	175
Figura 6-14. Informações sobre vazões e precipitação para 25.07.2018.....	176
Figura 6-15. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 25.07.2018. ...	176
Figura 6-16. Análise estatística (Boxplot) aplicada para o escoamento superficial, escoamento filtrado e escoamento subterrâneo.	187
Figura 6-17. Resultado da textura das amostras de solo.....	188
Figura 6-18. Comparação de variáveis monitoradas antes e após a vala modificada.	192

Figura 6-19. Média de metais presentes nas amostras de solo na profundidade 0 a 0,20m (2014 a 2018).....	194
Figura 6-20. Média de metais presentes nas amostras de solo na profundidade de 0,20 – 0,40m (2014 a 2018).....	195
Figura 6-21. Variação da cota do poço em relação à precipitação registrada, nos meses maio a agosto de 2018.....	197

LISTA DE QUADROS

Quadro 3-1. Investigações propostas nesta pesquisa.	86
Quadro 3-2. Etapas monitoradas da pesquisa.....	87
Quadro 4-1. Informações gerais sobre os monitoramentos específicos, dados e as metodologias aplicadas.	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 2-1. Principais poluentes removidos em sistemas de biorretenção.....	58
Tabela 2-2. Contaminantes primários e suas fontes principais.....	62
Tabela 2-3. Pesquisas com aplicações de valas de infiltração.....	64
Tabela 2-4. Resumo de algumas pesquisas sobre o uso de biossorventes para remoção de metais pesados.....	71
Tabela 4-1. Parâmetros e equações utilizadas para obtenção de vazões e volumes.....	95
Tabela 4-2. Legislação brasileira utilizada para análise dos resultados do monitoramento da vala de infiltração.....	97
Tabela 4-3. Precipitações mensais de 2014 a 2017.....	101
Tabela 4-4. Síntese do comportamento hidráulico da vala de infiltração original.....	103
Tabela 4-5. Informações sobre as análises realizadas para o escoamento superficial...	108
Tabela 4-6. Teste de correlação de Pearson para escoamento superficial.....	112
Tabela 4-7. Concentrações de metais nas amostragens de solo do fundo da vala de infiltração.....	114
Tabela 4-8. Teste de correlação de Pearson para amostras de solo.....	117
Tabela 4-9. Medições da cota de água nos poços de monitoramento de água subterrânea.....	121
Tabela 4-10. Concentrações de metais observados no escoamento subterrâneo no período de 2015 a 2017.....	130
Tabela 4-11. Teste T de Student aplicado aos poços de monitoramento.....	132
Tabela 4-12. Teste – Análise de Componentes Principais (ACP).....	134
Tabela 4-13. Componentes relacionados ao PC1 e ao PC2.....	135
Table 5-1. Analyses performed in the laboratory using shrimp shells in nature and commercial chitin.....	148
Table 5-2. Analyses performed in the laboratory using shrimp shells in nature.....	150
Table 5-3. Results of laboratory tests using commercial chitin.....	151
Tabela 6-1. Parâmetros e equações utilizadas para obtenção de vazões e volumes.....	166
Tabela 6-2. Informações sobre o monitoramento da vala modificada.....	168
Tabela 6-3. Análises e procedimentos metodológicos.....	169
Tabela 6-4. Síntese do comportamento hidráulico da vala original e modificada.....	178
Tabela 6-5. Comparação de eventos semelhantes da vala original e modificada.....	179
Tabela 6-6. Histórico de análises de metais na vala de infiltração.....	181
Tabela 6-7. Concentrações de metais em escoamento superficial, escoamento filtrado e escoamento subterrâneo.....	182

Tabela 6-8. Comparação da remoção de metais na vala de infiltração modificada e testes em laboratório.	184
Tabela 6-9. Resultados das análises no solo do fundo da vala de 2014 a 2018.....	190
Tabela 6-10. Teste de correlação de Pearson para amostras de solo (ano 2016 a 2018).	194

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

As	Arsênio
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACP	Análise de Componentes Principais
ATs	Alternative Techniques
B	Boro
BMP	Best Management Practices
Br	Bromo
CTs	Compensatory Techniques
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CAPEs	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível
Cd	Cádmio
CEMADEN	Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais
Cr	Cromo
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
Co	Cobalto
COT	Carbono Orgânico Total
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CTC	Capacidade de troca de cátions
Cu	Cobre
CmolC/kg	Centimol de carga por kg de solo
CmolC/dm ³	Centimol de carga por decímetro cúbico de solo
DBI	Desenvolvimento de Baixo Impacto
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
EWR	American Society of Civil Engineers Environmental and Water Resources Institute
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
F	Flúor
Fe	Ferro
FHWA	Federal Highway Administrations
GESAD	Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
g	Gramas
g/cm ³	Gramas por centímetro cúbico
Hg	Mercúrio
HPA	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
Kg	Quilogramas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPIUF	Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis
IUWM	Integrated Urban Water Management
LAUTEC	Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias
LARESO	Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos
LID	Low Impact Development
LIUDD	Urban Project of Low Impact and Development
LIMA	Laboratório Integrado do Meio Ambiente
Mn	Manganês
Mg	Magnésio
mg/L	Miligramas por Litro
NBR	Norma Brasileira

Ni	Níquel
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
Pb	Chumbo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PM	Poço de monitoramento
PMSB	Plano Municipal integrado de Saneamento Básico do Município de Florianópolis
P n° x	Ponto de amostral número x
ROLAS	Rede Oficial de Laboratórios de Análises de Solos e de Tecido Vegetal dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina
SC	Santa Catarina
SCMs	Rainwater control measures
SUDS	Sustainable Urban Drainage Systems
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
Se	Selênio
SST	Sólidos Suspensos Totais
TCC	Trabalho de Conclusão de Curso
TSGA	Tecnologias Sociais para a Gestão da Água
Th	Tório
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UNC	Universidade do Contestado
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UNOESC	Universidade do Oeste de Santa Catarina
WERF	Water Environment Research Foundation
WSUD	Urban Water Sensitive Project
Zn	Zinco
∅	Diâmetro
α	Alfa
γ	Gama
β	Beta

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	48
1.1 JUSTIFICATIVA	50
1.2 QUESTÃO DE PESQUISA E HIPÓTESES	51
1.3 OBJETIVOS	52
1.3.1 Objetivo Geral	52
1.3.2 Objetivos Específicos	52
1.4 ORGANIZAÇÃO DO TEXTO	52
2 REFERENCIAL TEÓRICO	55
2.1 TÉCNICAS COMPENSATÓRIAS DE DRENAGEM URBANA	55
2.2 VALA DE INFILTRAÇÃO	57
2.2.1 Monitoramento de valas de infiltração	61
2.3 METAIS	68
2.4 BIORSORVENTES NATURAIS	69
2.4.1 Usos dos biossorventes quitina e quitosana	74
2.5 CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO	78
2.5.1 Características do Distrito do Campeche	78
3 PROCEDIMENTO METODOLÓGICO	86
3.1 MONITORAMENTO DA VALA ORIGINAL	87
3.2 EXPERIMENTO EM LABORATÓRIO	88
3.3 MONITORAMENTO DA VALA MODIFICADA	89
4 MIGRAÇÃO DE CONTAMINANTES INORGÂNICOS EM UMA VALA DE INFILTRAÇÃO EM REGIÃO LITORÂNEA	90
4.1 INTRODUÇÃO	90
4.2 MATERIAIS E MÉTODO	92
4.2.1 Descrição da área de estudo	92
4.2.2 Monitoramento da estrutura de infiltração	94
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	101
4.3.1 Precipitação no Distrito do Campeche	101
4.3.2 Análise do escoamento na vala de infiltração	102
4.3.3 Concentrações de metais no escoamento superficial	107
4.3.4 Concentrações de metais no solo	113
4.3.5 Concentrações de metais no escoamento subterrâneo	120

4.3.6 Presença de metais no escoamento superficial, solo e escoamento subterrâneo	133
4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	140
5 USE OF SHRIMP-SHELL FOR ADSORPTION OF METALS PRESENT IN SURFACE RUNOFF	142
5.1 INTRODUCTION	142
5.2 MATERIALS AND METHODS	145
5.2.1 Shrimp-shell and commercial chitin	146
5.2.2 Surface runoff	147
5.2.3 Laboratory Tests	147
5.3 RESULTS AND DISCUSSION	149
5.3.1 Adsorption with shrimp shell and commercial chitin	149
5.4 CONCLUSIONS	154
6 ADEQUAÇÃO DE SISTEMA DE DRENAGEM URBANA COM INFILTRAÇÃO PARA REMOÇÃO DE ÍONS METÁLICOS	156
6.1 INTRODUÇÃO	156
6.2 MATERIAIS E MÉTODOS	159
6.2.1 Área de estudo	159
6.2.2 Vala de infiltração	159
6.2.3 Adaptação da estrutura de infiltração	161
6.2.4 Monitoramento da estrutura adaptada	165
6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	169
6.3.1 Avaliação da estrutura de infiltração modificada	169
6.3.2 Avaliação da quitina e a retenção de poluentes	179
6.3.2.1 Funcionalidade do bioissorvente para os escoamentos	180
6.3.2.2 Funcionalidade do bioissorvente para o solo	188
6.3.3 Nível do Aquífero na vala modificada	196
6.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	199
7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	201
7.1 CONCLUSÕES	201
7.2 RECOMENDAÇÕES	204

1 INTRODUÇÃO

Um dos problemas associados à drenagem urbana, além de sua ligação com os alagamentos e inundações, é a qualidade das águas de escoamento superficial. Em princípio o controle tanto dos aspectos quantitativos quanto dos qualitativos pode ser realizado com técnicas compensatórias. Entretanto há situações em que estas técnicas podem apresentar dificuldades de implementação, como, por exemplo, em ambientes costeiros nos quais a permeabilidade dos solos pode ser muito grande (devido à quantidade de areias) bem como a superficialidade do lençol freático.

As técnicas compensatórias de drenagem urbanas possibilitam a gestão de práticas para a minimização dos impactos urbanos relacionado ao escoamento de águas superficiais. Ao implantar essas tecnologias procuram-se compensar ou minorar os impactos da urbanização sobre o ciclo hidrológico, reduzindo os volumes escoados, os riscos de inundação e favorecendo a recarga de áreas subterrâneas (BAPTISTA et al., 2005; BELOTTI, 2011; SOBRINHA, 2012; TASSI et al., 2014). No entanto a sua funcionalidade está ligada a aplicação adequada, dimensionamento, projeto e execução. Nessas estruturas também é possível reter os poluentes encontrados do escoamento superficial.

No escoamento superficial urbano são encontrados poluentes de origem antropogênica e de contribuição natural do solo (LEISENRING et al., 2014). De acordo com Araújo e Souza (2012) as fontes antropogênicas contribuem para a disseminação de contaminação dos poluentes no meio ambiente, incluindo poluentes orgânicos e inorgânicos. As valas de infiltração recebem os dois poluentes, mas destacamos os inorgânicos que apresentam maior toxicidade ao meio ambiente, como é o caso do alumínio, cobalto, cobre, ferro, manganês, zinco, arsênio, níquel, chumbo, cádmio e mercúrio (HEAL 1999; INGVERTSEN et al., 2010; PACHECO, 2015; LEROY et al., 2016).

As técnicas para retenção ou remoção de metais no meio ambiente são investigadas. Entre tamanha diversidade de materiais e processos, pesquisas que abordam o uso de biossorventes naturais, apresentam alta potencialidade de remoção de metais e baixo custo. Dentro desta categoria tem-se, por exemplo, o uso de resíduos de mandioca, levedura de cerveja, casca de coco com quitosana, casca de camarão, quitina comercial, entre outros (ABIA et al., 2003; KIM et al., 2005; AMUDA et al., 2007; NÚÑEZ-GÓMEZ et al., 2016). No Brasil, um biossorvente que possui alto potencial para retenção de metais é o resíduo da atividade pesqueira. De acordo com Moura et al. (2006) o país possui grande potencial pesqueiro, um litoral vasto e bacias hidrográficas que possibilitam a pesca extrativa, aquicultura marinha e continental. Esses resíduos necessitam de

gestão adequada, pois são constituídos principalmente por cascas, conchas, carapaças, crustáceos, peixes, moluscos, vísceras e demais resíduos resultantes do processamento. Em cidades costeiras este potencial é ainda mais evidente e necessita de aplicação de técnicas sustentáveis para gerir esses resíduos.

Através dos resíduos da atividade pesqueira é possível extrair quitina e quitosana. A quitina é um biopolímero abundante na natureza, presente em exoesqueletos de crustáceos e moluscos e em asas de insetos artrópodes. O termo deriva da palavra grega “Khitón” e significa um revestimento protetor para os invertebrados. A quitina é um polissacarídeo nitrogenado de origem natural, branco ou amarelado, duro, cristalino, insolúvel em água e solventes orgânicos, ácidos diluídos e álcalis. Obtidos através de rigorosos procedimentos de purificação e, a partir de um de seus processos, na desacetilação é possível à obtenção da quitosana. Ambos são usados em indústrias alimentícias, farmacêuticas, químicas e na medicina (MOURA et al. 2006).

A quitina tem apresentado resultados promissores na remoção de metais presentes em águas superficiais e águas residuais (TARPANI, 2012; NÚÑEZ-GÓMEZ et al. 2016). Além da retenção de íons metálicos, se o biossorvente contiver CaCO_3 aumenta o pH, fator extremamente importante e que interfere na quantidade de metais presentes nas soluções aquosas testadas. Tais resultados estimularam a avaliação da quitina comercial para remoção de metais presente em estruturas compensatórias de drenagem, tema abordado nesta pesquisa.

Neste trabalho foi testado o uso de biossorvente natural, quitina comercial, para retenção de metais presentes no escoamento superficial que adentra uma vala de infiltração. No entanto, antes dessa definição algumas variáveis foram analisadas. Inicialmente, em período de 04 anos foram monitoradas as concentrações de metais presentes no escoamento superficial, solo da estrutura e escoamento subterrâneo, a fim verificar as possíveis interações entre os ambientes e as possíveis contaminações. Em seguida, testes laboratoriais com quitina comercial e casca de camarão com processamento físico (lavagem, secagem e moagem) foram testadas para a verificação da eficiência na retenção de íons metálicos. E logo após, a identificação do alto potencial da quitina comercial na retenção de íons metálicos, esse biossorvente foi aplicado em escala real, na vala de infiltração. A vala de infiltração passou por mudanças estruturais, e nesse novo contexto, houve a avaliação da sua nova concepção e na efetividade do funcionamento do biossorvente aplicado.

Este projeto foi desenvolvido no Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias (LAUTEC) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Este laboratório está sob coordenação da Professora Dr^a Alexandra

Rodrigues Finotti e são desenvolvidos trabalhos com vistas a difundir o uso de técnicas compensatórias no Brasil e no mundo contribuindo para a evolução da prática da drenagem urbana sustentável.

O monitoramento realizado pelo LAUTEC na estrutura de infiltração iniciou em 2014. Algumas pesquisas foram realizadas na mesma vala de infiltração, objeto deste estudo e publicadas. Entre as pesquisas publicadas cita-se o monitoramento de Bento (2014) e Orlando (2017) na avaliação da carga de lavagem na estrutura; Pacheco (2015) na realização da avaliação dos aspectos quali-quantitativos do controle do escoamento superficial pela estrutura; Frello (2016) na avaliação da taxa de infiltração da estrutura; e a pesquisa de Miranda (2019) a qual analisa o desempenho do modelo HYDRUS na simulação do fluxo de água na zona não saturada do solo da vala de infiltração.

1.1 JUSTIFICATIVA

A justificativa desta pesquisa está baseada em critérios ambientais, sociais e técnico-científicos. Na questão ambiental, a aplicação de estruturas compensatórias de drenagem em áreas de intensa urbanização, tornou-se uma medida eficiente na retenção e/ou infiltração do escoamento superficial. Para estruturas de infiltração, as investigações estão direcionadas à funcionalidade das técnicas para infiltração e também para a retenção dos poluentes presentes no escoamento superficial (STAGGE et al., 2012; LEROY et al., 2016). Avaliar a funcionalidade das estruturas de infiltração na retenção de poluentes orgânicos ou inorgânicos torna-se uma medida de gestão para manutenção da qualidade da água subterrânea. Afinal, estas estruturas, em centros urbanizados tornam-se pontos de recarga de aquíferos. Entretanto, as características construtivas das estruturas podem se tornar aliadas na retenção dos poluentes. Desta forma, há necessidade de aplicar mecanismos que possibilitem a infiltração do escoamento superficial ao mesmo tempo em que, não contamine as águas subterrâneas com os poluentes advindos da carga de lavagem da área impermeabilizada.

Em âmbito social, a eficiência dos serviços básicos de saneamento afeta diretamente a qualidade de vida da população. Problemas nos sistemas drenantes podem gerar perdas materiais e humanas, interrupções das atividades econômicas localizadas nas áreas inundadas, contaminação e propagação de doenças de veiculação hídrica, contaminação dos mananciais superficiais e subterrâneos, dentre outros. A superficialidade e vulnerabilidade de um aquífero, somada a susceptibilidade de inundações, destaca área do Distrito do Campeche potencial risco para a saúde da população local.

A contribuição técnico-científica desta pesquisa é a avaliação do desempenho de uma vala de infiltração na retenção de metais e a possibilidade da inovação, propondo e executando adequações estruturais. As adequações propostas envolvem a aplicação de biossorventes naturais atuantes na retenção destes poluentes. Os biossorventes são biomassas residuais, com grande potencial para sorção de diversos poluentes. Em sua maioria, são resíduos agrícolas, renováveis e estão disponíveis abundantemente sem nenhum ou baixo custo (SUN e SHI, 1998). Neste contexto é necessária a investigação detalhada do funcionamento de uma estrutura de infiltração para retenção de poluentes. Todos os componentes devem ser avaliados, solo filtrante e concentrações de poluentes no escoamento superficial e subterrâneas. E em caso de contaminação, propostas de adequações estruturais são esperadas. Técnicas e processos de baixo custo devem ser investigados. Neste contexto, o uso de biossorventes é alternativa sustentável para a gestão das águas de drenagem urbana e também destinação de resíduos produzidos localmente.

1.2 QUESTÃO DE PESQUISA E HIPÓTESES

Para o delineamento desta pesquisa partiu-se das seguintes premissas: 1) o controle da drenagem urbana por meio das técnicas compensatórias é fundamental para a redução das enchentes e problemas correlacionados; 2) as estruturas compensatórias controlam muito bem o fluxo da drenagem urbana, mas podem representar risco de contaminação de solos e águas subterrâneas; 3) em Florianópolis são usadas estruturas de infiltração há muitas décadas e necessita-se de monitoramento para a avaliação do risco de contaminação das estruturas; 4) como elemento representativo deste cenário estuda-se há 04 anos uma vala de infiltração no Distrito do Campeche, em Florianópolis – SC.

Pergunta: Qual é o desempenho de uma vala de infiltração na retenção de metais presentes no escoamento superficial, evitando a poluição do ambiente subterrâneo em região litorânea com limitações para o sistema de drenagem?

Hipótese 1: A vala de infiltração controla relativamente bem o fluxo da drenagem urbana, mas está contaminado o solo e a água subterrânea nas suas vizinhanças em função da contaminação presente no escoamento superficial.

Hipótese 2: Biossorventes naturais e presentes no local como a quitina e casca de camarão conseguem reter metais provenientes do escoamento superficial.

Hipótese 3: É possível aplicar biossorventes na vala de infiltração que possibilitem a retenção de contaminantes inorgânicos e que mantenham a função de controle dos volumes de água de drenagem urbana.

1.3 OBJETIVOS

Com base no exposto acima, o desenvolvimento desta pesquisa visou atingir os seguintes objetivos:

1.3.1 Objetivo Geral

Investigar o desempenho de uma vala de infiltração na retenção de metais e propor uma adequação com o uso de biossorvente para transformá-la em uma técnica compensatória eficiente na retenção de metais em região litorânea com restrições ambientais.

1.3.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos desta pesquisa são:

- Determinar a concentração de metais no escoamento superficial, solo do fundo da vala e na água subterrânea na estrutura de drenagem;
- Analisar as características físicas, químicas e mineralógicas do solo existente na vala de infiltração e a relação com os íons metálicos;
- Analisar o comportamento hídrico subterrâneo próximo à área construída da estrutura;
- Testar em laboratório, biossorventes naturais abundantes localmente na remoção de íons metálicos;
- Aplicar biossorvente na vala de infiltração e avaliar a eficiência da modificação estrutural na remoção de íons metálicos.

1.4 ORGANIZAÇÃO DO TEXTO

O Capítulo 1 traz a contextualização do tema central da tese, a formulação das hipóteses e os objetivos estabelecidos nesta pesquisa.

O Capítulo 2 traz uma revisão bibliográfica sobre as técnicas compensatórias de drenagem urbana com ênfase em vala de infiltração. São abordadas algumas pesquisas relevantes sobre o monitoramento de vala de infiltração que atuaram na retenção e/ou

remoção de poluentes inorgânicos presentes no escoamento superficial. Em sequência a esse item, são abordadas as pesquisas que utilizaram bioissorventes naturais para remoção de íons metálicos, com destaque para o uso de quitina, quitosana e casca de camarão não processada. Após a revisão sobre esses tópicos, apresenta-se a contextualização da área de estudo em que esta pesquisa foi desenvolvida.

O Capítulo 3 trata do procedimento metodológico e traz a articulação de três artigos, resultantes das três etapas executadas nesta pesquisa. Neste capítulo descreve-se resumidamente o objetivo e procedimento adotado para a apresentação dos resultados envolvendo: a) o monitoramento da vala original; b) experimentos com bioissorventes em laboratório e c) monitoramento da vala modificada com inserção de bioissorvente. Cada etapa do procedimento resultou em um artigo e está organizado em forma de capítulo para auxiliar na compreensão.

O Capítulo 4, resultante do monitoramento da vala original, traz em formato de artigo os procedimentos e a metodologia adotada para verificar a migração de contaminantes inorgânicos em vala de infiltração. São apresentadas informações sobre a capacidade de infiltração da estrutura, a concentração de metais presentes no escoamento superficial, em amostras de solo e escoamento subterrâneo. E também são apresentadas as demais variáveis relacionadas ao tema. Neste artigo testa-se a primeira hipótese do trabalho. A vala de infiltração cumpre bem o papel de infiltrar o escoamento superficial, mas pode estar contaminando o meio. São desenvolvidos os 03 primeiros objetivos específicos.

O Capítulo 5 é resultante do procedimento realizado em laboratório, com os testes de adsorção com o uso de quitina comercial e a casca de camarão não processada para remoção de metais presentes no escoamento superficial proveniente da vala de infiltração original. Neste capítulo verifica-se a potencialidade da quitina como bioissorvente e desta forma, sugere-se a sua aplicação em uma estrutura de infiltração para avaliação de seu real funcionamento. Este capítulo está apresentado em inglês e formatado de acordo com as normas de submissão estabelecidas pela revista *Water Science and Technology*. Neste artigo é testada a segunda hipótese e o desenvolvido o quarto objetivo específico.

O Capítulo 6 traz os resultados dos estudos realizados após a adaptação da vala de infiltração para a instalação do bioissorvente. São abordadas informações sobre o seu fechamento, instalação do bioissorvente quitina e também dados avaliativos sobre o seu novo funcionamento. Neste capítulo são apresentadas também as informações comparativas sobre a taxa de infiltração da vala original e da vala modificada. Finalmente são testadas a terceira hipótese e o desenvolvido o quinto objetivo específico.

O Capítulo 7 traz as conclusões da tese e as recomendações para trabalhos futuros.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A seguir serão apresentadas as informações encontradas na literatura sobre as técnicas compensatórias de drenagem urbana com ênfase para o uso de vala de infiltração. Em seguida, destacam-se as pesquisas envolvendo o funcionamento de valas de infiltração na retenção de poluentes, direcionado à remoção de íons metálicos. Seguindo para a descrição dos principais metais investigados no meio ambiente e a potencial toxicidade aos organismos. Em seguida são apresentadas também as informações sobre a variedade de biossorventes naturais utilizados para adsorção de poluentes inorgânicos e, pesquisas que aplicaram o uso de quitina, quitosana e casca de camarão para adsorção de íons metálicos. Por fim, são apresentadas as características físicas do Distrito do Campeche e da vala de infiltração, local onde foi aplicada esta pesquisa.

2.1 TÉCNICAS COMPENSATÓRIAS DE DRENAGEM URBANA

Em todo o mundo são discutidos os problemas e os desafios para o manejo adequado dos sistemas de drenagem envolvendo o aumento da infiltração de chuvas, o uso adequado da água e a redução de inundações, mudanças climáticas e projetos desenvolvidos adequadamente para diversos ambientes. Há uma projeção de técnicas e medidas que visam preservar, restaurar e criar espaços, compensando os efeitos da urbanização (FLETCHER et al., 2014). De acordo com Fletcher et al. (2014) algumas técnicas aplicadas no mundo recebem diferentes denominações, por exemplo: LID – Low Impact Development; LIUDD – Urban Project of Low Impact and Development; WSUD – Urban Water Sensitive Project; IUWM – Integrated Urban Water Management; ATs – Alternative Techniques; CTs – Compensatory Techniques; SUDS – Sustainable Urban Drainage Systems; BMPs – Best Management Practices e SCMs – Rainwater Control Measures.

A terminologia BMP refere-se à gestão das melhores práticas para minimização dos impactos urbanos relacionado ao escoamento de águas superficiais. Ao implantar essas tecnologias procuram-se compensar ou minorar os impactos da urbanização sobre o ciclo hidrológico, reduzindo os volumes escoados, os riscos de inundação e favorecendo a recarga de áreas subterrâneas.

O conceito de BMP foi inserido no Brasil, por alguns pesquisadores como técnicas compensatórias para controle de cheias urbanas ou estruturas compensatórias de drenagem urbana (BELOTTI, 2011; FINOTTI e PACHECO, 2014). Existe uma grande

diversidade de técnicas compensatórias na drenagem pluvial, em grande parte, concentram-se em processos de armazenamento e de infiltração (BELOTTI, 2011). Em alguns projetos buscam-se desenvolver usos múltiplos nas áreas destinadas ao amortecimento de cheias, associando-as a áreas verdes, parques e também a prática de esportes e atividades semelhantes (CAMPANA et al., 2007). Belotti (2011) destaca que as BMP são adotadas e há muitos anos em diferentes países da Europa, América do Norte, Oceania e Ásia.

Entre os diversos tipos de técnicas compensatórias de drenagem, Sobrinha (2012) destaca as bacias (detenção, retenção e infiltração); obras lineares (trincheiras, pavimentos, valas, valetas e planos) e obras pontuais (poços de infiltração, telhados verdes, reservatórios individuais). As principais técnicas compensatórias implantadas mundialmente são: faixas gramadas ou plantadas; valas de infiltração e detenção; pavimento poroso; banhados construídos, bacias de detenção e infiltração; filtros de areia trincheiras de infiltração e micro reservatórios individuais (BAPTISTA et al., 2005; BELOTTI, 2011; SOBRINHA, 2012; TASSI et al., 2014). Os dispositivos como os pavimentos permeáveis, valas e planos de infiltração contribuem para a melhoria ambiental, reduzindo o escoamento superficial de áreas impermeáveis (MANUAL DE DRENAGEM URBANA, 2002). Lucas et al. (2015) descreve que as valas, trincheiras e os poços de infiltração constituem em alternativas que visam propiciar a infiltração em áreas reduzidas e sob condições controladas.

Nos últimos anos, destacam-se as vantagens econômicas e ecológicas das aplicações das técnicas compensatórias na gestão das águas pluviais em países como: França, Estados Unidos, Alemanha e Austrália (LEROY et al., 2016). A aplicação adequada, incluindo dimensionamento, projeto e execução das BMP, permite reduzir o volume de águas pluviais e as possíveis cargas poluidoras através da infiltração do escoamento de águas pluviais no solo nativo. A remoção dos poluentes provenientes da água superficial pode ocorrer por mecanismos secundários, incluindo material filtrante, absorção biológica, e a adsorção do solo através da vegetação e do solo.

Em relação às desvantagens da aplicação, deve-se considerar o tipo do solo, uso e a ocupação, topografia, localização do lençol subterrâneo, a manutenção dos sistemas, avaliação do seu desempenho ao longo prazo, riscos de contaminação do solo e do aquífero (SOBRINHA, 2012).

A escolha da aplicação da técnica compensatória de drenagem a ser implantada, necessita da análise de alguns critérios específicos. Esses critérios envolvem uma série de combinações de informações, como: hidrologia local, características da área contribuinte (impermeabilização e coeficiente de escoamento) e qualidade da água de

entrada na estrutura (LUCAS et al., 2015). Inúmeras são as técnicas compensatórias de drenagem existentes conforme destacado anteriormente, no entanto esta pesquisa esta direcionada às valas de infiltração.

2.2 VALA DE INFILTRAÇÃO

De acordo com o manual de águas pluviais de Minnesota (2018) as valas são canais rasos e lineares amplamente utilizados nos sistemas de gerenciamento de águas pluviais, e podem atingir diversos objetivos, desde a redução de poluentes das águas pluviais; aumento da recarga das águas subterrâneas; diminuição do volume de escoamento de águas pluviais; preservação do fluxo de base e reduzir os impactos térmicos do escoamento.

Em Londres no ano de 2015 foi publicado o manual sobre SuDS (Sustainable Drainage Systems) com o objetivo de promover a orientação sobre planejamento, projetos, construção e manutenção de sistemas de drenagem sustentável. Entre os vários tópicos abordados encontram-se as referências construtivas para as valas de infiltração. Recomenda-se que as valas gramadas sejam projetadas com uma largura entre 0,5 a 2,0m. Para as larguras superiores aos valores citados, deve-se considerar a construção de um divisor de fluxo. As encostas longitudinais devem ser limitadas de 0,5 a 6%. Ao construir barragens de retenção na estrutura, somente em declividades maiores que 3%.

O Manual SuDS (2015) também descreve que as laterais devem ser planas para auxiliar o pré-tratamento dos fluxos de entrada laterais, maximizando a superfície de filtragem e também permitir o acesso ao corte da vegetação. Na ocorrência de inclinações laterais mais íngremes haverá probabilidade da ocorrência de processos erosivos. Recomendam-se inclinações de 1:3 (33%) ou 1:4 (25%). A profundidade máxima recomendada é de 40 a 60 cm. Quando a estrutura recebe o escoamento proveniente das rodovias, o comprimento deverá ser igual ou maior que a via de contribuição. O comprimento de qualquer vala entre bueiros (ex: cruzamentos rodoviários) deve ser maior que 5 metros, para facilitar o acesso à manutenção. Os comprimentos menores podem comprometer a funcionalidade da estrutura no tratamento da qualidade da água.

As áreas usuais em que se constroem as valas são, lotes individuais, áreas compartilhadas, ruas sem saída, ilhas de estacionamentos, áreas próximas às rodovias, jardins entre edifícios, e demais áreas previamente analisadas. No entanto algumas condições específicas devem ser observadas antes de viabilizar a construção da técnica, e inclui, se a infiltração da água ameaçaria fontes de água potável; a possibilidade de

danos a construções existentes abaixo do nível do solo; baixa ou muito alta capacidade de infiltração do solo; a existência de altos níveis de contaminantes no solo ou nas águas subterrâneas; existência de um local para o descarte do transbordamento e cuidados com possível erosão e falha de declive.

A vala de infiltração também é conhecida como vala com vegetação e pode assumir diferentes formatos, dentro os quais se destacam as geometrias rasas, trapezoidais ou parabólicas (BELOTTI, 2011). Existem diferentes tipos de vegetações que podem ser plantadas nestes ambientes, incluindo as árvores, os arbustos e as gramíneas. Em vários casos quando a vegetação é densa e está disponível nas laterais e no fundo permite a retenção de poluentes provenientes do escoamento superficial (fitoextração). A aplicação de vegetação nativa pode ser mais resistente a intempéries e eficiente na remoção de poluentes.

A vegetação tem um papel fundamental em sistemas de infiltração. Ao crescer junto ao meio filtrante, suas raízes prendem e absorvem nutrientes e também previnem a erosão. As plantas melhoram o desempenho do sistema ao abrir continuamente o solo e assim evitar a colmatação. De acordo com o Manual SuDS (2015) os sistemas de biorretenção possuem alta taxa de remoção para alguns poluentes conforme apresentado na tabela 2-1.

Tabela 2-1. Principais poluentes removidos em sistemas de biorretenção.

Poluentes	Eficiência (%)
Sólidos Totais	>90
Fósforo Total	>80
Nitrogênio	Média de 50
Metal – zinco, chumbo, cádmio	>90
Metal – cobre	Acima de 60%

Fonte: SuDS (2015).

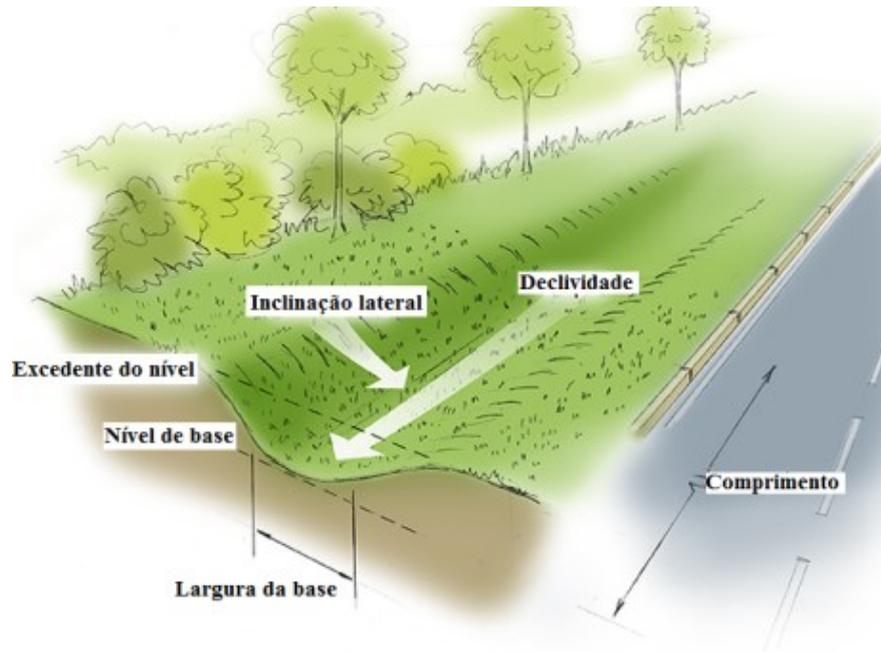
Um bom projeto inclui a integração paisagística e uma boa funcionalidade tanto na atuação como estrutura de infiltração quando na aceitação da estrutura pela população. Uma observação importante, foi relatada por Barret et al. (1998) o acúmulo de água nas valas podem danificar a vegetação, reduzindo a eficiência de remoção de poluentes e fornecendo um terreno fértil para os mosquitos. Os manuais Urban Small Sites Best Management Practices – BMP (2003) e Pennsylvania Stormwater Best Management Practices (2006) apresentam diferentes formatos de valas de infiltração e a seguir conceituam-se brevemente algumas delas:

As valas de retenção úmidas (molhadas) são essencialmente células de zonas úmidas lineares. Seu design incorpora frequentemente, piscinas permanentes rasas ou condições pantanosas que podem sustentar a vegetação de zonas úmidas, que por sua vez fornece elevado potencial de remoção de poluentes. Um lençol freático alto ou solos mal drenados são um pré-requisito para valas molhadas. A desvantagem das valas molhadas, pelo menos em ambientes residenciais ou comerciais, é que eles podem promover a reprodução do mosquito na água parada rasa. A infiltração neste caso é mínima.

As valas gramadas são as mais convencionais nos sistemas de drenagem. Projetadas como um canal aberto, linear e raso com forma trapezoidal ou parabólico. Sua geometria, normalmente têm encostas laterais e longitudinais mais suaves. A vegetação predominante é grama (baixo custo de implantação). Essa estrutura possibilita menor taxa de infiltração e de remoção de poluentes. A aplicação desta técnica é recomendada apenas como pré-tratamento para outras estruturas de BMP.

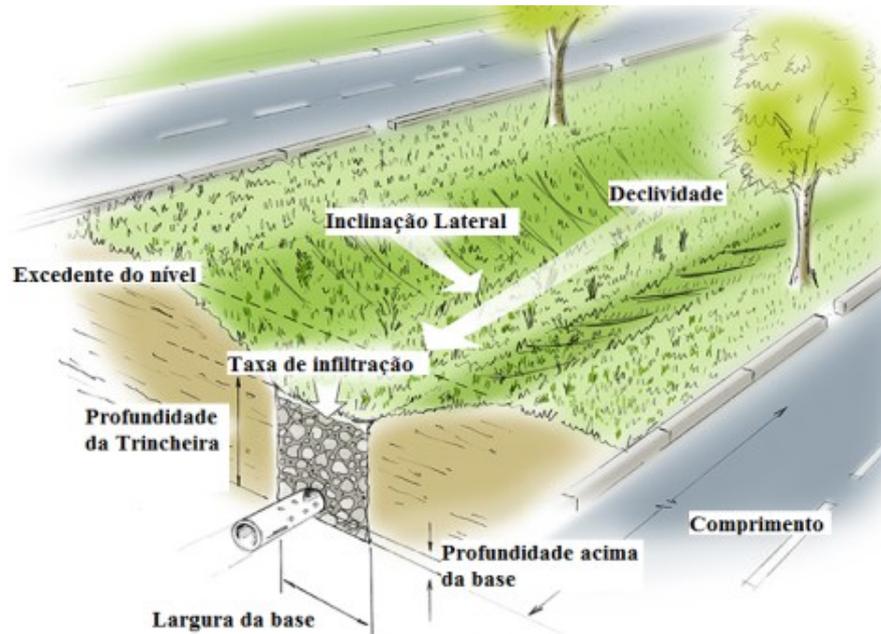
As valas plantadas têm elementos necessários semelhantes à vala gramada, no entanto inclui uma camada de agregados ou materiais filtrantes, envolto em um geotêxtil. Esta adição de uma camada de agregados aumenta substancialmente o controle do volume e no desempenho na remoção dos poluentes presentes na água escoada. Embora os custos sejam mais elevados que outros formatos de vala, a concepção do sistema é semelhante ao de uma trincheira de infiltração. Nessas estruturas recomenda-se o uso de plantas nativas, de baixo crescimento e resistentes a água, a seca e que proporcionem a remoção de poluentes. As inclinações longitudinais variam de 1 a 6%, largura de fundo entre 0,80 a 2,5m. A seguir é ilustrada na figura 2-1 uma vala gramada e na figura 2-2 uma vala de infiltração modificada e com vegetação (vala plantada).

Figura 2-1. Elementos de uma vala de infiltração com grama.



Fonte: Adaptado de California Stormwater Quality Association (2003).

Figura 2-2. Descrições de vala de infiltração modificada e com vegetação.



Fonte: California Stormwater Quality Association (2003).

Nas figuras 2-3 e 2-4 são ilustradas exemplos de aplicações de valas de infiltração nas proximidades de rodovias, ambientes usuais em que se aplicam este tipo de estrutura. As duas valas das ilustrações apresentam características construtivas diferentes, uma gramada (figura 2-3) e outra com vegetação de pequeno porte (figura 2-4). Ambas foram construídas nos Estados Unidos e estão inseridas na paisagem urbana, tornando-as quase que imperceptíveis.

Figura 2-3. Vala gramada localizada ao lado de uma rodovia.



Fonte: Seattle Public Utilities Minneapolis – EUA (2019).

Figura 2-4. Vala com plantas localizada ao lado de uma rodovia.



Fonte: Seattle Public Utilities Minneapolis – EUA (2019).

As valas de infiltração, em longo prazo, podem ter a capacidade de infiltração questionada, devido à saturação do solo por substâncias poluentes (STAGGE et al., 2012 e LEROY et al., 2016). Para uma abordagem minuciosa sobre o tema, a seguir serão descritos os principais poluentes encontrados nessas estruturas.

2.2.1 Monitoramento de valas de infiltração

Entre as estruturas compensatórias de drenagem, as valas de infiltração são mais aplicadas nas proximidades de rodovias. Além de seu processo construtivo e estruturação física de fácil projeção, permite rápida infiltração das águas escoadas nas pistas de

rodagem. Junto ao escoamento superficial também recebem poluentes orgânicos e inorgânicos. Na pesquisa de Ingvertsen et al. (2010), os autores descrevem que a água pluvial flui através de superfícies impermeáveis, tais como estradas, estacionamentos, e incorpora uma variedade de poluentes. Os poluentes comumente encontrados nos escoamentos superficiais são sólidos suspensos, metais pesados, compostos orgânicos xenobióticos (HPA – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos), nutrientes e patógenos.

De acordo com Torres (2010) as principais fontes de poluentes encontrados nos escoamentos nas proximidades de rodovias em Nebraska nos Estados Unidos, foram classificadas em três categorias diferentes: provenientes do tráfego de veículos; degelo e produtos químicos usados para degelo; e de produtos químicos usados na agricultura nas proximidades da rodovia. No Brasil, os poluentes encontrados no escoamento superficial são resultantes do tráfego de veículos, atividades industriais e de produtos aplicados na agricultura. Na tabela 2-2 são apresentados os contaminantes primários e suas fontes principais.

Tabela 2-2. Contaminantes primários e suas fontes principais.

Constituinte	Fonte Primária
Partículas	Desgaste do pavimento rodoviário, veículos, meio ambiente, manutenções em geral.
Nitrogênio, Fósforo	Atmosfera, o uso de fertilizantes e sedimentos.
Chumbo	Gasolina com chumbo, o desgaste dos pneus, óleo lubrificante e graxa, desgaste do rolamento, precipitação atmosférica.
Zinco	Desgaste dos pneus, óleo de motor e graxa.
Ferro	Ferrugens, estruturas rodoviárias de aço, peças de motores.
Cobre	Metalização, o desgaste do rolamento, peças de motores, desgaste de freio, fungicidas e inseticidas de uso.
Cádmio	Desgaste dos pneus e aplicação de inseticidas.
Cromo	Chapeamento de metal, peças de motor e desgaste das pastilhas de freio.
Níquel	Óleo diesel e gasolina, óleo lubrificante, chapeamento de metal, desgaste das pastilhas de freio, pavimentação asfáltica.
Manganês	As peças dos motores.
Brometo	Escapamentos de veículos.
Cianeto	Composto usado para manter degelo (grânulos de sal).
Sulfato	Camadas de estrada e combustível.
Petróleo	Derramamentos, vazamentos, lubrificantes, fluidos hidráulicos e lixiviados da superfície do asfalto.
Pesticidas	Pulverizações e deposição atmosférica.
Bactéria patogênica	Solo, esgotamento sanitário e excrementos.
Borracha	Desgaste dos pneus.
Amianto	Desgaste das pastilhas de freio e embreagem.

Fonte: Torres (2010).

Mundialmente, inúmeras pesquisas investigam a retenção de poluentes em estruturas de infiltração. Esses ambientes podem ser fontes de inserção direta de contaminantes para o ambiente subterrâneo. A seguir são apresentadas de forma sintética a abordagem de algumas pesquisas sobre a temática, como Barret et al. (1998) e Stagge et al. (2012) nos Estados Unidos da América; Heal (1999) na Escócia e Reino Unido; Ingvertsen et al. (2010) e Horstmeyer et al. (2016) na Alemanha; Belotti (2011) e Pacheco (2015) no Brasil; Ismail et al. (2014) na Malásia; Leroy et al. (2016) na França. O resumo dos principais tópicos abordados em cada pesquisa citada anteriormente está na tabela 2-3.

Tabela 2-3. Pesquisas com aplicações de valas de infiltração.

Estrutura	Pesquisador (s)	Parâmetros	Localização	Eventos e período de monitoramento	Resultados encontrados
Vala gramada	Barret et al. (1998)	SST, Nitrate, Turbidez, Fósforo, Zn, Pb e Fe	EUA	Escoamento de duas rodovias – Análise de 34 eventos	Melhores resultados remoção de 68-93% para turbidez, Zn e Fe e 31-61% para Fósforo.
Sistemas alagados – “Wetlands” e valas.	Heal (1999)	Cd, Cr, Zn, Cr, Ni, Pb,	Escócia e Reino Unido	Escoamento proveniente de área industrial, residencial e análises das amostras de solo 0-5 cm e 5-10 cm. Escoamento com origem em áreas industriais e residenciais	Concentrações elevadas de Cu em áreas industriais. Concentrações elevadas de Pb em áreas residenciais, associada a gasolina com chumbo.
07 Valas	Ingvertsen et al. (2010).	pH, teor de matéria orgânica, textura, argila, Fósforo, Cd, Cu, Pb, Cr e Zn.	Hoppengarten, Dortmund, Hamburg, Berlin – Alemanha	Escoamento de telhados, estacionamentos, calçadas. Análises de solos no período de 26/10/2009 à 08/12/2009 em três profundidades diferentes 0-5 cm; 5-15 cm; 15 – 25 cm.	Estruturas com funcionamento de 05 a 15 anos. Os resultados revelaram que concentrações de metais no solo e fósforo não atingiram níveis críticos, contaminando água subterrânea. Índices elevados de Cu e Zn.
Vala de detenção (gramada)	Belotti (2011)	Cd, Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Mn.	Belo Horizonte - MG	Escoamento superficial proveniente de uma rodovia. Coletadas amostras de solo da lateral e fundo (0-10 cm; 50-60 cm; 1,00-1,10 cm)	Capacidade de retenção para dos metais Pb, Cu, Cr, Mn e Zn. Recomenda a incorporação da capacidade de retenção de poluentes pelo solo como um critério avaliativo de escolha de áreas par implantação de estruturas de

Estrutura	Pesquisador (s)	Parâmetros	Localização	Eventos e período de monitoramento	Resultados encontrados
Vala gramada	Stagge et al. (2012).	SST, Nitrito, Nitrogênio Kjeldahl (NTK), Fósforo total, cloreto, Pb, Cu, Zi e Cd	Rodovia Maryland, Estados Unidos	45 eventos chuvosos em 4,5 anos	infiltração. Remoção de Sólidos Totais, Pb, Cu, Zn e Cd. Retenção na faixa gramada e no solo.
Vala gramada (Protótipo em laboratório)	Ismail et al. (2014).	SST, Turbidez, pH, Carbono Orgânico Total, Demanda Bioquímica de Oxigênio – (DBO) Nitrito, Zn e Fe.	Perak, Malásia	Escoamento proveniente de uma área construída. Análise de solo nas profundidades 200 cm e 350 cm na vala protótipo.	Remoção de satisfatória dos compostos orgânicos e químicos. Remoção de 52,8% de Fe e 96% de Zn. Remoção de Fe: Profundidade 200 cm – 4,6mg/L para 2,113mg/L; Profundidade 350 cm – 2,054mg/L. Remoção de Zn: Profundidade 200 cm – 1,341mg/L para 0,054mg/L; Profundidade 350 cm – 0,036mg/L.
Vala de infiltração	Pacheco (2015)	Cd, Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Mn, SST, Nitrito, Turbidez, Fósforo,	Santa Catarina – Brasil	Escoamento superficial próximo a rodovias	Encontrou concentrações de todos os poluentes investigados. Excesso de Cd e Mn no escoamento superficial.
Vala de infiltração com Macrófitas plantadas	Leroy et al. (2016).	SST, DBO, DQO, pH, Fósforo total, Cu, Zn, Pb, Cd, 16 HPAS, hidrocarbonetos totais.	Área comercial e próxima à rodovia em Baretin - França	12 eventos chuvosos em 6 anos	Baixa concentração de poluentes no escoamento pluvial e retenção dos mesmos nas Macrófitas. No entanto não descarta monitoramento de solo e água subterrânea.
Vala gramada	Horstmeyer et al. (2016).	pH, Carbono Orgânico Total, Nitrogênio, Cd,	Bad Tölz-Wolfratshausen, Freising,	262 amostras de solo superficial do fundo da vala em 35 pontos de	Índices elevados de pH em solos com mais de 14 anos. Rodovias com maior trafegabilidade apresentaram

Estrutura	Pesquisador (s)	Parâmetros	Localização	Eventos e período de monitoramento	Resultados encontrados
		Pb, Cu, Cr e Zn.	Munique, Pfaffenhofen an der Ilm, e Starnberg Alemanha	amostragens (estradas e estacionamentos)	maiores concentrações de Cu, Pb e Zn. Teores de metais elevados nas camadas superficiais.

Fonte: A autora (2019).

Em todas as pesquisas citadas anteriormente, as valas estudadas obtiveram excelentes resultados na retenção de poluentes. De acordo com os autores Barret et al. (1998) os principais poluentes investigados nestes ambientes são SST, nitrato, turbidez, coliformes fecais, Carbono Orgânico Total (COT), fósforo total e metais pesados (aqueles que apresentam toxicidade no meio). Já para Pacheco (2015) devem ser adotadas mais metodologias avaliativas para a estrutura de infiltração, além a investigação de poluentes no escoamento superficial deve-se incluir as análises avaliativas da textura e a presença de poluentes no solo. A autora investigou os seguintes parâmetros para amostras do escoamento superficial: condutividade, pH, turbidez, sólidos totais, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), COT, nutrientes (nitrito e fósforo total) e metais pesados (Cd, Cu, Pb, Zn, Cr, Fe e Mn). E para as amostras de solo também foram analisadas granulometria, Capacidade de Troca de Cátions (CTC), pH e os metais pesados investigados no escoamento superficial.

Pacheco (2015) descreve que a vala de infiltração monitorada em sua pesquisa apresentou bons resultados no processo de infiltração. Dos 18 eventos de precipitação avaliados, em 15 eventos a estrutura possibilitou mais de 25% de infiltração do volume passante. No entanto há poluentes em excesso no escoamento superficial que adentra a estrutura de infiltração e podem atingir o aquífero localizado superficialmente. Indicando que a estrutura está construída sobre uma área extremamente vulnerável. A autora encontrou concentrações excessivas de turbidez, SST, DQO, COT e de metais pesados (Cd, Pb e Cr) em várias análises. A presença da matéria orgânica, avaliada por DQO e COT esta relacionada à presença de esgoto sanitário na estrutura. Os metais pesados tem origem do intenso fluxo de veículos na área de contribuição que gera o escoamento para a estrutura de infiltração.

Pacheco (2015) descreve que as análises realizadas no solo da vala de infiltração possibilitaram a caracterização como Areias Quartzosas não hidromórficas descoloridas presentes em NEOSSOLO QUARTZARÊNICO. A textura predominante é composta de areia e baixas concentrações de argila e silte. Essas condições do solo da vala indicam que é inapropriada para infiltração de águas pluviais, principalmente quando há presença de poluentes inorgânicos. As amostras de solo apresentaram também a presença de matéria orgânica, esse fator influencia diretamente nas espécies de metais encontradas nas amostragens, pois participa ativamente na imobilização pela presença de grupamentos carboxílicos e fenólicos, gerando sítios de adsorção. No entanto, os valores de pH aferidos nas amostras de solo foram neutros, o que influencia diretamente na mobilidade dos metais do solo para o ambiente subterrâneo.

A capacidade de retenção de poluentes foi avaliada por Barrete et al. (1998) ao avaliar 423 amostras coletas em 34 eventos. Os autores descrevem o excelente funcionamento das valas de infiltração próximas as rodovias, a redução percentual na massa de poluentes transportada foi superior a 85% para SST; 68-93% para turbidez, DBO, Zn e Fe; 36 a 61% para COT, nitrogênio, nitrato, fósforo total e Pb. Esses resultados foram promissores, visto que valas gramadas, com manutenção periódica e eficiente, recebem o escoamento de rodovias com tráfego médio, mas com fluxo superior a 50.000 veículos.

Entre os vários poluentes encontrados no escoamento superficial, destacam-se especialmente os íons metálicos. Esses elementos são potencialmente tóxicos ao meio ambiente e seres vivos. A seguir serão apresentadas informações sobre os metais e possíveis danos causados à saúde.

2.3 METAIS

O termo metais pesados é uma referência a um grupo de elementos amplamente associados à poluição, contaminação e toxicidade. São definidos como metais ou metaloides com alta densidade (acima de 5g/cm^3) que podem ser tóxicos a baixas concentrações. São considerados altamente reativos do ponto de vista químico, sendo constituintes naturais da crosta terrestre e são disseminados para a biosfera através de atividades humanas. Normalmente, apresentam-se em concentrações baixas em condições naturais, associados a outros elementos químicos, formando minerais em rocha (HUGEN, 2010; BOECHAT, 2014; HUAT et al., 2019). Apresentam ligações químicas fortes entre seus átomos e possuem três características físicas definidas: condução da eletricidade, brilho e flexibilidade.

Os metais estão distribuídos no meio ambiente e alguns deles são considerados micronutrientes essenciais para o crescimento humano e de vários tipos de organismos desde que em concentrações adequadas, como por exemplo, Zn, Mn, Fe e Co. Esses e outros metais são lançados ao meio ambiente por fontes naturais, sobretudo por meio de atividades humanas: resíduos sólidos e efluentes urbanos e industriais, esgoto sanitário, emissões de veículos, mineração, metalurgia, fertilizantes, pesticidas, podendo ocasionar riscos à saúde dos seres vivos. Estes compostos apresentam alta estabilidade, solubilidade na precipitação atmosférica e capacidade de ser absorvido pelo solo e por microorganismos vivos (HUAT et al., 2019). Alguns, como Pb, Hg, Cd, Cr, Ar, Ni e Zi são nocivos e podem causar sérios transtornos à saúde humana quando em concentrações

inadequadas (GROSSI, 1993; MONTEIRO 2009; ARAÚJO e SOUZA, 2012; HUAT et al., 2019).

De acordo com Huguen (2010) os principais metais e não metais investigados presentes no meio ambiente são: a prata (Ag), arsênio (As), boro (B), cádmio (Cd), cloro (Cl), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), chumbo (Pb), selênio (Se), urânio (U), vanádio (V) e o zinco (Zn).

Inúmeras pesquisas sobre estruturas de infiltração investigaram concentrações de metais específicos, tais como: Cd, Cr, Zn, Ni, Pb e Mn (BARRET et al., 1998; HEAL, 1999; INGVERTSEN et al., 2010; BELOTTI, 2011; STAGGE et al., 2012; ISMAEL et al., 2014; PACHECO, 2015; LEROY et al., 2016; HORSTMAYER et al., 2016). Alguns metais retidos nas valas de infiltração apresentam toxicidade de grau médio à significativo ao meio ambiente, como é o caso do Al, Co, Cu, Fe, Mn, Zn, Ni, Pb, Cd e Hg. Esses elementos químicos são bioacumulativos, estão presentes em plantas, invertebrados, peixes, mamíferos. Uma forma de reter esses poluentes inorgânicos em valas de infiltração está no uso de bioissorventes naturais.

2.4 BIOSSORVENTES NATURAIS

Os metais pesados podem ser considerados micro contaminante com elevada dificuldade para serem removidos em solução aquosa. As técnicas comuns para remoção de metais pesados de soluções aquosas são precipitação química, sorção, troca iônica, eletrólise, coagulação e separação por membrana (FEIZI e JALALI, 2015). A maioria dessas técnicas geram resíduos secundários, apresentam alto custo, necessitam de energia e produtos químicos. Em substituição a essas técnicas, o processo de sorção tem sido amplamente utilizado devido à alta eficiência e melhor custo-efetividade. Minerais e materiais orgânicos são investigados na retenção de metais pesados em águas residuais.

A bioissorção consiste na adsorção de metais pesados por meio de biomassa. A biomassa é chamada de adsorvente ou bioissorvente, e esta sendo amplamente utilizada na forma de biomassa morta ou viva. A biomassa morta pode ser composta por resíduos agrícolas (agroindustriais) e a biomassa viva envolve fungos, algas e cultura microbiana (BARROS et al. 2017).

O uso de biomassa morta ou materiais residuais, encontrados em abundância in loco, são investigados para reter diversos tipos de metais em diferentes efluentes. Sun e Shi (1998) descrevem que os resíduos agrícolas são renováveis e estão disponíveis abundantemente sem nenhum ou baixo custo. A adsorção de metais e o uso de bioissorventes estão alinhados a gestão adequada de problemas ambientais. Barros et al.

(2017) descrevem que um dos maiores desafios enfrentados com biossorventes é a escolha do material e que este seja promissor, em meio à diversidade de resíduos agroindustriais. A definição do biossorvente adequado para a remoção de um metal tóxico presente no meio aquoso, necessita de uma combinação de outras técnicas, seja físicas, químicas ou biológicas.

De acordo com Sun e Shi (1998) o tamanho das partículas a temperatura afeta a adsorção de íons metálicos. A temperatura também desempenha um papel interessante na adsorção de diferentes íons metálicos. Em sua pesquisa, o cobre, o zinco e o cádmio apresentaram menor adsorção em caule de girassol triturado em temperatura mais alta (25 e 50° C), enquanto o cromo mostrou o fenômeno oposto. Os autores destacaram que a adsorção de cobre, cádmio e o cromo foram rápidos em cerca de 60 minutos de operação foram removidos de 60-80% desses nas soluções investigadas em seus estudos. A maioria dos pesquisadores tem relatado que a taxa de sorção é rápida, ocorrendo entre os primeiros 60 minutos de contato e diminui gradativamente até atingir uma constante (ABIA et al., 2003; PÉREZ-MARÍN et al., 2007).

Na tabela 2-4 a seguir são citadas algumas pesquisas que abordam o uso de biossorventes na retenção de íons metálicos. Há investigações sobre o uso de talos de girassol (SUN e SHI, 1998), resíduos de mandioca (ABIA et al., 2003), levedura de cerveja (KIM et al., 2005), casca de coco com quitosana (AMUDA et al., 2007), resíduos de laranja (PÉREZ-MARÍN et al., 2007), biomassa de casca de avelã e amêndoas (PEHLIVAN et al., 2009), casca de semente de melão (GIWA et al., 2013), girassol e resíduos de casca de batata, canola e noz (FEIZI e JALALI, 2015), carboximetilcelulose e quitina (TARPANI, 2012), casca de camarão (NÚÑEZ-GÓMEZ et al., 2016), bagaço de uva (NAYAK et al., 2016), casca de amendoim (ABDELFAH et al., 2016), folhas de caqui naturais e secas (LEE e CHOI, 2018). Percebe-se uma gama enorme de pesquisas com aplicação de biossorventes.

Tabela 2-4. Resumo de algumas pesquisas sobre o uso de biossorbentes para remoção de metais pesados.

Biossorbente	Pesquisador (s)	Parâmetros	pH	Resultados encontrados
Talos de girossol	Sun e Shi (1998)	Adsorção de Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} e Cr^{3+} efluente industrial têxtil.	pH 2,40 a 5,16	Adsorção de Cu, Cd, Cr entre 60 a 80% em 60 min de operação.
Resíduos de mandioca	Abia et al. (2003)	Adsorção de Cd, Cu e Zn em efluente industrial.	pH 4 e 5 Pouca adsorção abaixo de pH 3	O pH foi determinante, maiores adsorções nos primeiros 30 min de contato. Possibilitou a recuperação de íons metálicos.
Levedura de cerveja	Kim et al. (2005)	Efluente sintético com Cd, Cu e Pb	pH 2,5 a 6	A capacidade de absorção pH 5,0 para Pb e 5,5 para Cu e Cd.
Casca de coco com quitosana	Amuda et al. (2007)	Efluente industrial com Zn	pH 0 a 10	Eficiência na remoção de Zn, pH entre 2 e 6.
Resíduos de laranja	Pérez-Marín et al. (2007)	Efluente sintético com Cd	pH entre 2 a 6	O pH foi aumentado de 2 para 6, a absorção aumentou de 8% para 98%.
Biomassa de casca de avelã e amêndoas	Pehlivan et al. (2009)	Efluente sintético com Pb	pH 2 a 9	O pH ótimo de remoção foi entre 6 e 7.
Casca de semente de melão	Giwa et al. (2013)	Efluente sintético com Cd	Neutro	A capacidade de adsorção, obtida da isoterma de Langmuir foi de 7,81 mg/g.
Girassol e Resíduos de casca de batata, canola e noz	Feizi e Jalali (2015)	Efluente sintético com Fe, Mn, Zn, Ni, Cu e Cd	pH 4-8	Os resíduos vegetais apresentaram considerável capacidade de remoção de Fe, Mn, Zn, Cu e Cd. Ni apresentou baixa remoção. A Ordem de eficiência: girassol > batata > canola > casca de noz.
Carboximetilcelulose e quitina	Tarpani (2012)	Adsorção de Al^{3+} em água de abastecimento público (ETA)	pH 4 a 8	Carboximetilcelulose de sódio não é um material adequado para remoção de íons de Al. Quitina apresentou excelentes resultados.

Biossorvente	Pesquisador (s)	Parâmetros	pH	Resultados encontrados
Casca de camarão	Núñez-Gómez et al. (2016)	Adsorção de Fe, Al e Mn em água subterrânea e superficial. Drenagem ácida Mineral	pH subterrâneo (4,65 a 6,36) e superficial (6,67 a 7,71)	Remoções de >92% de Fe, >99% para Al e 40-60% para Mn.
Bagaço de uva	Nayak et al. (2016)	Efluente de metalúrgica com Pb e Cd	pH de 1 a 8	Adsorção máxima ocorrendo em um tempo de contato de 120 min, baixo pH de 5.
Casca de amendoim	Abdelfattah et al. (2016)	Efluente industrial Pb, Mn, Cd, Ni e Co	pH neutro	Remoção de 99% Pb, 62% Cd, Mn 45%, Ni 38% e 30% Co.
Folha de caqui (naturais e secas)	Lee e Choi (2018)	Cu, Pb e Cd	pH de 2 a 10	Eficiência das folhas secas de 10 a 15% para folhas naturais. Ordem de remoção de Pb> Cu> Cd.

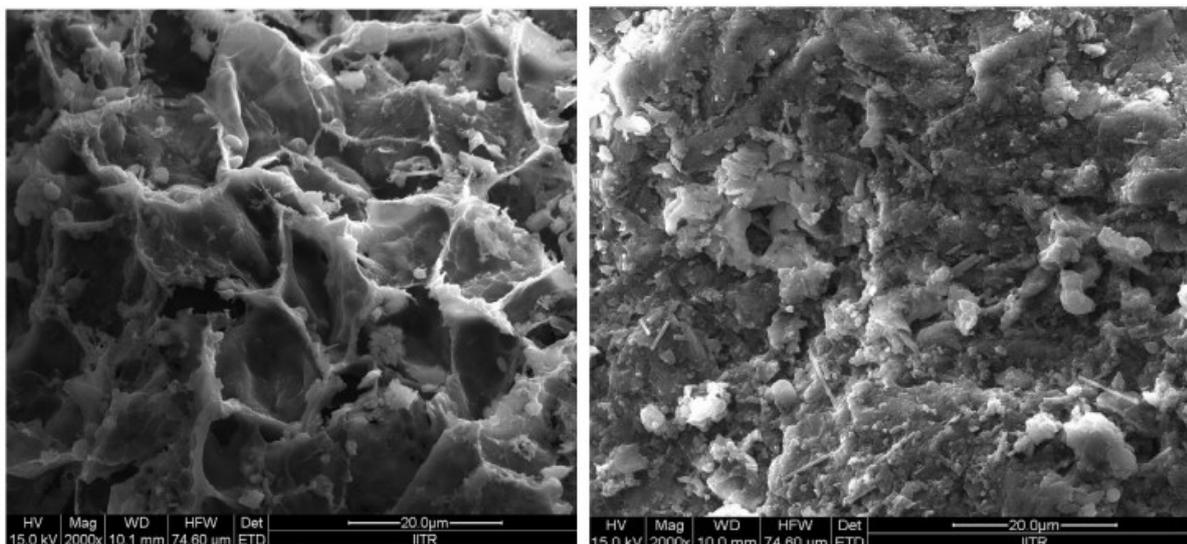
Fonte: Autora (2019).

Todas as pesquisas citadas na tabela 2-4 descrevem que os testes foram realizados em laboratório ou em estações de tratamento de efluentes visando remover ou sequestrar poluentes específicos. Nesta pesquisa, durante a revisão bibliográfica não foram encontradas pesquisas direcionadas ao uso de biossorventes aplicadas em estruturas de infiltração integradas a sistemas de drenagem. Desta forma, o uso de biossorventes em sistemas de drenagem urbana, investigado nesta pesquisa é pioneiro.

A estrutura do material, processos químicos e térmicos são importantes aliados na retenção de metais pesados (BARROS et al., 2017). A granulometria adotada para os biossorventes é diversificada oscilando entre 0,1 a 10 cm. Uma grande parcela dos biossorventes testados passa por processos de remoção de matéria orgânica excedente e pelo tratamento térmico antes dos testes de adsorção de poluentes.

Nayak et al. (2016) estudaram o uso de bagaço de uva para adsorção de metais presentes em efluente de uma indústria de metal. Os pesquisadores submeteram à microscopia eletrônica de varredura o biossorvente antes da aplicação ao efluente industrial e após o tempo de contato, com metais aderidos ao biossorvente. Na figura 2-5 é possível identificar a superfície de contato, abertura de poros e os poluentes retidos no biossorvente. Observa-se a textura irregular e a porosidade da superfície biossorvente. Estudar a topografia da superfície de um adsorvente pode fornecer informações importantes sobre o grau de interação entre as partículas adsorvente e poluente investigado.

Figura 2-5. Imagem de microscópio eletrônico de varredura de amostra de bagaço de uva: a) antes da adsorção; b) após a adsorção do metal.



Fonte: Nayak et al. (2016).

No Brasil, um bioissorvente que possui alto potencial para retenção de metais é o resíduo da atividade pesqueira. De acordo com Moura et al. (2006) o país possui grande potencial pesqueiro, um litoral vasto e bacias hidrográficas que possibilitam a pesca extrativa, aquicultura marinha e continental. Esses resíduos necessitam de gestão adequada. Os resíduos são diversos, desde cascas, conchas, carapaças, crustáceos, peixes, moluscos, vísceras e demais resíduos provenientes do processamento. Esses resíduos são fontes de proteínas, lipídios, pigmentos e moléculas. No entanto, os resíduos de revestimentos (carapaças) podem ser fonte de materiais quitinosos (quitina e quitosana) e poderão ser usados como bioissorventes na retenção de íons metálicos.

A quitina está presente em muitos organismos, em paredes celulares de fungos e algas, exoesqueletos de insetos, moluscos e conchas de crustáceos (HAMED, 2016). Desta forma, esse material encontra-se disponível abundantemente no meio ambiente e pode ser estudado para diversos usos e aplicações. A seguir serão apresentadas informações sobre o uso dos bioissorventes quitina e quitosana na remoção de poluentes inorgânicos.

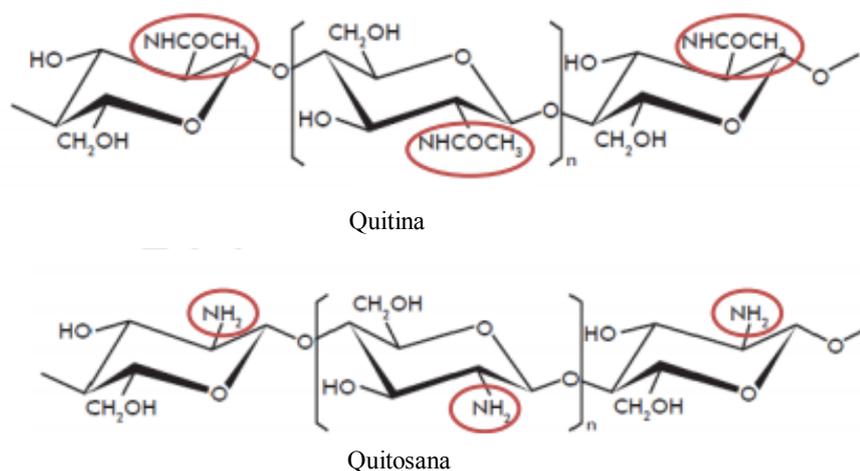
2.4.1 Usos dos bioissorventes quitina e quitosana

O biopolímero β -1,4-N-acetil-glucosamina é abundante na natureza e tem sua denominação usual de quitina $(C_8H_{13}O_5N)_n$. Dependendo da origem, a quitina pode ser encontrada em três formas polimórficas α , β e γ (MOURA et al., 2006; NÚÑEZ-GÓMEZ et al., 2016). De acordo com Berger (2013) a diferenciação das três formas está relacionado ao arranjo de suas cadeias nas regiões cristalinas. As três estruturas polimórficas estão possivelmente relacionados a diferentes funções no organismo. A forma α -quitina é encontrada onde é necessária resistência/dureza, exemplo de cutículas de artrópodes e também associada com proteínas e/ou materiais inorgânicos. As formas β -quitina e γ -quitina proporcionam flexibilidade e dureza. A forma dominante é α -quitina, sendo mais estável que as formas β -quitina e γ -quitina, entretanto estas últimas formas podem ser convertidas na forma de α , quando aplicado tratamentos adequados.

A quitina é um polissacarídeo nitrogenado, de origem natural, branco ou amarelado, duro/rígido, cristalino, insolúvel em água e solventes orgânicos, ácidos diluídos e álcalis. A quitina encontra-se amplamente distribuída na natureza, presente em exoesqueletos de crustáceos e moluscos, as asas de insetos artrópodes. A fibra natural (sólido cristalino) quitina, precursora da quitosana, é a mais abundante depois da celulose, e sua estrutura é semelhante a essa fibra vegetal (NÚÑEZ-GÓMEZ et al., 2017).

A quitosana é um polímero linear de β -1,4-D-glicosamina, ligado por resíduos de N-acetil-D-glicosamina, obtida pela desacetilação alcalina da quitina. As condições dessa reação conferem à quitosana suas características principais, como o peso molecular médio do biopolímero e o grau de desacetilação. O que distingue a quitosana da quitina é a substituição do grupo acetamino na posição 2 pelo grupo amino. A quitosana é solúvel em soluções aquosas diluídas de ácidos orgânicos e inorgânicos e dependendo do processo de desacetilação, da perda do grupo acetil, apresenta vários graus de acetilação (MOURA et al., 2006; BERGER, 2013). As estruturas químicas da quitina e quitosana são apresentadas na figura 2-6.

Figura 2-6. Comparação entre a estrutura química da quitina totalmente acetilada e a quitosana desacetilada.



Fonte: Hamed et al. (2015).

Os pesquisadores Moura et al. (2006) e Hamed et al. (2015) descrevem que alguns crustáceos apresentam mais quitina em seus exoesqueletos, é o caso do camarão que possui 5 a 20% de quitina, siri 15 a 20% e a lagosta até 69% e caranguejo até 26%. Normalmente, esses resíduos são utilizados para a produção de farinha de pescado, porém esse uso reduz a qualidade nutricional do produto. Uma forma de agregar valor aos resíduos de camarão e siri é a produção de quitosana, utilizada na medicina e nas indústrias alimentícias, farmacêutica e química.

A quitina e seus derivados podem ser usados na indústria farmacêutica e alimentícia porque possuem uma ampla gama de atividades biológicas, incluindo efeitos antioxidantes, efeitos antimicrobianos e outras propriedades que melhoram a segurança produto mantendo a qualidade e prazo de validade (HAMED et al., 2015).

Moura et al. (2006) obtiveram a quitina através da sequência de etapas de processamento que incluem o pré-tratamento, desmineralização, desproteíntização, desodorização e secagem do produto final. Tarpani et al. (2014) citam que a quitina é obtida através de procedimentos rigorosos de purificação, que removem substâncias indesejáveis e podem também causar modificações em sua estrutura primária. Para Hamed et al. (2015) a obtenção da quitina pode ser feita através de procedimentos que utilizem produtos químicos e métodos biológicos, através do uso de bactérias.

O processo de obtenção da quitina segue basicamente os mesmos processos, iniciando com o pré-tratamento com água corrente objetiva a remoção da matéria orgânica e material grosseiro. No processo de desmineralização o objetivo é reduzir o teor de cinzas da matéria orgânica com a adição de ácido clorídrico. A desproteíntização reduz o teor de nitrogênio proteico com a adição de hidróxido de sódio. Na desodorização é adicionado hipoclorito de sódio. Após cada etapa ocorre a lavagem do material e posterior secagem por 4 horas a 80°C. Almeida et al. (2015) descrevem que a extração da quitina compreende obrigatoriamente três etapas de tratamento: a desmineralização, a desproteíntização e a despigmentação, com o objeto de remover minerais, proteínas e pigmentos respectivamente.

Inúmeras pesquisas abordam o uso de quitina, quitosana ou até mesmo a casca de camarão natural na remoção de íons metálicos. A quitina possui em sua estrutura hidroxila reativa (OH) e essa característica auxilia na adsorção de íons metálicos. A quitosana possui e amino (NH₂) tem algumas restrições devido à baixa instabilidade ácida, resistência mecânica e estabilidade térmica (ALMEIDA et al., 2015; ZHANG et al., 2016). No entanto sua associação com outros elementos tem apresentado resultados satisfatórios.

Zhang et al. (2016) descreve que a quantidade de biossorvente, temperatura e pH influenciam no processo de remoção de íon metálico desejado. Os autores citam que quantidades de adsorvente no meio pode multiplicar o número de superfície de contato conduzindo a aumento da eficiência de remoção. A quantidade de quitina usada para adsorção de Cu, Cd e Pb foi inicialmente de 0,5 para 1,5g/L, quando atingiu o a estabilidade na adsorção. Os autores destacam que os estudos com o uso de quitosana, mais de 80% do total de adsorção de metais ocorreu nos primeiros 60 minutos e depois atingiram o equilíbrio de adsorção após 120 minutos.

O uso de casca de camarão natural foi estudado para efluentes com pH ácido e altas concentrações de metais e metalóides, apresentando resultados satisfatórios (GAMAGE; SHAHIDI 2007; NÚÑEZ-GÓMEZ et al., 2016, NÚÑEZ-GÓMEZ et al., 2017). Tarpani et al. (2014) descrevem que a quitina tem grupos funcionais doadores N e O,

permitindo a ligação com íons altamente polarizados, tais como Al^{3+} . Gamage e Shahidi (2007) utilizaram a quitosana derivada do caranguejo para a remoção de metais presentes em efluentes industriais. Os resultados foram satisfatórios para Hg, Fe, Ni, Pb, Cu e Zn. Os autores destacam a importância de testes laboratoriais e do pré-tratamento de biossorventes antes que a aplicação em escala real seja discutida.

Dragan et al. (2014) usou esferas de quitosana com vinilamina (60% de quitosana e 40% de vinilamina) para remoção de Cu^{2+} em efluente sintético. Os autores ajustaram os dados de adsorção de equilíbrio para as isothermas de Langmuir, Freundlich, Sips e Dubinin-Radushkevich. Os resultados com as isothermas de Langmuir e Sips apresentaram os melhores resultados de remoção sendo 192,57 mg Cu^{2+} /g e 166,55 mg Cu^{2+} /g de biossorvente. A temperatura dos testes foi a 25°C, com pH de 4,5 e tempo de contato de 500 minutos.

A pesquisa de Núñez-Gómez et al. (2016) abordou o uso de quitina comercial e da casca de camarão para a remoção de metais (Ni, Pb, Zn, Fe, Al, Cr, Mn, Mg) presentes em águas superficiais afetadas por minas de extração de carvão e obtiveram resultados satisfatórios na maioria deles, 92% Fe, 99% Al e Mn entre 40-60%. No entanto, a agitação e as cascas de camarão foram variáveis independentes na remoção de cada metal investigado. A faixa ótima para a agitação da amostra foi de 150 e 250rpm e a quantidade de material foi de 7 a 11g de casca por L^{-1} . De acordo com os autores, a casca de camarão foi selecionada por ser um biopolímero por apresentar baixo custo, alto teor de quitina e contém carbonato que permite a neutralização destas águas que apresentam pH entre 2 e 4. A mudança do pH após a adição de casca de camarão passou de 3 para 7. Esses resultados evidenciam o potencial do uso de casca de camarão para tratamento de efluentes.

A partir dos excelentes resultados de remoção de metais encontrados por Núñez-Gómez et al. (2016) para água superficial do Rio Sangão, localizado em uma região carbonífera, utilizando casca de camarão e quitina comercial, avaliou-se como uma técnica muito promissora para remoção de metais em estruturas de controle da drenagem urbana. Partindo dessa premissa, esta pesquisa avaliará a capacidade de retenção de metais presentes em escoamento superficial, usando testes laboratoriais e aplicados em uma vala de infiltração. Antes desta avaliação sobre o uso de biossorventes em sistemas de drenagem, é necessária a realização de um estudo detalhado sobre a área de estudo. A seguir serão apresentadas informações sobre a vala de infiltração localizada no Distrito do Campeche.

2.5 CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

A vala de infiltração objeto deste estudo fica localizada no distrito do Campeche, região sul de Florianópolis, Santa Catarina, sul do Brasil. A vala vem sendo monitorada pelo LAUTEC desde 2014 e estima-se que seu uso como técnica para o controle da drenagem tenha começado na década de 70 (PACHECO, 2015). A estrutura tem um histórico peculiar que interferiu diretamente na condução deste trabalho. O Campeche é um distrito litorâneo, composto por uma grande planície arenosa com influência da maré. Além de apresentar um importante aquífero localizado próximo à superfície e com alta vulnerabilidade. Nesta pesquisa, a vala foi avaliada de duas formas. A primeira avaliação refere-se na sua atuação na retenção de poluentes inorgânicos e a segunda avaliação refere-se a sua reestruturação e inserção de biossorvente para retenção de íons metálicos.

Apesar da vala ser gerida pela prefeitura ela ficava dentro de uma propriedade privada. Em 2017 o proprietário decidiu construir um estacionamento no local e a vala teve que ser modificada e coberta para se adequar à mudança de uso. Foi proposta então a adequação mostrada neste trabalho à qual se incorporou a alternativa de remoção de metais, que era o principal problema que a vala apresentava de acordo com o monitoramento feito pelo LAUTEC.

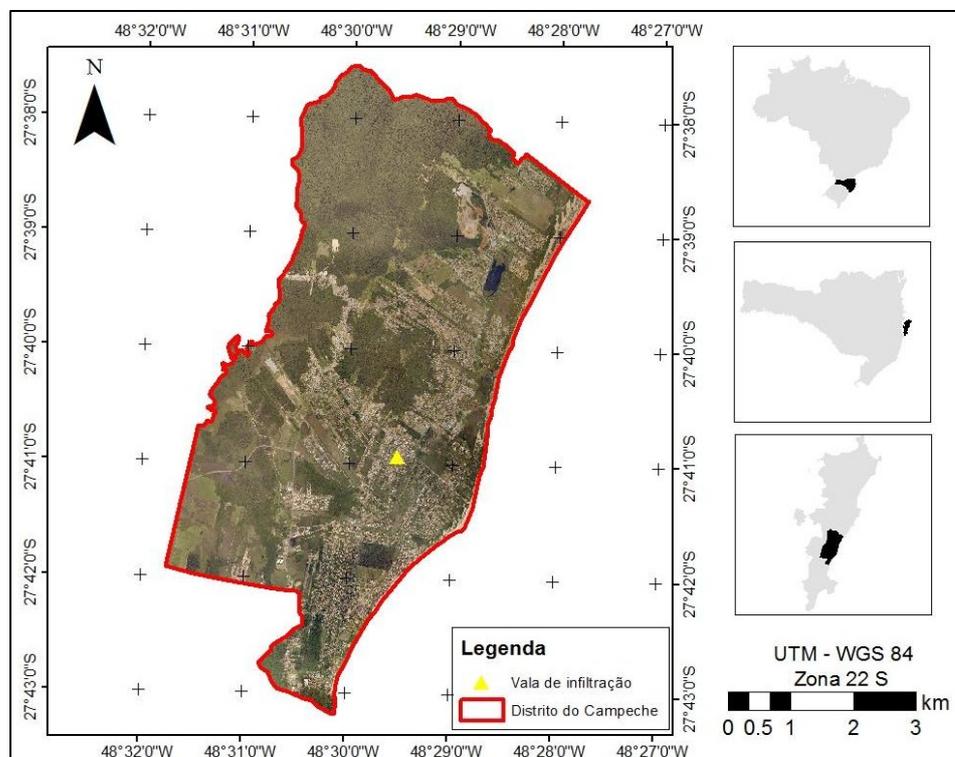
2.5.1 Características do Distrito do Campeche

O Distrito está localizado entre os paralelos 27°37'34" e 37°43'16" Sul e os meridianos 48°27'44" e 48°31'49" Oeste na porção Sul da Ilha de Santa Catarina (figura 2-8). De acordo com a Lei nº 4805/95 de 21/12/1995, o Distrito do Campeche possui sua área é de 48,36 km², desmembrado dos Distritos do Ribeirão da Ilha e da Lagoa da Conceição (MILLON, 2004). De acordo com o levantamento censitário elaborado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, a população do Distrito do Campeche no ano de 2010 contabilizou um total de 24.023 habitantes. A estimativa para o ano de 2015 de acordo com o Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis – IPUF foi de uma população de 54.645 habitantes dos quais 41.639 habitantes são residentes e 13.006 habitantes são considerados flutuantes, isto é, não residem no Distrito, mas visitam em épocas de férias.

Caprario (2017) destaca que o Distrito apresenta temperatura média anual é 20°C, com precipitações entre 1450 e 1650 mm ao ano, com média de 160 dias de chuvas. O clima é caracterizado por subtropical mesotérmico úmido, com verões quentes,

invernos frescos e chuvas bem distribuídas ao longo do ano, classificado como clima Cfa segundo Köppen. Na figura 2-7 ilustra a localização da vala no Distrito do Campeche.

Figura 2-7. Localização da vala de infiltração e do Distrito do Campeche.



Fonte: Caprario et al. (2016).

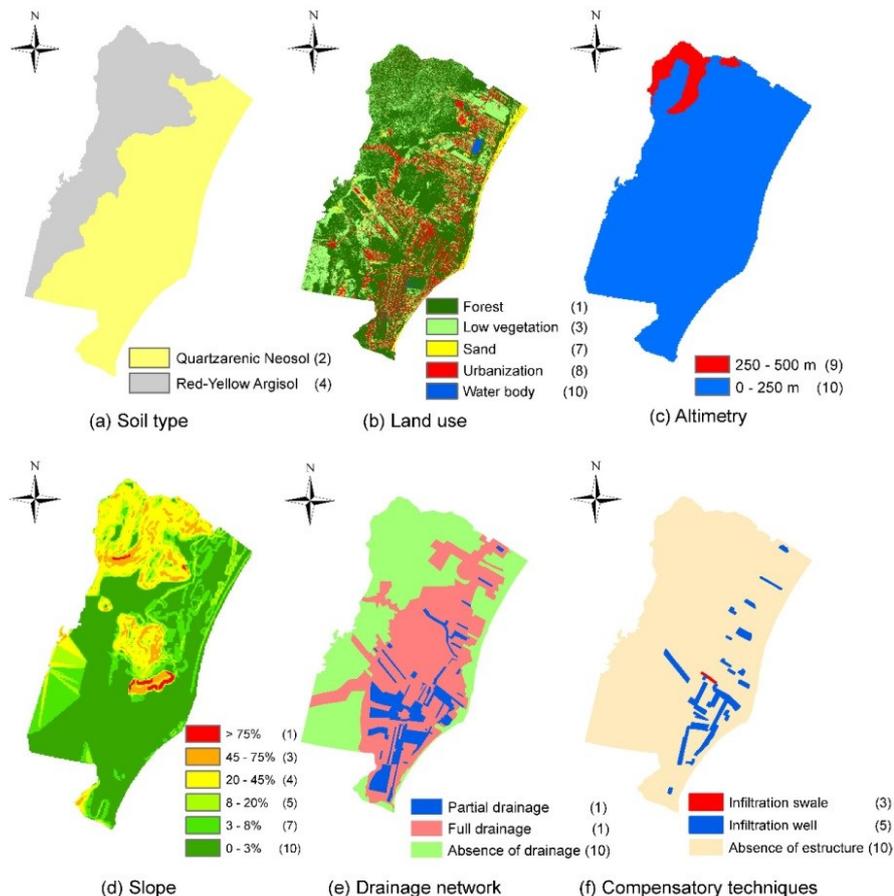
Amora (1996) ressalta que o planejamento urbano do Campeche foi ignorado por muito tempo, em que os planos urbanísticos executados seguiam modelos desvinculados a realidade local. Deve ressaltar também que a região do Campeche sofre com grande especulação imobiliária, e encontra-se em avançado processo de urbanização com forte impacto sobre a paisagem natural da região. Desta forma, sem gestão pública adequada põe-se em risco a região, que está localizada em uma planície litorânea sedimentar, chamada de Planície do Campeche ou Planície Entremares, com vegetação de influência marinha herbácea, arbustiva e arbórea. Ressalta-se também que bacias sedimentares apresentam vulnerabilidade aos impactos relacionados a atividades antrópicas (REGINATO et al., 2008; MEDEIROS et al., 2009).

O solo predominante no Distrito do Campeche é NEOSSOLO QUARTZARÊNICO com área de abrangência de 1143,13ha e ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO, com área de 2391,03ha (DIAS e SCHUCH, 2015; PACHECO, 2015). De acordo com Sousa et al. (2003) a planície do Campeche possui solo arenoso inconsolidado, com formação recente caracterizado como holoceno, final quaternário. Essa região é retentora da água

de chuvas, permitindo a recarga do manancial subterrâneo que aflora em vários pontos da superfície destas planícies, nas formas de banhados, veredas, pântanos, lagos, arroios e no manguezal do Rio Tavares.

Caprario et al. (2019) destaca as características do distrito do Campeche na figura 2-8, considerando, a predominância do solo, uso e ocupação do solo, altimetria, inclinação da área, drenagem local, e a localização das estruturas de infiltração. Seguindo a sequência dos mapas, o primeiro traz a classificação do solo apresenta 32,74% de solo ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO e 67,26% de NEOSSOLO QUARTZARÊNICO. O uso e conservação de solo representam 58% de floresta, 21% de vegetação rasteira, 13% urbanização, áreas com corpos d’água e areia correspondem a 0,86% e 7,07% respectivamente. O mapa de relevo apresenta elevações entre 40 a 400m, utilizando intervalos fixos de 40m. A faixa de declividade (%) é representada em seis faixas distintas de relevo e indicam 0-3% para terreno plano, 3-8% terreno suavemente ondulado, 8-20% terrenos ondulados, 2-45% terreno fortemente ondulado, 45-75% terreno montanhoso e maior que 75% para terrenos fortemente montanhosos. A declividade predominante é plana, representando 51% da área.

Figura 2-8. Características do Distrito do Campeche.

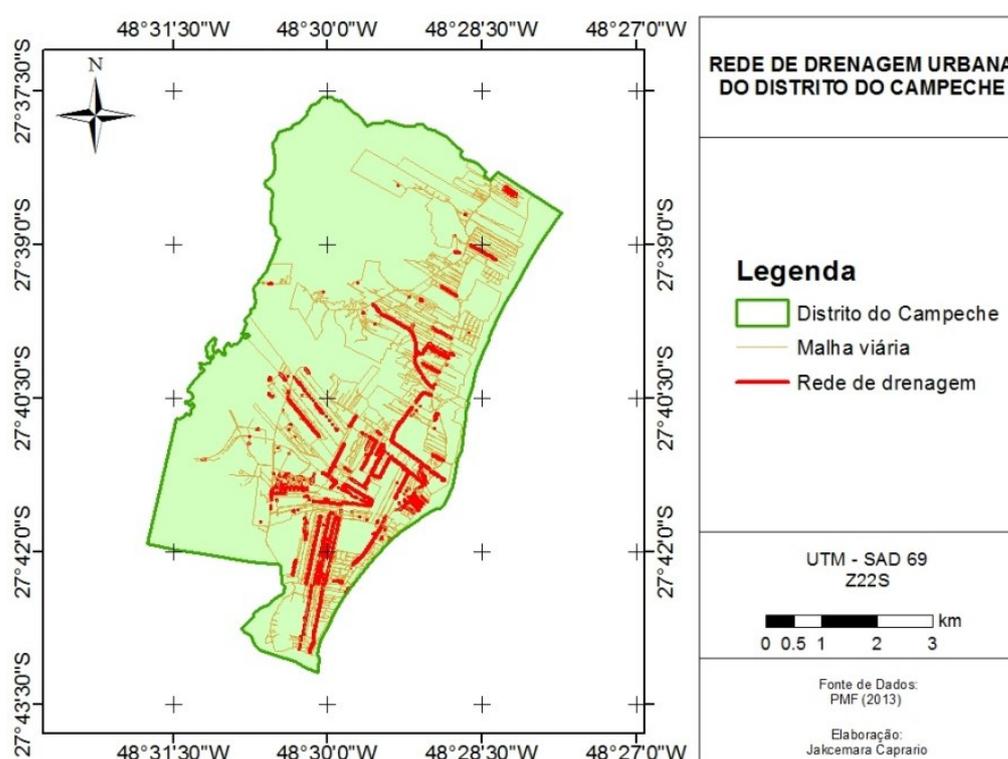


Fonte: Caprario et al. (2019).

De acordo com o Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis – IPUF, a infraestrutura de drenagem foi implantada durante anos sem muitos critérios técnicos de planejamento e execução, sempre visando soluções pontuais e não contextualizando as bacias de contribuição. Desta forma, o sistema de infraestrutura cresceu conforme o avanço populacional do Distrito, permitindo que os sistemas drenantes fossem intermitentes. Sousa (2003) descreve que a área do Distrito do Campeche possui traços da colonização açoriana, caracterizada por moradias próximas umas das outras e ruas estreitas com 3 a 4 metros de largura e muitas vezes sem saída.

O IPUF relata também, problemas de subdimensionamento em algumas áreas e recebe também a contribuição inadequada de resíduos sólidos urbanos e esgoto sanitário. Ressalta-se que estes fatores são agravados em virtude do crescimento da localidade, impermeabilização do solo, desmatamentos, erosão e ocupações irregulares. Pacheco (2012) descreve que a rede de drenagem urbana existente no Distrito do Campeche é formada basicamente por medidas estruturais, representadas por valas, canais e tubulações, e por dispositivos acessórios, representados por caixas de captação, caixas de acumulação/infiltração, caixas de junção e sumidouros. Caprario (2017) elaborou um mapa com a rede de drenagem e a malha viária do Distrito do Campeche e, este mapa é apresentado na figura 2-9.

Figura 2-9. Sistema de drenagem no Distrito do Campeche.



Fonte: Caprario (2017).

O sistema de drenagem é intermitente em todo o Distrito, em algumas áreas como ao sul, encontram-se a maior índice de redes construídas e executada de forma contínua, principalmente devido ao alto índice populacional localizado nas proximidades da praia. Outro agravante descrito por Amora (1996) está relacionado a problemas com a superficialidade do lençol freático (planície nivelada entre 0 e 3 metros) e o direcionamento natural das águas superficiais para regiões mais baixas de restinga, que em períodos chuvosos, resulta em ruas alagadas. Com ruas alagadas, é inevitável a invasão nas residências e também problemas relacionados à contaminação de poços e fossas sépticas extravasadas.

De acordo com Sousa (2003) a região do Campeche possui um grande manancial subterrâneo que foi explorado pela CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento) desde 1983 e abastecia aproximadamente 42.000 habitantes. No entanto, em outubro de 2000 o sistema de captação de águas subterrânea foi desativado em consequência da construção da Estação de Tratamento de Água (ETA) localizada na Lagoa do Peri. Mesmo com a desativação da captação por parte da estatal, na região há muitos moradores que mantem a exploração da água em poços construídos em seus pátios. A região possui rede de abastecimento de água tratada fornecida pela CASAN.

O aquífero do Campeche é predominantemente livre composto por areias finas e médias, com intercalação descontínua de níveis areno-argilosos. Por sua natureza costeira, o aquífero estudado está sujeito a intrusão salina, resultado do desequilíbrio hidrodinâmico entre volume de água doce e salina. Considerado um aquífero livre, o relatório da CASAN (2002) informa que a espessura máxima do sistema é de 69m, com espessuras médias que variam de 30m. As maiores espessuras estão ao sul e ao norte, sendo que a região central possui formação de rocha sedimentar.

O sistema é recarregado principalmente por infiltração direta da precipitação e recargas secundárias, advindas dos sistemas locais de disposição de esgotos sanitários e perdas do abastecimento de água potável. Alguns pontos são considerados importantes zonas de recargas, geralmente são áreas mais elevadas, com depósitos coluvionares e sedimentos costeiros. Na região central, nas encostas do Morro do Campeche, está situada a principal área de recarga que drena às águas subterrâneas para o sul e para o leste na direção do mar. Ao norte, em dunas próximas a Praia da Joaquina, permite a recarga do aquífero, na porção norte.

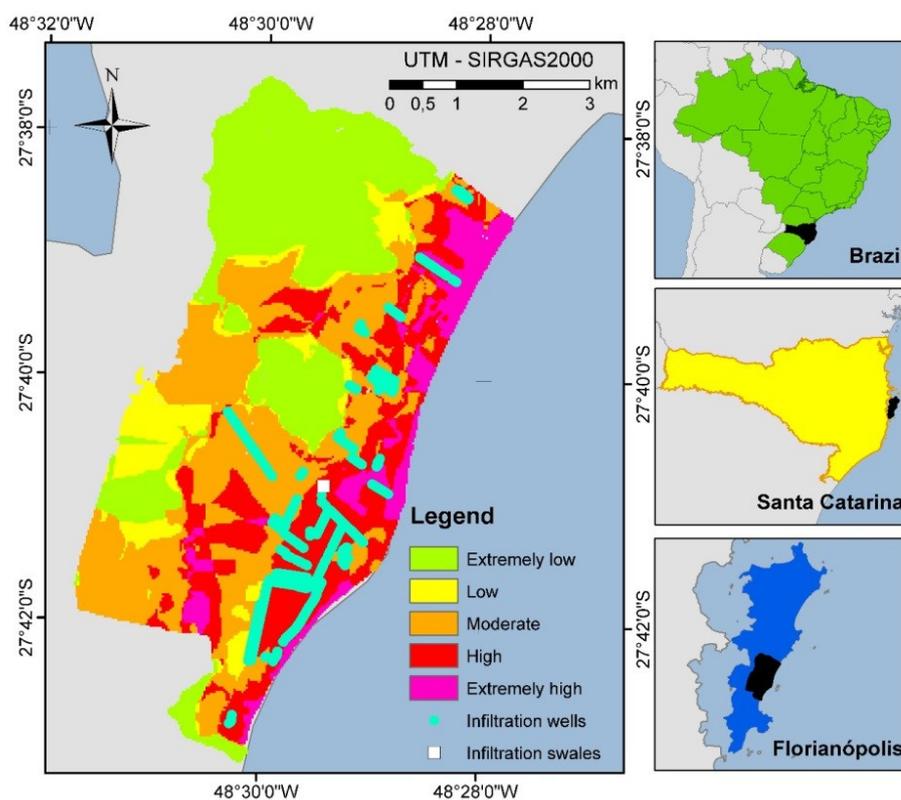
Entre as diferentes fontes potencialmente poluidoras evidenciadas na região para as águas subterrâneas, está a infiltração de poluentes pelas estruturas compensatórias de drenagem e pelos sistemas irregulares de esgotamento sanitário. Em um primeiro

contexto, a falta de sistema coletor do esgotamento sanitário no Distrito do Campeche foi relatada por Souza (2003) e Pacheco (2012). Souza (2003) relatou que inúmeras residências construídas a mais de 15 anos liberavam as águas residuárias livremente em fossas negras sem atendimento às normas técnicas, de adequações ao solo permeáveis e à altura do aquífero.

Pacheco (2012) estudou a vulnerabilidade do aquífero do Campeche e identificou que em alguns trechos é susceptível ao armazenamento e contaminação por águas superficiais de baixa qualidade, oriundas de esgoto domiciliar e/ou derramamento na superfície de líquidos não potáveis e também a lenta velocidade do fluxo de infiltração. Essas áreas de riscos coincidem com as regiões de altos índices populacionais.

Caprario (2017), por sua vez, avaliou a índice de vulnerabilidade do aquífero juntamente com a susceptibilidade a alagamentos e inundações ocorridas no Distrito do Campeche. Os resultados obtidos pela autora são alarmantes apresentando alta e extrema alta vulnerabilidade para diversas áreas superficiais na região que abrange o aquífero. O mapa de vulnerabilidade e potencial risco de contaminação do aquífero do Campeche estão ilustrados na figura 2-10.

Figura 2-10. Áreas de vulnerabilidade do Aquífero do Campeche.



Fonte: Caprario (2019).

O mapa apresentado na figura 2-11 aborda as seguintes informações: extremamente baixa vulnerabilidade representa 29,79%, baixa vulnerabilidade representa 8,10%, moderada representa 33,11%, alta vulnerabilidade é de 21,41%, extremamente alta vulnerabilidade é 7,59%. De acordo com Caprario (2017) no distrito possui de 1.017 estruturas compensatórias de drenagem, representadas por vala de infiltração e poços de infiltração. Destas estruturas, existem 515 instaladas na área de moderada vulnerabilidade e 447 estruturas na alta vulnerabilidade. Para a elaboração do mapa, a autora obteve as informações por meio de análises de projetos de drenagem executados no Distrito do Campeche e fornecidos pela Prefeitura Municipal de Florianópolis.

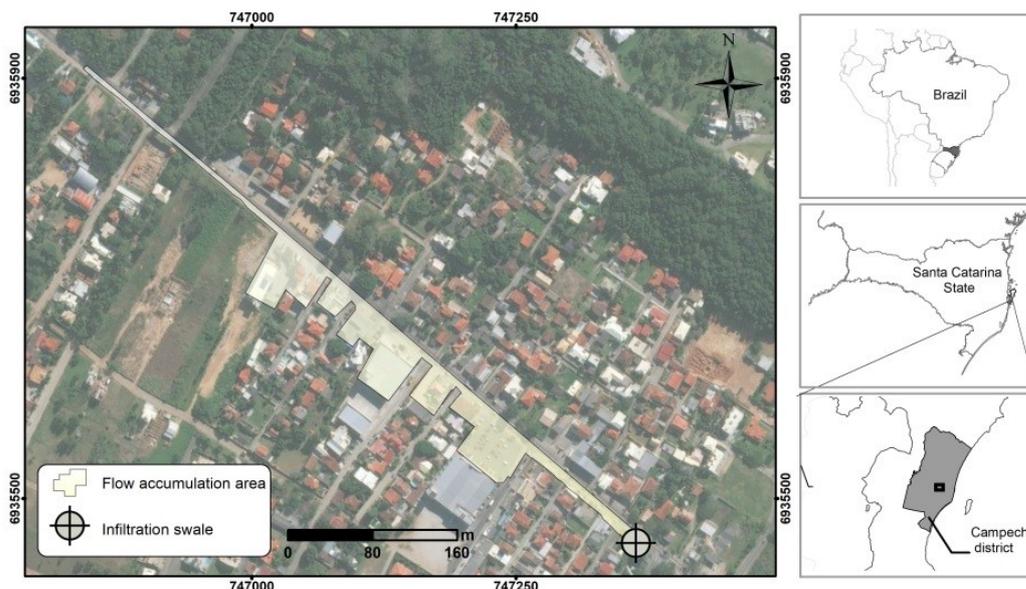
As informações sobre a vulnerabilidade do aquífero vão ao encontro com a notícia publicada recentemente pelo Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão do Governo Federal. A nota retrata a proibição de eventos de final de ano na Praia do Campeche em Santa Catarina. A nota foi publicada pelo Ministério Público Federal no dia 21/12/2018¹ e transmite a mensagem:

“A proibição se deve à contaminação das águas subterrâneas, superficiais e do próprio aquífero do Campeche (incluindo-se o manancial da bacia hidrográfica do Parque Nacional da Lagoa do Peri). Em razão da medida judicial, todas as licenças, autorizações e permissões (ambientais ou não) concedidas pela União, Prefeitura e órgão ambiental de Florianópolis estão suspensas” (MPF, 2018).

O sistema de drenagem no qual a vala de infiltração está inserida deságua na praia do Campeche. Desta forma, é importante conhecer os poluentes encontrados na área de contribuição da estrutura de infiltração. O levantamento planoaltimétrico realizado por Pacheco (2015) descreve que a vala de infiltração recebe escoamento de uma área de contribuição de 17.910m² sendo composta por uma área mista, constituída por ocupação comercial, residencial e de intenso fluxo viário. A área de contribuição apresenta 79,8% de área impermeável, 20,2% de área permeável formada por solo exposto arenoso. A autora destaca que a rede de drenagem contribuinte a vala é intermitente e houve projeto somente para os primeiros lotes em paralelo à Avenida Pequeno Príncipe. A vala está localizada na Avenida Pequeno Príncipe km 2, sendo o principal acesso viário à Praia do Campeche. A figura 2-11 apresenta a área de contribuição de escoamento para a vala de infiltração.

¹ Disponível: <http://www.planejamento.gov.br/noticias/proibidos-eventos-de-final-de-ano-na-praia-do-campeche-em-santa-catarina>

Figura 2-11. Identificação da área de contribuição da vala de infiltração.



Fonte: Rech et al. (2018).

O monitoramento realizado pelo LAUTEC na vala de infiltração ocorreu devido ao financiamento e o desenvolvimento de pesquisas patrocinado pelo CNPq. Através do projeto de financiamento da Chamada Universal – MCTI/CNPq nº14/2013 foi possível instrumentalizar a vala de infiltração, objeto desta pesquisa, adquirir materiais, equipamentos e suprimentos básicos para as análises específicas empregadas em laboratório.

Esse financiamento possibilitou a execução e consequentemente a publicação de diversas e amplas pesquisas. Entre os trabalhos publicados encontram-se 03 Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC), 02 Dissertações e vários artigos em simpósios e revistas (nacionais e internacionais). Os TCCs publicados são: Bento (2014) e Orlando (2017) com o tema relacionado à avaliação da carga de lavagem na estrutura; Frello (2016) na avaliação da taxa de infiltração e o comportamento hidráulico da vala de infiltração. As dissertações são: Pacheco (2015) na realização da avaliação dos aspectos quali-quantitativos do controle do escoamento superficial e solo da vala de infiltração e de Miranda (2019) a qual analisou o desempenho do modelo HYDRUS para simular o fluxo de água na zona não saturada do solo da vala de infiltração. Em andamento, tem-se esta pesquisa de doutorado avaliando a funcionalidade de biossorventes retenção de metais em uma vala de infiltração integrada a drenagem urbana.

3 PROCEDIMENTO METODOLÓGICO

O presente trabalho foi realizado em uma vala de infiltração em escala real localizada no Distrito do Campeche, no sul da Ilha de Florianópolis em Santa Catarina. A estrutura foi gerida pela prefeitura de Florianópolis e monitorada pelo Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias – LAUTEC, integrado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Ao desenvolver esta pesquisa foram avaliados três períodos específicos, com monitoramentos e análises experimentais. Esses procedimentos foram realizados para responder os objetivos específicos delimitados neste estudo. O quadro 3-1 ilustra as etapas projetadas nesta pesquisa.

Quadro 3-1. Investigações propostas nesta pesquisa.

	Monitoramento da vala original	Experimento em Laboratório	Monitoramento da vala modificada
Local	Vala de infiltração	Testes em laboratório	Adequação da vala de infiltração
Objetivo	Investigar a migração de poluentes inorgânicos na vala de infiltração	Testar a capacidade de adsorção de poluentes inorgânicos por quitina comercial e casca de camarão não processada	Avaliar a retenção de poluentes inorgânicos no colchão drenante contendo quitina comercial e a taxa de infiltração da vala modificada
Período de avaliação	2015 a 2017	2017	2018
Procedimento	Avaliar presença de metais em escoamento superficial, solo e água subterrânea	Avaliar a adsorção de metais por quitina comercial e casca de camarão em amostras de escoamento da vala de infiltração	Avaliar a presença de metais no escoamento superficial, escoamento superficial filtrado (após o colchão de quitina), solo e água subterrânea e a nova taxa de infiltração
Resultados alcançados	Identificação das concentrações de metais nas três interfaces	Definição do melhor biossorvente para adsorção de íons metálicos	Funcionamento do colchão drenante de quitina comercial na retenção de íons metálicos
Título das publicações desta tese	Migração de contaminantes inorgânicos em uma vala de infiltração em região litorânea	Use of shrimp-shell for adsorption of metals present in surface runoff	Adequação de sistema de drenagem urbana com infiltração para retenção de íons metálicos

	Monitoramento da vala original	Experimento em Laboratório	Monitoramento da vala modificada
Submissão para Revistas	Urban Water Journal (Elaboração)	Water Science and Technology Artigo aceito	Water Research – Special Issue on Resource Recovery from Water: From Concept to Practice (Elaboração)

Fonte: Autora (2019).

No quadro 3-2 estão os detalhes das etapas do trabalho.

Quadro 3-2. Etapas monitoradas da pesquisa.

	Monitoramento da vala original	Experimento em Laboratório	Monitoramento da vala modificada
Local	Escala real: vala de infiltração	Testes em laboratório	Escala real: adequação da vala de infiltração
Poluentes investigados	Cr, Pb, Ni, Cu, Zn, Fe, Mn e Cd	Cr, Pb, Ni, Cu, Zn, Fe, Mn e Cd	Cr, Pb, Ni, Cu, Zn, Fe e Mn.
Dados obtidos	Vazão de escoamento, dados de precipitação, nível da água subterrânea, amostras de solos	Concentrações em experimentos em batelada com quitina comercial e casca de camarão para remoção de íons metálicos	Vazão de escoamento, dados de precipitação, nível da água subterrânea, amostras de solos, água filtrada
Resultados obtidos	Avaliação da vala de infiltração na retenção de íons metálicos	Seleção de biossorventes para aplicação na vala de infiltração	Aplicação do colchão drenante na estrutura adaptada (antiga vala de infiltração) e avaliação da funcionalidade

Fonte: Autora (2019).

3.1 MONITORAMENTO DA VALA ORIGINAL

Nesta fase foi avaliada a presença de metais em uma vala de infiltração. Inicialmente, os poluentes inorgânicos presentes nesta vala foram identificados na pesquisa de Pacheco (2015) e neste artigo apresentou a continuidade da investigação destes poluentes, analisando mais amostras e também o comportamento ou relação entre o escoamento superficial, amostras de solo e escoamento subterrâneo. O objetivo central deste monitoramento foi verificar se a estrutura atua possibilitando a migração de poluentes inorgânicos da superfície para o aquífero.

A estrutura de infiltração recebe o escoamento de uma área parcialmente urbanizada e de uma rodovia de intenso tráfego de veículos. A região possui inúmeras estruturas de infiltração e também está localizado o Aquífero do Campeche, manancial utilizado para abastecimento de diversas famílias. Devido às características litorâneas, este aquífero é superficial e apresenta alta vulnerabilidade.

Os resultados desta investigação são apresentados no Artigo 1 (Capítulo 4). Neste artigo, foram apresentadas as informações sobre os metais presente no escoamento superficial, solo do fundo da estrutura e na água subterrânea. Essa avaliação permitiu discutir se o escoamento dessa área pode afetar a qualidade da água do aquífero. Dados de precipitação e variação do nível de aquífero próximo à estrutura foram analisados em conjunto explicando o comportamento observado na migração de poluentes. O artigo se encontra em fase de finalização e será enviado para a revista *Water Research – Special Issue on Resource Recovery from Water: From Concept to Practice*.

3.2 EXPERIMENTO EM LABORATÓRIO

O segundo artigo traz os resultados dos testes de laboratório com uso de bioissorventes naturais testados para adsorver metais no escoamento superficial. Para isso foram testados dois bioissorventes naturais, em dosagens diferentes (5g e 10g em 200mL), quitina comercial e casca de camarão com processamento físico em amostras de escoamento superficial proveniente da vala de infiltração. O objetivo deste experimento foi identificar qual bioissorvente apresentava maior eficiência da remoção dos íons metálicos. A proposta do uso de um bioissorvente natural em estruturas de infiltração torna-se uma alternativa de gestão para duas problemáticas efetivas regionais, a gestão de resíduos pesqueiros, atividade expressiva no litoral Catarinense e o problema de contaminação do lenço freático do sistema de drenagem no Distrito do Campeche.

Cada bioissorvente testado com suas propriedades específicas apresentou resultados promissores. Os melhores resultados de adsorção de metais foram obtidos com a quitina comercial. Os testes com casca de camarão, evidenciaram o aumento da concentração Pb e Ni na amostra testada. Indicando alterações na qualidade da água do criadouro e da necessidade de um pré-tratamento para o bioissorvente antes do uso. A matéria prima é originária de Laguna. Esse fator foi determinante para a escolha da quitina comercial como possível bioissorvente com potencial para aplicação em estruturas compensatórias de drenagem.

Os resultados desta investigação são apresentados no Artigo 2 (Capítulo 5). Este artigo foi submetido e aprovado para a publicação na revista *Water Science and Technology*.

3.3 MONITORAMENTO DA VALA MODIFICADA

O Artigo 3 é resultante do monitoramento da vala modificada e é apresentado no capítulo 6. Nesta abordagem foi avaliada a funcionalidade da adequação da vala de infiltração em uma nova estrutura de infiltração. A adequação foi idealizada para o fechamento total da superfície da estrutura e com a instalação de tubos de drenagem perfurados e assentados sobre um colchão drenante de quitina comercial. O colchão drenante é composto por quitina comercial e manta geotêxtil. O objetivo da adequação foi de manter a infiltração e reter os metais presentes no escoamento superficial. O escoamento superficial adentra a estrutura adaptada, passa pela perfuração dos tubos e é filtrada pelo colchão drenante. A água filtrada pelo colchão de quitina comercial foi coletada por tubos instalados logo abaixo da estrutura. Esse mecanismo possibilitou a avaliação da retenção dos metais pelo bioissorvente natural.

O projeto foi elaborado juntamente com o proprietário do estabelecimento limítrofe a estrutura e de acordo com as diretrizes da prefeitura Municipal de Florianópolis. A jusante da estrutura de infiltração modificada está o acesso a um estabelecimento comercial. Desta forma, houve a necessidade de conciliar no projeto a resistência do material ao tráfego, a funcionalidade na infiltração e a retenção de íons metálicos.

Nesta etapa de monitoramento foi avaliada a nova taxa de infiltração da estrutura e funcionalidade do colchão de quitina na retenção de íons metálicos. Para essa avaliação, continuou-se com o monitoramento da presença de metais no escoamento superficial, solo do fundo da estrutura e água subterrânea. Este artigo está em fase final de edição para submissão para a revista *Water Research – Special Issue on Resource Recovery from Water: From Concept to Practice*.

4 MIGRAÇÃO DE CONTAMINANTES INORGÂNICOS EM UMA VALA DE INFILTRAÇÃO EM REGIÃO LITORÂNEA

Resumo: As estruturas de infiltração recebem diversos contaminantes provenientes do escoamento superficial. Esses poluentes aumentam os riscos de contaminação para o solo e água subterrânea. Entre os poluentes estão os inorgânicos que causam preocupações devido à bioacumulação e aos efeitos nocivos a saúde. Este artigo investiga a presença de metais presentes no escoamento superficial, no solo e em água subterrânea em uma vala de infiltração localizada no Distrito do Campeche, Florianópolis – SC. A região é caracterizada pela alta vulnerabilidade do aquífero, e alta susceptibilidade para alagamentos. Para a verificação da contaminação dos meios superficial, solo e subterrâneo foi determinado a investigação dos metais Cd, Cu, Pb, Zn, Cr, Fe, Mn e Ni. As coletas de dados ocorreram no período de 2015 a 2017. As amostras de solo foram coletadas em duas profundidades específicas (0-0,20m e 0,20-0,40m) no mês de abril de cada ano e amostras de escoamento superficial e subterrâneo coletadas preferencialmente a cada 03 meses. Os resultados evidenciam que há presença de metais nos três ambientes investigados. Ao avaliar 20 amostras de escoamento superficial observou a concentração excessiva de Pb (90%), Fe (60%), Cr (55%), Mn (45%), Cd (45%), Zn (30%) e Ni (10%) quando comparado ao limite estabelecido pelo CONAMA 357/2005 – Classe II. As amostras de solo (24 amostras) apresentaram desconformidade para o Cd comparado ao limite estabelecido pelo CONAMA 420/2009. O solo apresentou predominância de areia na avaliação da textura, pH neutro e baixa capacidade de troca iônica, características que não permitem a retenção de íons metálicos. Ao analisar 32 amostras de escoamento subterrâneo com os limites estabelecidos no CONAMA 396/2008 observou-se a presença do Pb em desconformidade para 100% das amostras analisadas, seguido pelo Fe em 72,7%, Mn em 69,6 %, Cr em 51% e Ni em 9%. A vala de infiltração possui alta taxa de infiltração do escoamento superficial resultado de um solo com baixa retenção de poluentes inorgânicos o que ocasiona a poluição do ambiente subterrâneo. As concentrações de metais medidos na água subterrânea trazem um alerta da necessidade de adequações para as estruturas de infiltrações construídas no Distrito do Campeche.

Palavras chaves: Técnicas compensatórias de drenagem. Vala de infiltração. migração de íons metálicos. Aquífero Campeche.

4.1 INTRODUÇÃO

O crescimento desordenado ocorrido durante muitos anos no Brasil ocasionou problemas significativos aos sistemas básicos de infraestrutura, em especial da drenagem urbana. A ocupação territorial em muitos casos ocorreu antes da disponibilização da infraestrutura dos serviços de drenagem. A execução a posteriori destes sistemas acaba por ocorrer desordenadamente resultando em ausência total ou parcial de informações relacionadas com a execução, manutenção e operação dos dispositivos de drenagem (SCHUCK et al. 2015). Esta sistemática dificulta as ampliações dos sistemas drenantes,

resultando em áreas alagáveis, acarretando severos danos materiais a população residente bem como problemas de saúde pública.

Uma das formas para possibilitar o controle do escoamento superficial na drenagem urbana em áreas impermeabilizadas são as técnicas compensatórias, aplicadas com efetividade em vários países a exemplo de França, Estados Unidos e Alemanha (HUTCHINSON et al., 2009; INGVERTESEN et al., 2010; ISMAIL et al., 2014; HORSTMAYER et al., 2016; LEROY et al., 2016). A aplicação dessas técnicas visa minimizar os efeitos das precipitações e reestabelecer parcialmente as condições de pré-urbanização da bacia hidrográfica. Dentre essas técnicas destacam-se as valas de infiltração, em especial aquelas colocadas próximas a rodovias. Essas valas apresentam processos construtivos simples e facilidade de inserção no ambiente urbano e permitem a rápida infiltração das águas escoadas nas pistas de rodagem (BAPTISTA, 2005; BELOTTI, 2011). No entanto, o escoamento superficial que adentra nas estruturas de infiltração torna-se um potencial contaminador dos reservatórios de água subterrânea. O escoamento superficial transporta poluentes orgânicos e inorgânicos decorrentes de processos naturais e antrópicos que ocorrem na área de contribuição (SEBASTIAN et al., 2013; LEROY et al., 2016).

De acordo com pesquisas internacionais, as principais fontes de poluentes encontrados nos escoamentos que adentram as estruturas, são resultantes de trafegabilidade de veículos (desgaste e produtos transportados), produtos químicos usados na agricultura e em degelos (CALIFORNA STORMWATER QUALITY ASSOCIATION, 2003). No Brasil, os poluentes também têm origem do tráfego de veículos, produtos químicos usados na agricultura e são somados com a contribuição irregular de esgotos sanitários (BELOTTI, 2011; PACHECO, 2015).

Esse artigo investiga a concentração de metais presentes em uma vala de infiltração próxima a uma rodovia de intenso tráfego. A estrutura foi implantada há mais de 30 anos no município de Florianópolis – SC e monitorada por 03 anos (2015-2017) pelo grupo de pesquisa LAUTEC – UFSC (Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias da Universidade Federal de Santa Catarina). A principal avaliação está relacionada ao funcionamento da estrutura na retenção de metais presentes no escoamento superficial, evitando assim a contaminação do aquífero presente no local, o qual apresenta alta vulnerabilidade de acordo com Caprario et al. (2018).

A estrutura está localizada em uma região costeira em que há dificuldade de se estabelecer alternativa para o controle da drenagem urbana além da infiltração no solo. Visto que os efeitos da maré associado com a altura do aquífero impõem restrições ao

escoamento das águas de drenagem urbana. Conhecer o funcionamento real da estrutura de infiltração na remoção de metais permitirá estabelecer a relação da prática da concepção compensatória e a gestão da drenagem urbana. A avaliação da presença dos metais no escoamento superficial, solo da vala de infiltração e aquífero, poderão exercer um alerta na aplicação desta técnica, aos riscos de contaminação direta de poluentes. Técnicas compensatórias são seguras, mas a região em que esta vala em especial está implantada apresenta elementos que restringiriam sua aplicação. Por este motivo a investigação e proposição de alternativas é fundamental para solucionar o problema de drenagem desta região costeira.

4.2 MATERIAIS E MÉTODO

4.2.1 Descrição da área de estudo

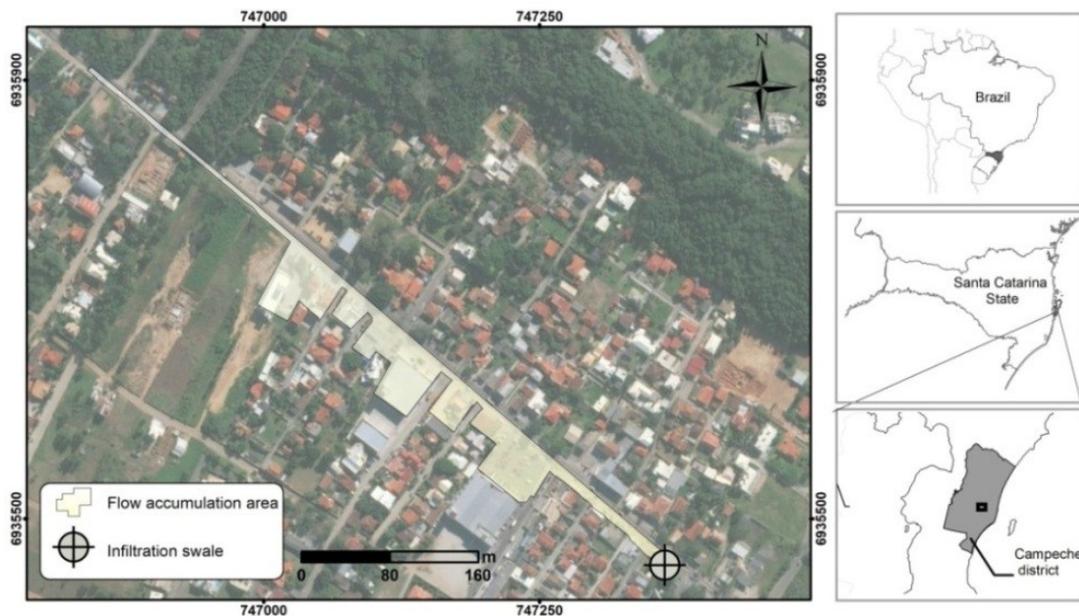
Esta pesquisa foi executada no Distrito do Campeche em Santa Catarina, no sul do Brasil. Sua localização está entre os paralelos 27°37'34" e 37°43'16" Sul e os meridianos 48°27'44" e 48°31'49" Oeste na porção Sul da Ilha de Santa Catarina (figura 4-1). O Distrito do Campeche possui sua área é de 48,36 km². A localidade apresenta defasagem no sistema de drenagem, intercalando malhas de redes coletoras pluviais e estruturas de infiltração (CAPRARIO, 2017). A região está localizada em uma planície litorânea sedimentar, chamada de Planície do Campeche ou Planície Entremares, com vegetação de influência marinha herbácea, arbustiva e arbórea. Ressalta-se também que bacias sedimentares apresentam vulnerabilidade aos impactos relacionados a atividades antrópicas (REGINATO et al., 2008; MEDEIROS et al., 2009).

Outro fator relevante e considerável refere-se à localização superficial do aquífero do Campeche. O monitoramento do aquífero foi através de três poços de monitoramento com profundidade de 3,5m. Porém é possível encontrar água a partir de 2m da superfície. O volume armazenado e estimado no aquífero é de 105 bilhões de litros (AMORA, 1996). Caprario (2017) enfatiza em sua pesquisa que o Distrito do Campeche possui mais de 1000 estruturas de infiltração atuantes. Informações sobre a superficialidade do aquífero e também da existência de inúmeras estruturas de infiltração, instiga esta pesquisa a buscar informações sobre a funcionalidade da vala de infiltração na retenção de íons metálicos.

A estrutura de infiltração está localizada próxima a uma rodovia de grande trafegabilidade e urbanização. O solo caracterizado como NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, apresenta boa capacidade de infiltração o que é muito bom para o

controle dos volumes de precipitação, mas representa riscos de contaminação das águas subterrâneas. A área de contribuição e a localização da vala de infiltração são mostradas na figura 4-1.

Figura 4-1. Localização da vala de infiltração no Distrito do Campeche.



Fonte: Rech et al. (2018).

A figura 4-2 retrata três períodos diferentes da vala, o primeiro com o excesso de vegetação, o segundo após a limpeza realizada pela prefeitura municipal (remoção de areia e vegetação) e por fim, a estrutura em funcionamento durante um período chuvoso. Como pode ser notado, trata-se de um sistema dinâmico que alterna momentos diferentes em termos de vegetação e de presença de material sedimentado.

Figura 4-2. Vala de infiltração em diferentes estágios.



Informações da vala:

Ø da tubulação montante: 0,60m;

Ø da tubulação jusante: 0,50m;

Comprimento: 12m;

Largura superior: 2,9 m;

Largura inferior: 2m;

Profundidade: 1,1m;

Área de fundo da vala: 26,4m²

Fonte: Autora (2019).

4.2.2 Monitoramento da estrutura de infiltração

O monitoramento qualitativo e quantitativo da estrutura foi realizado pelo LAUTEC no período de 2015 a 2017. Os parâmetros monitorados foram: precipitação, níveis de escoamento superficial de entrada e saída da vala, variação do nível do aquífero, análise de qualidade inorgânica do escoamento superficial e subterrâneo e, qualidade do solo no fundo da vala. Alguns dados utilizados nesta pesquisa foram publicados por Pacheco (2015). Esses dados são: concentrações de metais presentes no escoamento superficial (2015) e em amostras de solos (2014 e 2015), níveis de escoamento superficial de entrada e saída da vala (2015).

As informações sobre a migração de metais do ambiente superficial para o subterrâneo serão a prioridade desta pesquisa. Os metais investigados são: Cr, Pb, Ni, Cu, Zn, Fe e Mn. Pacheco (2015) também investigou esses metais em 2015 para o escoamento superficial. A definição dos elementos químicos investigados está reportada

nas revisões bibliográficas apresentadas no capítulo 3 desta tese e são investigadas frequentemente em valas de infiltração. Esses elementos químicos apresentam toxicidade e estão relacionados às atividades exercidas na área contribuinte a estrutura de infiltração. Houve a investigação destes poluentes no escoamento superficial, amostras de solo retirado do fundo da estrutura e do escoamento subterrâneo.

A seguir serão apresentadas as informações para obtenção dos dados:

Precipitação: Os dados de precipitação foram obtidos através da instalação de um pluviômetro próximo a vala. Os dados complementares de precipitações para preenchimento de falhas e conferência foram obtidos da Estação Areias do Campeche (nº 420540703A), operada pelo CEMADEN (Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais) e também do pluviômetro instalado na Lagoa do Peri, estação monitorada pela CASAN. A Estação Areias do Campeche esta localizada 2,5 km distante da vala de infiltração e a Lagoa do Peri a 5,3 km.

Vazão: Foram instalados sensores de nível na tubulação de entrada e na saída da estrutura possibilitando os registros de cotas durante as precipitações. Os sensores foram fixados no fundo da tubulação de drenagem. Para a estimativa da vazão do escoamento superficial passante na tubulação de drenagem utilizou-se do método do flutuador (bola de isopor) para medição da velocidade e ajuste do coeficiente de Manning para a tubulação de entrada na vala (PACHECO, 2015). Foram aferidas as velocidades e o tempo percorrido por 28m de tubulação em diversos níveis durante uma precipitação. A partir destas informações pode se ajustar e, portanto calcular através da equação de Manning, a vazão de entrada e saída da estrutura. O coeficiente de rugosidade adotado por Pacheco (2015) para a vazão de entrada foi de 0,025 e para a vazão de saída 0,061. A tabela 4-1 apresenta os parâmetros e as equações utilizadas para obtenção de vazões e volumes.

Tabela 4-1. Parâmetros e equações utilizadas para obtenção de vazões e volumes.

Variável	Equação	Informações
Vazão: entrada e saída	$Q = A \cdot \frac{1}{n} \cdot R^{2/3} \cdot I^{1/2}$	Q = Vazão (m ³); n = Coeficiente de Manning; R= Raio hidráulico (m); I = Declividade (m/m)
Vazão de infiltração	$Q_i = Q_e - Q_s$	Q _i = Vazão de infiltração (m ³ /s); Q _e = Vazão de entrada (m ³ /s); Q _s = Vazão de saída (m ³ /s);
Volume de entrada, saída e infiltração.	$V = Q \cdot \Delta t \cdot 60$	V = Volume (m ³); Q = Vazão (m ³ /s); Δt = Intervalo de tempo (min)

Fonte: Autora (2019) a partir dos ensaios de Pacheco (2015).

Escoamento superficial: Houve dois procedimentos de coleta de escoamento superficial, um realizado por Pacheco (2015) para o ano de 2015 e outro nesta pesquisa para os anos de 2016 e 2017. Pacheco (2015) instalou um prolongamento de inox (amostrador) no tubo de concreto na entrada da vala com a possibilidade de coleta de escoamento em diferentes níveis. Através desse amostrador foi possível coletar amostras de água em 09 cotas diferentes (altura da lâmina de água entre 0 a 29 cm) em frascos de vidro com volumes de 400mL. Pacheco investigou os poluentes orgânicos e inorgânicos presentes na vala, e apresentou a média dos resultados de metais encontrados durante o período de monitoramento. Nesta pesquisa, as amostras do escoamento superficial foram realizadas manualmente e coletadas na entrada da vala de infiltração com um frasco de polietileno de 1L. A frequência das coletas era uma coleta a cada 03 meses. Foram avaliadas 20 amostras, sendo 05 apresentadas por Pacheco (2015) e 15 amostras exclusivas desta pesquisa.

Água subterrânea: As amostras de água subterrânea foram provenientes de 03 poços de monitoramento (P1, P2 e P3) com profundidade de 3,5m (profundidade efetiva 3m e 0,5m de filtro) localizados nas laterais da vala. Para as coletas foi utilizada uma bomba peristáltica para a sucção do fluido. Todos os poços possuem a mesma configuração construtiva. O P1 está localizado a montante da estrutura e o P2 e P3 a jusante (Figura 4-4). A frequência programada para as coletas de escoamento subterrâneo era de uma coleta a cada 03 meses. Foram obtidas 32 amostras de 2015 a 2017. No poço de monitoramento nº3 (P3) foi instalado um sensor de nível para monitoramento da variação do nível da água subterrânea em períodos chuvosos e secos.

Amostras de solo: As coletas ocorreram em três pontos distintos da estrutura de infiltração. Um ponto na entrada da vala (P1), outro localizado no meio da vala (P2) e o terceiro na saída (P3). Nos três pontos de coletas foram extraídas as amostras de solo em duas profundidades definidas 0–0,20m e 0,20–0,40m. As coletas foram realizadas com ajuda de um trado caneco. A profundidade adotada de 0–0,20m é indicada no CONAMA 420/2009 para a verificação de contaminantes em amostras de solo. A segunda profundidade foi estabelecida para verificar se havia migração dos contaminantes em direção ao aquífero. Foi coletado aproximadamente 1Kg de solo em cada ponto, sendo utilizado 200mg para metais e 800mg para a realização curva granulométrica. As coletas de solo foram manuais e coletadas no mês de abril de cada ano (2014 a 2017).

Todas as amostras (escoamentos e solo) foram coletadas, armazenadas, refrigeradas a 10°C, conservadas em uma caixa de isopor e encaminhadas em até 24h para o Laboratório de Solos da Universidade do Oeste de Santa Catarina - UNOESC, Campus de Campos Novos. O solo foi armazenado em sacos plásticos vedados e as

amostras de escoamentos em frascos de polietileno fornecidas pelo laboratório. Os métodos de análise utilizados nos ensaios estão sintetizados no quadro 4.1.

Os resultados obtidos nas amostragens foram comparados com os limites estabelecidos pela legislação brasileira disposta pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA (tabela 4-2). O escoamento superficial foi comparado os limites legais estabelecidos para as águas compatíveis com a Classe 2 do CONAMA nº 357/2005. Os resultados da amostragem de solo foram comparados com os limites legais estabelecidos para áreas residenciais do CONAMA nº 420/2009. Os resultados do escoamento subterrâneo foram comparados com os limites legais estabelecidos CONAMA nº 396/2008 para o consumo humano.

Tabela 4-2. Legislação brasileira utilizada para análise dos resultados do monitoramento da vala de infiltração.

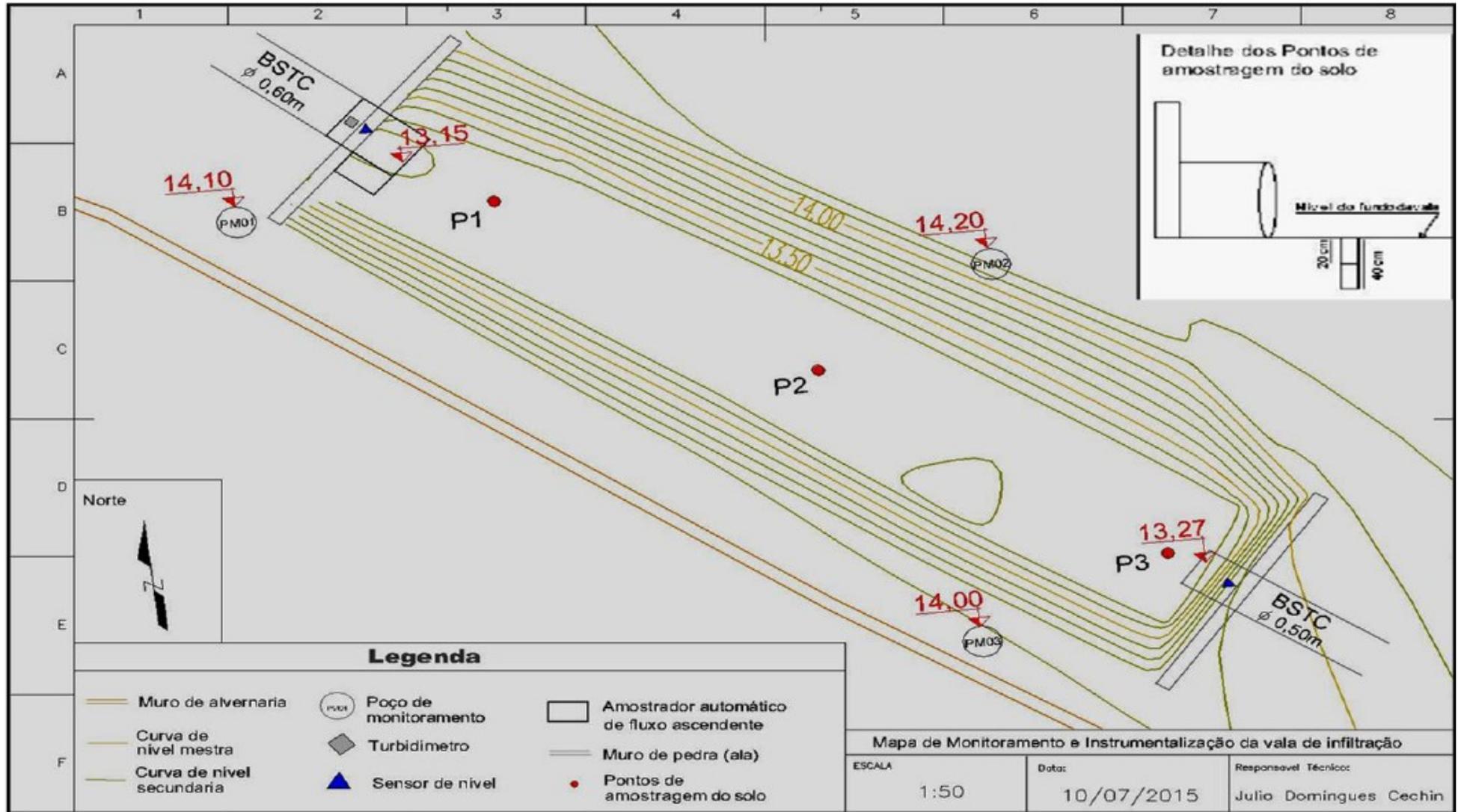
Ambiente analisado	Legislação Brasileira
Escoamento superficial	Resolução do Conama nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de afluentes, e dá outras providências. Diretrizes para Classe 2.
Escoamento subterrâneo	Resolução do Conama nº 396 de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diretrizes para Consumo Humano.
Análise do solo do fundo da vala	Resolução do Conama nº 420 de 18 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diretrizes para Áreas Residências.

Fonte: Autora (2019).

Após a obtenção dos resultados de cada ambiente analisado foram aplicadas técnicas estatísticas por meio de softwares PAST, IBM SPSS Statistics®. Os resultados das amostras receberam tratamentos estatísticos para verificação da correlação entre as variáveis analisadas através do teste de Pearson, Análise de Componentes Principais (ACP) para amostras do escoamento subterrâneo, superficial e de solo. Para a análise da contaminação da água subterrânea a partir da vala foi aplicado T-Student para os 03 poços conforme sugerido pela NBR/ABNT 10157/1987 – Aterros de resíduos perigosos –

Critérios para projeto, construção e operação. Esta normativa permite avaliar se o local tem interferência na qualidade da água dos poços de monitoramento.

Figura 4-3. Detalhes sobre os pontos de monitoramento na vala de infiltração.



Fonte: Pacheco (2015).

Quadro 4-1. Informações gerais sobre os monitoramentos específicos, dados e as metodologias aplicadas.

Monitoramento	Equipamento e dados	Metodologia	Frequência das coletas
Escoamento superficial e subterrâneo	Investigação de presença de metais (Cd, Cu, Pb, Zi, Cr, Fe, Mn e Ni – mL/L), pH e sólidos totais. Monitoramento do escoamento superficial com sensores de níveis instalados na entrada e saída da vala. Monitoramento de qualidade inorgânica em água subterrânea em 03 poços de monitoramento. Instalação de um sensor de nível no poço 3. Sensores de nível e vazão: Modelo SI2000-NV. Solar instrumentação, Monitoração e Controle LTDA.	pH – Potenciômetro; Metais – Absorção atômica/chama SM3111B (APHA, 2012); Padrões de água subterrânea CONAMA 396/2008 – Limites para consumo humano. Padrões de água superficial CONAMA 357/2005 – Classe 2. Método racional.	Mínimo de 02 coletas ao ano para águas superficial e subterrânea. Coleta de água subterrânea com bomba peristáltica. Nº de amostras do escoamento superficial: 20 amostras. Coletas a cada 03 meses. Nº de amostras do escoamento subterrâneo: 32 amostras. Coletas programadas a cada 03 meses.
Amostras de solo do fundo da vala	Investigação de presença de metais (Cd, Cu, Pb, Zi, Cr, Fe, Mn e Ni - mg/kg), pH, Capacidade de Troca de Cátions (CTC), matéria orgânica e granulometria, taxa de infiltração. Análise em três pontos e duas profundidades específicas: 0-0,20m e 0,20-0,40m.	Metais – Absorção atômica/chama SM3111B (APHA, 2012); Coleta de amostras e análises físicas do solo – método da pipeta descrito por Veiga (2011); Densidade – Tedesco et al., (1995); pH – Potenciômetro; Taxa de infiltração - anéis concêntricos ABNT/NBR 13969/97; CONAMA nº 420/2009 (Áreas residenciais).	Coletas de solo em três pontos na vala (entrada, meio e saída) e duas profundidades distintas (0-0,20 m e 0,20-0,40m). Coletas realizadas com um trado caneco, uma vez ao ano (abril/ano). Número de amostras de solo: 23 amostras.
Precipitação	Um pluviômetro instalado nas proximidades da vala e dados da estação pluviométrica automática “Areias do Campeche” do CEMADEN. Dados de Precipitação da Lagoa do Peri, fornecidos pela CASAN. Acesso: https://www.cemaden.gov.br/ Pluviômetro Modelo SL2010-P. Solar instrumentação, Monitoração e Controle LTDA.	Precipitações registradas a cada 05 minutos.	Dados da estação pluviométrica Areias do Campeche de 2014 a 2017. Dados do pluviômetro instalado na vala de 2014 até 2017 com períodos falhos.

Fonte: Autora (2019).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Precipitação no Distrito do Campeche

A precipitação mensal registrada no período de 2014 a 2017 está ilustrada na tabela 4-3. Os dados apresentados nessa tabela indicam a maior precipitação acumulada em 2015 e a menor em 2014. As precipitações, de modo geral, são bem distribuídas ao longo do ano. Para a obtenção dessa informação, nas proximidades da vala de infiltração foi instalado um pluviômetro automático. No entanto, devido às falhas no registro das precipitações, utilizou-se de informações da estação pluviométrica do CEMADEN e outra da CASAN.

Tabela 4-3. Precipitações mensais de 2014 a 2017.

Estação	Meses	Lagoa do Peri - CASAN	Pluviômetro instalado na vala e dados Areias do Campeche - CEMADEN			
		Precipitação (mm)				
		2014	2015	2016	2017	
Verão	Janeiro	147,1	95,7	184,6	178,2	
	Fevereiro	148,6	335,3	159,6	72,0	
Outono	Março	94,6	237,1	218,4	174,9	
	Abril	178,0	207,5	121,2	147,0	
	Maio	66,8	194,1	66,1	276,8	
Inverno	Junho	197,9	82,6	38,4	126,5	
	Julho	68,2	275,4	149,1	8,9	
	Agosto	85,8	74,0	78,0	107,2	
Primavera	Setembro	115,9	321,3	129,4	84,4	
	Outubro	113,0	293,6	134,1	102,7	
Verão	Novembro	84,0	176,4	44,9	128,7	
	Dezembro	90,4	132,6	325,1	165,9	
	Média (mm)	115,8	202,1	137,4	131,1	
	Total (mm)	1390,3	2425,6	1648,9	1573,1	

Fonte: A autora (2019).

A estação mais próxima à vala de infiltração é a Estação Areias do Campeche (COD. 420540703A). A Estação Areias do Campeche teve seu início operacional em 2014, no entanto, os dados disponíveis para acesso público são a partir de 2015. A estação está a 2,5km de distância da vala de infiltração. Os dados complementares de precipitação para o ano de 2014 foram obtidos da Estação de monitoramento pluviométrico da Lagoa do Peri. Essa estação é de responsabilidade da CASAN e está

instalada junto a Estação de Tratamento de Água (ETA) e foram cedidas cordialmente para esta pesquisa. A estação está a distante a 5,34km da vala de infiltração.

4.3.2 Análise do escoamento na vala de infiltração

Após a aferência dos registros de precipitação para a região, analisa-se a vazão e a capacidade de infiltração na estrutura de drenagem. Na tabela 4-4 é apresentada uma síntese das informações sobre os eventos ocorridos no período de 2015 a 2016. Nesta tabela há informações sobre os eventos que coincidem com as coletas do escoamento superficial e também registros de informações sobre a vazão de entrada, vazão de saída na vala de infiltração. As datas em negrito referem-se ao evento que teve coletas de escoamento e medição de vazão. Através da apresentação destes dados é possível avaliar o funcionamento da estrutura de infiltração em eventos com intensidade pluviométricas diferentes.

Para a obtenção dos dados apresentados na tabela 4-4 utilizou-se da mesma metodologia de cálculo apresentado por Pacheco (2015). A autora considerou valores de 1,68 a 5,09% para a taxa de evaporação. Os dados sobre o comportamento hidráulico de 2014 e 2015 foram publicados por Pacheco (2015). As datas de 15/03/2015, 07/01/2016 e 17/08/2016 são exclusivas desta pesquisa. Não houve monitoramento com sensores níveis no ano de 2017, apesar do monitoramento na estrutura ocorrer de 2015 a 2017.

Após a tabela 4-4 sobre o comportamento hidráulico da estrutura, as figuras 4-4 até 4-9 apresentam gráficos sobre a precipitação, vazões e volumes gerados para os três eventos 15/03/2015, 07/01/2016 e 17/08/2016. Nestes três eventos analisados o volume de infiltração foi de 30% a 42% do volume de entrada da vala.

A vala de infiltração apresentou um bom desempenho na capacidade de infiltração. Entre os 11 eventos selecionados, 03 eventos indicaram a capacidade de infiltração superior a 68% do volume passante, 04 eventos indicaram infiltração acima de 30% e 04 eventos abaixo de 16%. Somente o evento registrado no dia 02/09/2015 o volume infiltrado foi baixo, sendo calculado como 4 %. Os menores volumes de infiltração geralmente estão correlacionados com o maior volume precipitado, desta forma a estrutura atuaria como um canal de passagem.

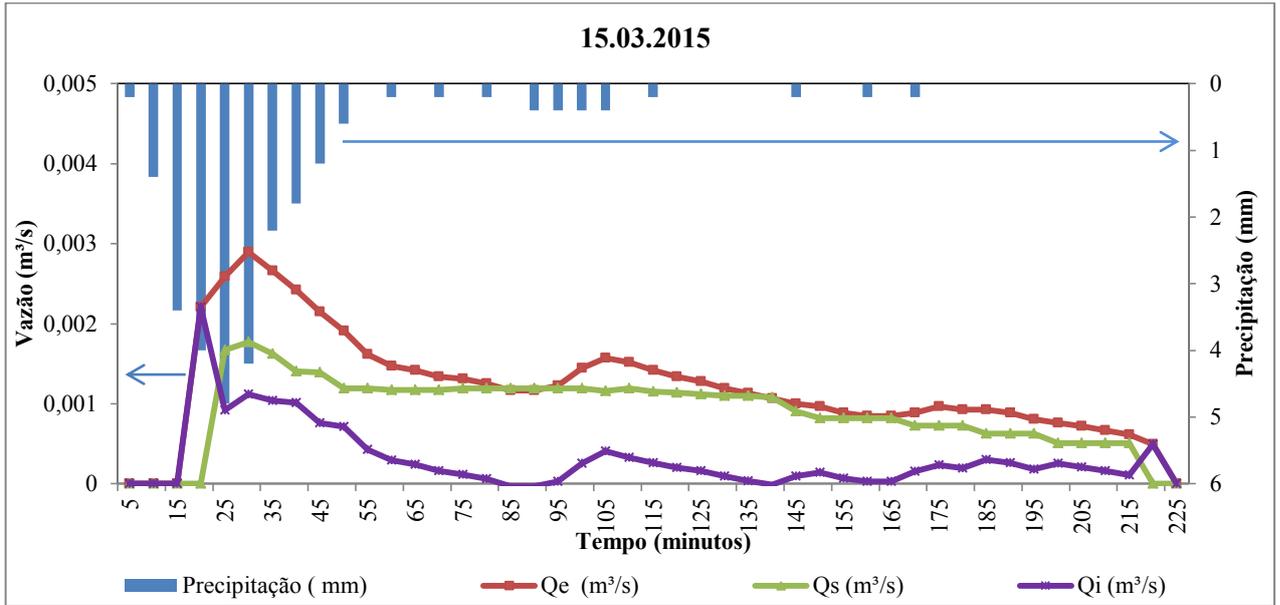
Tabela 4-4. Síntese do comportamento hidráulico da vala de infiltração original.

Fonte	Evento	Precipitação (mm)	Horário da Precipitação (h:min)	Duração do escoamento da vala (h:min)	Dias sem chuva	Volume de entrada (m³)	Volume de saída (m³)	Volume infiltrado (m³)	Porcentagem de infiltração (%)
Pacheco (2015)	13/02/2015	55,6	-	115	02	1516,34	1667,36	198,96	13
	09/03/2015	97,6	-	620	02	2637,79	2272,73	198,96	14
	15/03/2015	26,8	-	315	02	969,67	212,40	757,27	78
	04/08/2015	10,4	-	160	03	415,25	252,78	162,47	39
	12/08/2015	16,0	-	325	07	683,36	212,65	514,41	75
	25/08/2015	14,2	-	305	09	1268,50	262,88	1018,97	80
	31/08/2015	38,4	-	420	06	1549,69	1259,52	254,16	16
	02/09/2015	15,2	-	309	03	836,99	757,96	29,90	04
Autora (2019)	15/03/2015	26,80	16:32	229	02	314,79	219,97	94,82	30
	07/01/2016	19,80	06:21	545	02	251,95	166,90	85,05	34
	17/08/2016	03,20	02:03	174	02	31,90	18,50	13,40	42

OBS: Datas em negrito referem-se às datas em que houve coleta de escoamento superficial e possível monitorar a vazão de entrada e saída da vala de infiltração e, a porcentagem de infiltração estimada para cada evento.

Fonte: Autora (2019).

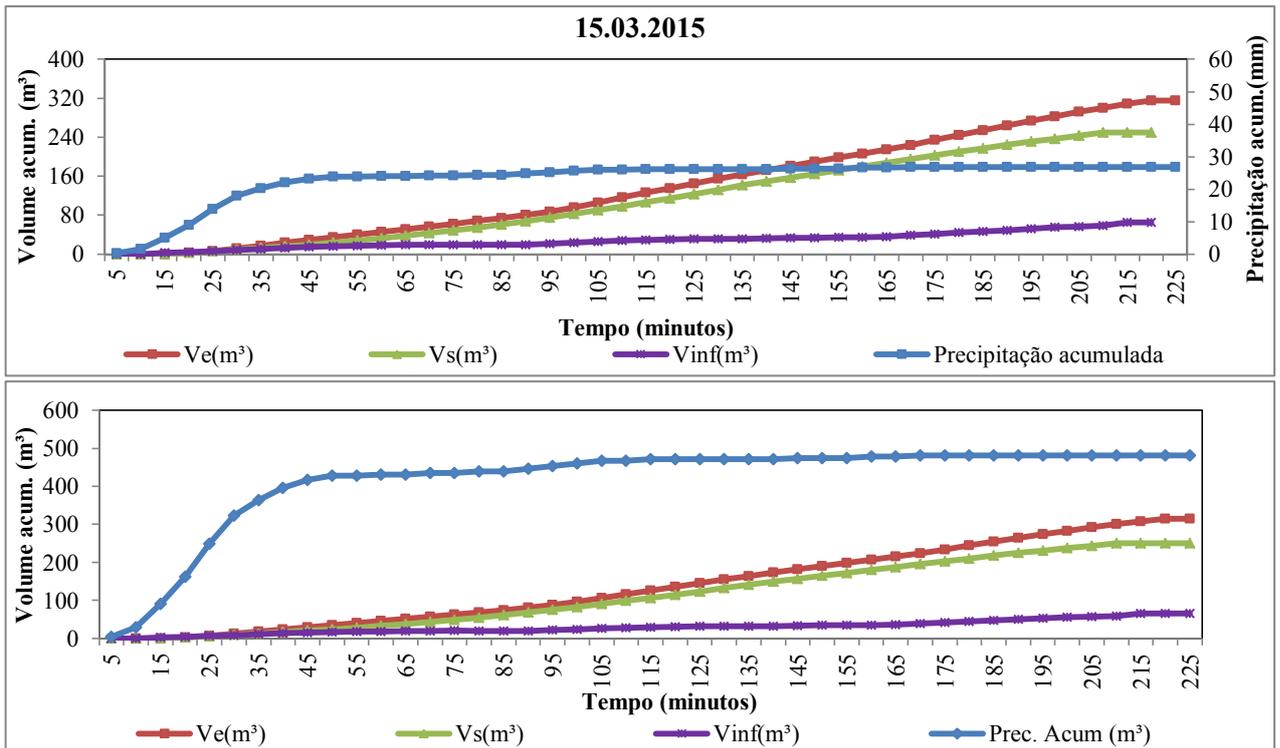
Figura 4-4. Informações sobre vazões e precipitação para 15.03.2015.



← → Setas indicação de leitura de informações para cada eixo.

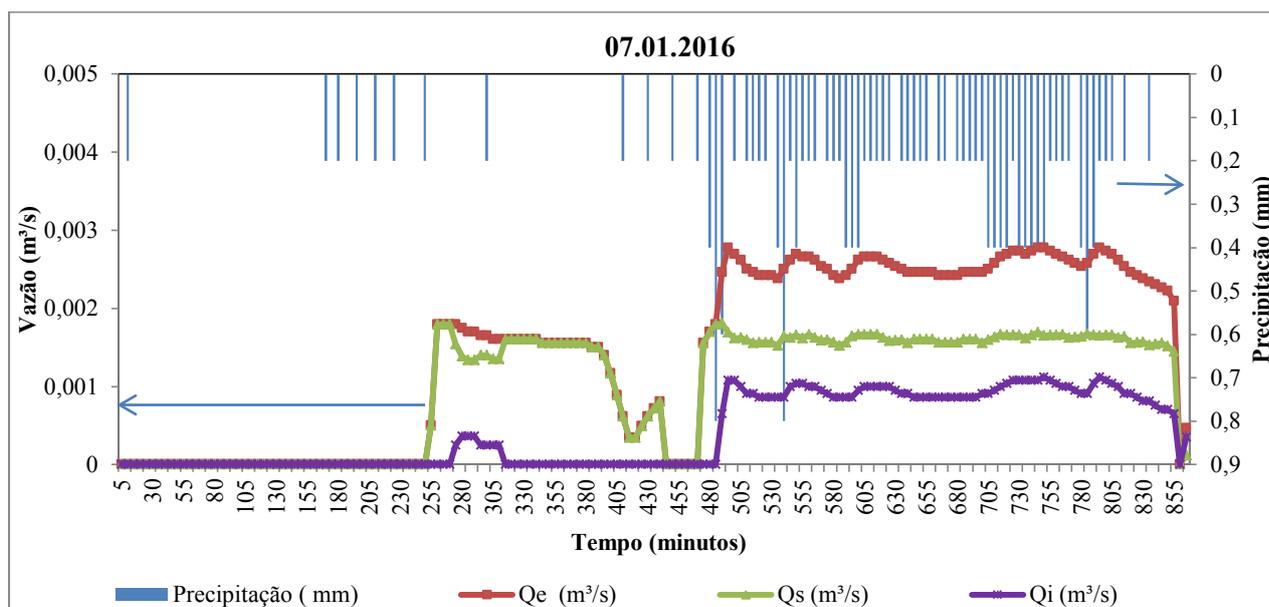
Fonte: Autora (2019).

Figura 4-5. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 15.03.2015.



Fonte: Autora (2019).

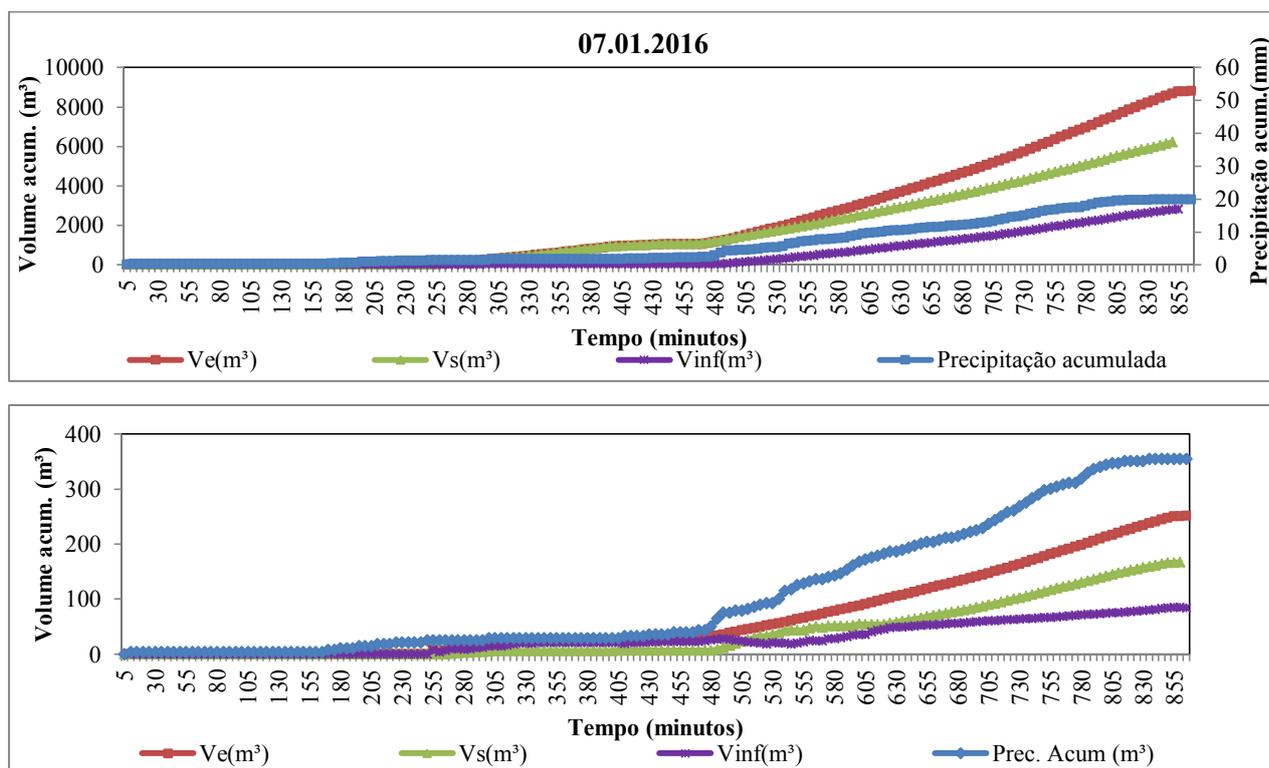
Figura 4-6. Informações sobre vazões e precipitação para 07.01.2016.



← → Setas indicação de leitura de informações para cada eixo.

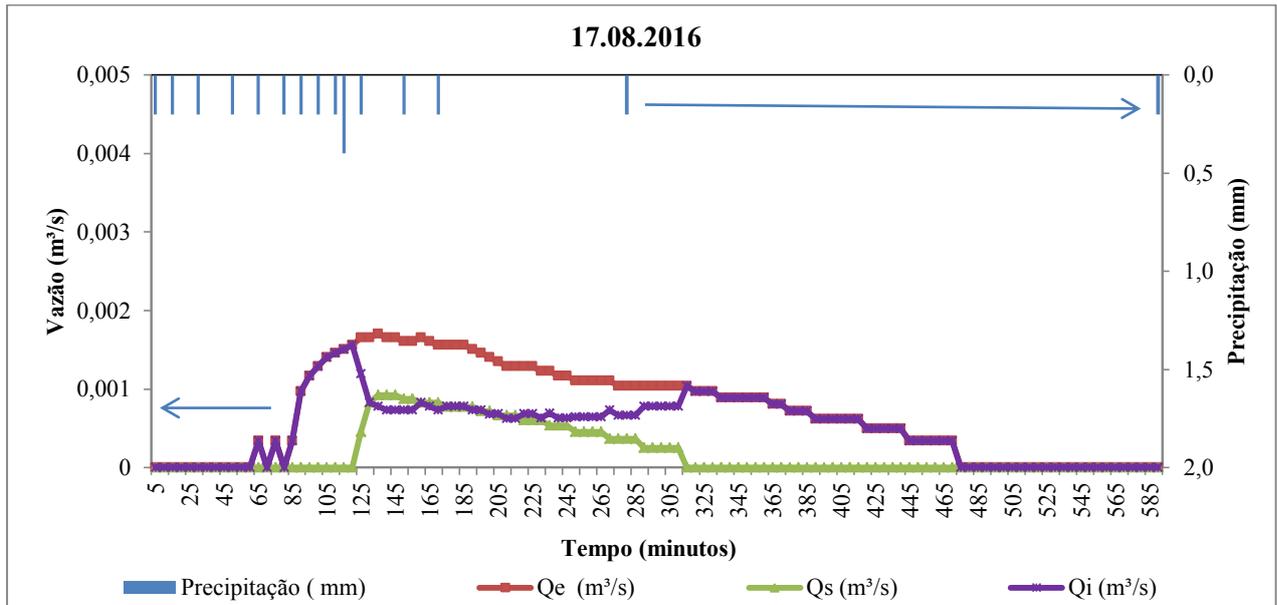
Fonte: Autora (2019).

Figura 4-7. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 07.01.2016.



Fonte: Autora (2019).

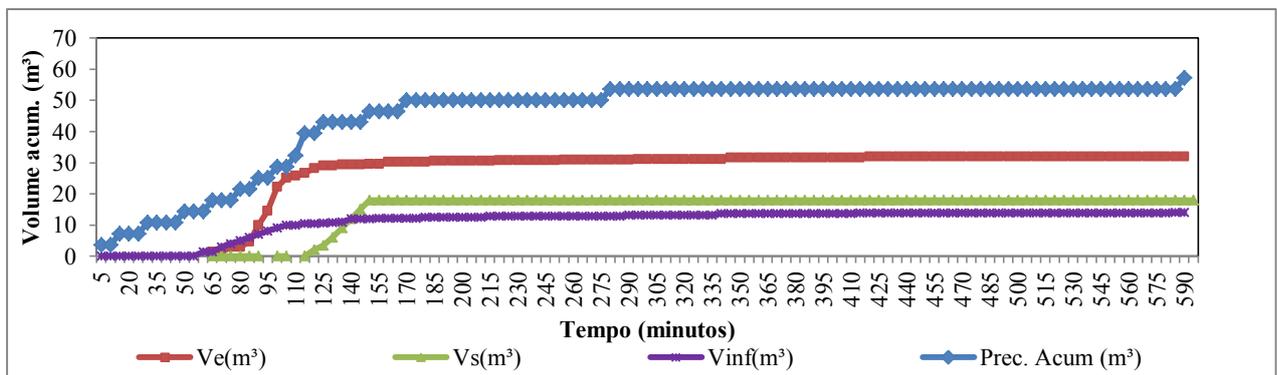
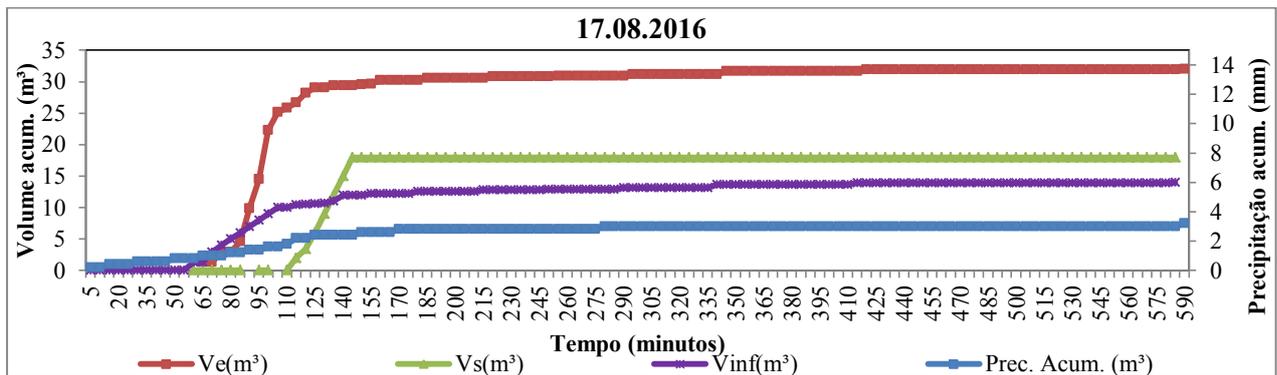
Figura 4-8. Informações sobre vazões e precipitação para 17.08.2016.



← → Setas indicação de leitura de informações para cada eixo.

Fonte: Autora (2019).

Figura 4-9. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 17.08.2016.



Fonte: Autora (2019).

Frello (2016) analisou 39 eventos ocorridos nesta mesma vala de infiltração no período de 2014 e 2015 e constatou que em 49% dos eventos, a vazão de infiltração é superior a vazão de saída da estrutura. Alcançando resultados extremamente satisfatórios para uma estrutura compensatória de drenagem. Os resultados apresentados por Pacheco (2015) no qual são alcançados 75%, 78% e 80 % de infiltração destaca o bom funcionamento da vala em eventos com baixa intensidade pluviométrica e resultando em baixas vazões permitindo maior infiltração no solo.

O número de dias sem chuva que antecede o dia de precipitação também tem influência no aumento da capacidade da infiltração. O fundo da vala esta muito próxima à zona saturada, em períodos chuvosos, o nível de água subterrânea se eleva, reduzindo a capacidade de infiltração. Quando há vários dias sem precipitação, a vala tem comportamento diferente. Esse comportamento foi observado no dia 12/08/2015 com 75% de infiltração da vazão, em que houve 07 secos e no dia 25/08/2015 com 80% de infiltração com 09 dias secos.

4.3.3 Concentrações de metais no escoamento superficial

No período de 2015 a 2017 foram realizadas 20 coletas do escoamento superficial na vala de infiltração. Os resultados foram comparados com os limites estabelecidos para Classe II no CONAMA 357/2005. A delimitação da Classe II está relacionada aos parâmetros mínimos requeridos para rios quando utilizados para o abastecimento humano. A tabela 4-5 ilustra os resultados das amostras do escoamento superficial de 2015 a 2017, com início em 04/08/2015 e conclusão em 29/12/2017. Os resultados em desconformidade com a legislação estão destacados em negrito.

Em todas as amostras analisadas de escoamento superficial foram identificadas as concentrações de metais investigados nesta pesquisa. Para cada coleta houve a identificação da precipitação ocorrida no dia e a estação do ano a qual pertence. Ao analisar a concentração de poluentes por estação, não houve variações consideráveis, o que resulta em comportamento semelhante ao longo do ano.

Tabela 4-5. Informações sobre as análises realizadas para o escoamento superficial.

Ano	Data	Estação do ano	Dias sem chuva	Precipitação (mm)	Concentração de metais no escoamento superficial (mg/L)								Nº íons excedentes por evento
					Cu	Pb	Zn	Cr	Fe	Mn	Ni	Cd	
2015	4/8	Inverno	03	10,4	0,0002	0,079	0,519	0,587	0,381	0,165	*-	0,018	06
	12/8		07	16,0	0,0002	0,055	0,594	0,704	0,386	0,172	*-	0,016	06
	25/8		09	14,2	0,0005	0,013	0,506	0,452	0,551	0,155	*-	0,026	06
	31/8		06	38,4	0,0002	0,017	0,280	0,285	0,289	0,080	*-	0,01	04
	2/9	Primavera	03	15,2	0,030	0,000	0,040	0,510	0,610	0,480	*-	0,00	03
	2/10		00	8,55	0,002	0,028	0,029	0,001	0,190	0,001	0,001	*-	01
	9/10		00	14,62	0,002	0,016	0,014	0,001	7,550	0,203	0,001	*-	03
	20/11		00	0,20	0,001	0,025	0,052	0,001	0,260	0,180	0,001	*-	02
	25/11		00	6,95	0,002	0,029	0,026	0,001	0,230	0,033	0,001	*-	01
	26/11		00	2,20	0,003	0,056	0,060	0,001	5,190	0,218	0,007	*-	03
4/12	Verão	00	3,79	0,055	0,171	0,385	0,452	11,129	0,207	0,000	*-	06	
2016	07/1	Verão	02	10,65	0,001	0,001	0,016	0,001	3,630	0,235	0,001	*-	02
	11/3	Outono	02	28,75	0,014	0,222	0,107	0,454	3,462	0,036	0,000	*-	04
	13/4		00	2,18	0,013	0,147	0,089	0,454	3,332	0,019	0,000	*-	04
	11/11	Primavera	01	1,20	0,004	0,053	0,026	0,001	0,230	0,033	0,001	*-	01
	8/12	Verão	02	2,56	0,065	0,182	0,089	0,572	4,320	0,034	0,005	0,100	04
2017	12/3	Outono	02	13,24	0,073	0,340	0,709	0,980	2,340	0,084	0,085	0,140	07
	13/8	Inverno	01	16,12	0,002	0,079	0,056	0,671	0,730	0,023	0,081	0,098	05
	28/12	Verão	02	4,36	0,004	0,053	0,026	0,001	0,230	0,033	0,001	0,080	02
	29/12		00	1,40	0,020	0,070	0,026	0,001	0,230	0,064	0,001	0,040	02
Mínimo				0,200	0,000	0,000	0,014	0,001	0,190	0,001	0,000	0,000	-
Média				10,549	0,015	0,082	0,182	0,307	2,264	0,123	0,012	0,053	-
Máximo				38,400	0,073	0,340	0,709	0,980	11,129	0,480	0,085	0,140	-
Desvio Padrão Médio				6,38	0,017	0,065	0,190	0,277	2,285	0,091	0,019	0,041	-
Limites estabelecidos na Resolução do Conama nº 357/05 – Classe II (mg/L).					0,009	0,010	0,180	0,050	0,300	0,100	0,025	0,001	-
Número de análise em desconformidade					04	18	06	11	12	09	02	09	-
% de análise em desconformidade					20%	90%	30%	55%	60%	45%	10%	45%	-

* Valores em negrito estão acima da legislação.

Fonte: Autora (2019).

Ao observar os resultados gerais apresentados na tabela 4-5, as concentrações de metais encontrados em 2015 são maiores que as concentrações resultantes das amostragens ocorridas em 2016 e 2017.

Em um contexto geral, ao comparar a concentração limite estabelecida no CONAMA 357/05 e a concentração média dos metais presentes no escoamento superficial, somente o Ni não superou o valor estabelecido na resolução do CONAMA nº 357/05. O Cd apresentou desconformidade em todas as amostras realizadas. Houve amostras com falhas na leitura dos íons de Ni e Cd e não foram apresentadas na tabela.

As maiores concentrações registradas estão voltadas para o Pb, Fe e Cr. A máxima concentração registrada em uma análise para Fe foi de 11,129mg/L, para Pb foi de 0,340mg/L e para Cr de 0,704 mg/L. Analisando o número de vezes (em porcentagem) que Pb, Fe e Cr excederam o limite foi de 90%, 60% e 55% respectivamente. A máxima concentração registrada para Pb foi de 0,340 mg/L é 34 vezes maior que o limite estabelecido pela legislação de 0,01mg/L. Para o Fe, o máximo valor registrado foi 11,129mg/L que representa 37,1 vezes o valor mínimo que é 0,3mg/L. O Pb foi identificado em mais amostras, no entanto as concentrações registradas são menores que os registros de Fe. A concentração máxima de Cd foi de 0,098mg/L e representa 98 vezes mais que o permitido na legislação. O Cr apresentou concentração de 0,7046 mg/L, e que representa 14,1 vezes o limite permitido. O Cu apresentou concentração máxima de 0,073 mg/L e que excede 8,1vezes o limite. O registro máximo de Zn é 0,709mg/L excedendo 3,9 vezes, o registro máximo de Ni é 0,085 mg/L excede 3,4 vezes, e por fim, o registro de concentração máxima de Mn foi de 0,218 mg/L que excede 2,2 vezes.

As concentrações de sólidos totais (ST) registradas estão entre 10 a 680,20 mg/L, sendo o limite estabelecido na CONAMA nº 357/05 é de 500 mg/L. A turbidez registrada para todas as análises estava acima de 100 UNT, variando entre 129,04 a 388,75 UNT. Essa característica indica o carreamento de partículas de solo de áreas próximas ou até mesmo a presença da matéria orgânica remanescente (depositada) na tubulação de drenagem. A presença de matéria orgânica é um elemento que pode aumentar a acumulação de íons metálicos. O pH foi aferido foi de 6,5 a 8,02 mantendo-se próximo da neutralidade.

A concentração de metais presente no escoamento está relacionada à disponibilidade do poluente no meio, estando no solo e áreas impermeabilizadas que contribuem para a geração de escoamento para a vala de infiltração e contribuições clandestinas. A área de contribuição da vala possui usos e atividades mistas. Os estabelecimentos comerciais presentes na área de contribuição são: um posto de

combustível, uma loja de materiais de construção, supermercado e a rodovia em paralelo a vala de infiltração.

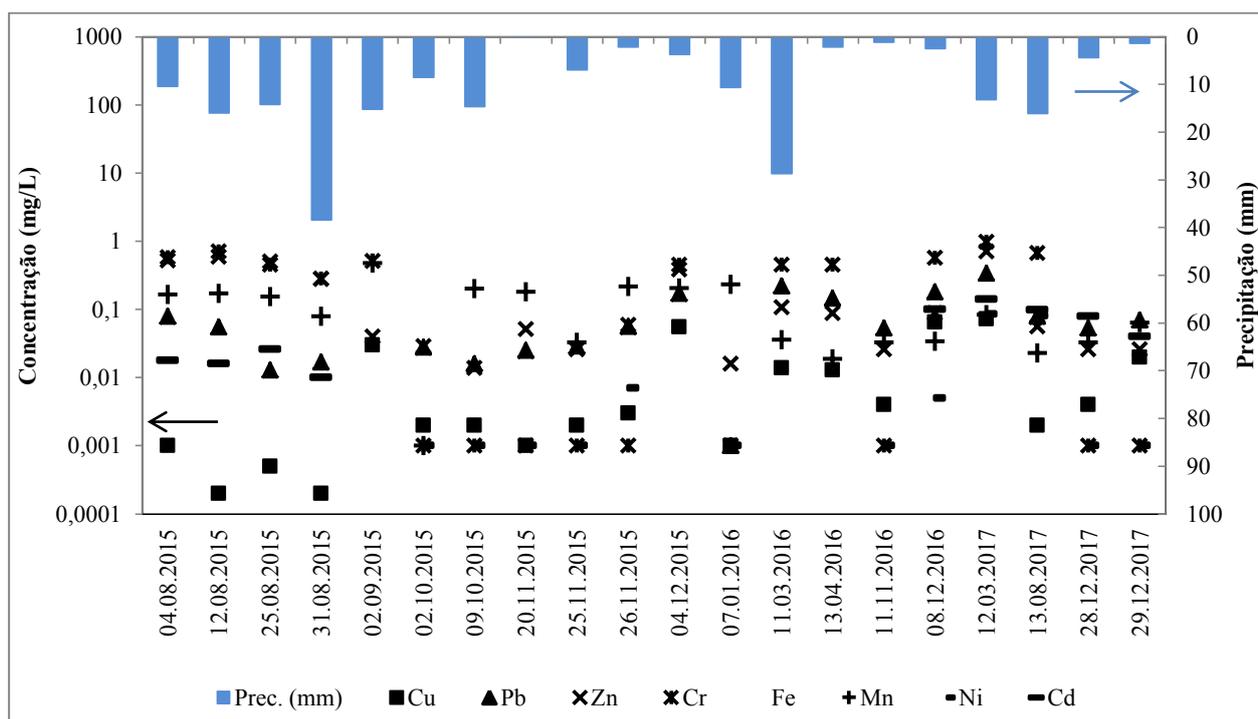
No posto de combustível, as possíveis fontes de metais estão ligadas ao deslocamento e manutenção de veículos. Outra observação é a presença de veículos de diversas nacionalidades na região turística, esse fato sugere a investigação da composição dos combustíveis comercializados nos países de origem e também o residual destes compostos presentes no reservatório do veículo.

A loja de materiais de construção e o supermercado, por sua vez, possui alta rotatividade de veículos (clientes e distribuidores) em seus estacionamentos. O supermercado possui um estacionamento o frontal, que contribui gerando escoamento para a vala é completamente impermeabilizado. O esgoto sanitário também tem sua parcela de contribuição para a vala de infiltração. Esse dado foi destacado por Pacheco (2015) que identificou poluentes orgânicos encontrados no esgoto sanitário presente no escoamento que adentra a estrutura. Todos os metais investigados nesta pesquisa também estão presentes no esgoto sanitário. Destacando que o esgoto sanitário é composto por efluente industrial, esgoto doméstico e águas de infiltração (NOVULARI, 2003). Neste caso os mesmos íons Pb, Fe, Cr, Mn, Cd, Zn, Cu e Ni podem ser de ligações clandestinas ou de sistemas ineficientes de tratamento de esgoto.

Ressalta-se que alguns metais e semi metálicos são essenciais aos organismos vivos (As, Co, Cr, Cu, Se, Zn, Mg e Fe) porém se restringem a pequenas doses, por isso chama-se de micronutrientes. Outros elementos, no caso o Pb, Hg e Cd não existem naturalmente em nenhum organismos, nestes casos tornam-se prejudicial em qualquer concentração, sendo extremamente tóxicos (TONANI, 2008). Desta forma, se há presença de matéria orgânica na vala também haverá os compostos inorgânicos.

Em um segundo momento, realizou-se a análise apresentada na figura 4-10. Através de uma comparação simples entre o volume precipitado e as concentrações de metais encontrados na amostra do escoamento superficial, nota-se que não há variação considerável da concentração em relação à precipitação. Em duas precipitações acima de 30 mm não apresentaram variação na concentração dos metais presentes no escoamento. Deve-se considerar a avaliação das maiores cargas de poluentes durante toda a duração de um evento (ORLANDO, 2017).

Figura 4-10. Comparação entre as concentrações de metais e o evento ocorrido.



Fonte: Autora (2019).

Os metais encontrados no escoamento superficial nesta pesquisa foram identificados também nas pesquisas de Barret et al., (1998), Heal (1999), Ingvertsen et al., (2010), Stagge et al., (2012), Ismail et al., (2014), Pacheco (2015) e Leroy et al., (2016). Todas as pesquisas citam que o escoamento é proveniente de áreas impermeabilizadas como rodovias e estacionamentos. Metais como Fe, Pb, Zn, Cd e Cu são os que apresentam as maiores concentrações em amostras analisadas de escoamentos superficial.

Em seguida, na tabela 4-6 apresentam-se os resultados da correlação de Pearson (coeficiente de correlação), que é frequentemente usado para dados que apresentam normalidade, porém tem sido usado para dados não paramétricos (YANG et al., (2017)). Os dados da tabela são não paramétricos. O teste foi realizado para os dados pH, sólidos totais e metais presentes no escoamento superficial para os anos de 2015 a 2017.

Ao analisar a correlação de Pearson entre as variáveis, observa-se que as correlações estão presentes entre os íons metálicos. O Pb apresentou correlação com Cu; o Cr com Cu, Pb e Zn; Ni com Pb e Cr, e Cd com Cu, Pb, Cr e Ni. Não houve correlação dos metais com a precipitação, sólidos totais ou até mesmo o pH. De acordo com a correção apresentada na tabela 4-6 as concentrações de sólidos e o pH neutro apresentaram baixa influência na presença de metais no escoamento.

Tabela 4-6. Teste de correlação de Pearson para escoamento superficial.

	Precipitação	pH	ST	Cu	Pb	Zn	Cr	Fe	Mn	Ni	Cd
Precipitação	1										
pH	-,330	1									
ST	-,056	-,233	1								
Cu	-,158	,184	-,246	1							
Pb	,005	-,110	-,215	,769**	1						
Zn	,269	-,155	,148	,312	,425	1					
Cr	,325	-,255	,109	,538*	,630**	,724**	1				
Fe	-,129	,084	,088	,429	,329	,008	,037	1			
Mn	,050	,200	,065	,046	-,327	,085	,058	,219	1		
Ni	,116	-,267	,031	,365	,513*	,292	,556*	-,065	-,205	1	
Cd	-,035	-,145	-,197	,555*	,563**	,299	,531*	-,127	-,338	,758**	1

** A correlação é significativa no nível 0,01 ou 1% (2 extremidades).

* A correlação é significativa no nível 0,05 ou 5% (2 extremidades). ST – Sólidos Totais.

Fonte: Autora (2019).

4.3.4 Concentrações de metais no solo

As investigações sobre a presença de metais no solo ocorreram no período de 2014 a 2017. As informações de solo para os anos de 2014 e 2015 são provenientes das publicações da Pacheco (2015) e coletas ocorridas em 2016 e 2017 são exclusividades desta pesquisa. As coletas ocorreram no mesmo período estabelecido inicialmente por Pacheco, no mês de abril. As amostras de solo foram coletadas em duas profundidades específicas (0-20m e 0,20m - 0,40m) em três pontos da estrutura de infiltração. Nesta etapa foram avaliada as informações sobre a textura, íons metálicos, matéria orgânica e pH do solo. Foram analisadas ao total de 22 amostras de solo, sendo que a amostragem do P1 na profundidade 0,20-0,40m foi descartada em 2014 e em 2015. Os resultados do monitoramento de metais são apresentados na tabela 4-7.

Todos os metais presentes no escoamento superficial foram encontrados em amostras de solo extraídas do fundo da vala de infiltração. Somente o Cd está em desconformidade com os valores apresentados no CONAMA 420/2009 para áreas residências. No ano de 2014 e 2015 houve a investigação do Cd, no entanto, em 2016 e 2017 este poluente foi substituído pelo Fe. Essa substituição ocorreu em função de problemas com equipamento de leitura de metais. Esse metal (Fe) apresentou as maiores concentrações durante o monitoramento.

O pH aferido é considerado neutro, com exceções das amostragens ocorridas em 2015 (8,69 a 10,14). O pH do solo pode ser considerado a propriedade mais importante no controle das reações químicas no solo. Geralmente, a mobilidade dos cátions metálicos aumenta conforme aumento da acidez do meio. Entretanto, para os aniões essa relação já é mais variável.

Os resultados de solo indica que a CTC e quantidade de matéria orgânica mantiveram-se baixas. A CTC variou entre 2,40 a 7,12 cmolc/dm³ e a matéria orgânica de 9,34 a 185,81 g/kg. Há presença de matéria orgânica em todas as coletas, com maiores índices nas amostras superficiais (P1). A maior variação da concentração de matéria orgânica foi encontrada em 2016, mas não reflete no aumento da CTC. A CTC manteve-se com dados semelhantes para todos os anos. De acordo com Yang et al. (2017) a matéria orgânica pode ser um transportador de íons metálicos, no entanto não é o principal contribuinte para a distribuição de metais no solo. De acordo com McBride (1994) a matéria orgânica possui afinidade de ligação com alguns metais, Cu, Ni, Pb, Co, Ca, Zn, Mn e Mg.

Tabela 4-7. Concentrações de metais nas amostragens de solo do fundo da vala de infiltração.

Ano	Pontos	Profundidade (m)	MO (g/kg)	pH	CTC cmolc/dm ³	Metais (mg/kg)							
						Cr	Pb	Ni	Cu	Zn	Fe	Mn	Cd
2014	P1	0,0 - 0,20	23,63	6,80	3,73	29,70	51,90	14,80	45,60	290,50	*	448,70	22,40
		0,20 - 0,40	16,77	7,18	4,75	*	*	*	*	*	*	*	*
	P2	0,0 - 0,20	20,77	6,46	3,95	23,40	50,50	11,10	41,50	279,40	*	397,60	19,30
		0,20 - 0,40	9,34	7,42	5,50	41,10	37,30	18,70	31,20	160,50	*	403,20	7,10
	P3	0,0 - 0,20	33,35	7,22	6,11	33,70	64,80	15,00	78,40	451,40	*	558,60	30,90
		0,20 - 0,40	31,06	7,62	6,23	26,00	50,70	11,10	47,30	309,10	*	380,80	23,50
2015	P1	0,0 - 0,20	19,10	8,69	3,60	29,50	39,40	12,30	35,10	224,00	*	497,20	10,20
		0,20 - 0,40	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*
	P2	0,0 - 0,20	13,03	10,14	2,41	67,00	52,10	24,80	58,50	284,30	*	474,20	17,40
		0,20 - 0,40	28,00	8,91	2,40	35,00	41,20	16,30	48,40	257,40	*	379,90	14,70
	P3	0,0 - 0,20	29,11	9,64	2,67	39,70	50,80	17,40	54,00	312,60	*	467,60	22,90
		0,20 - 0,40	29,38	8,80	3,87	24,70	35,80	9,90	31,10	187,90	*	494,40	9,10
2016	P1	0,0 - 0,20	185,81	6,89	7,12	57,36	13,80	36,67	17,00	72,60	6692,29	80,90	*
		0,20 - 0,40	109,36	6,66	5,50	34,31	9,90	9,65	7,50	42,84	6074,13	80,70	*
	P2	0,0 - 0,20	41,46	7,19	5,63	71,12	3,70	32,17	9,50	29,41	3621,27	37,10	*
		0,20 - 0,40	45,09	6,82	3,90	50,07	12,40	7,98	5,40	24,32	2869,47	28,90	*
	P3	0,0 - 0,20	56,49	6,93	5,51	14,64	19,20	0,11	4,80	22,94	5948,84	92,10	*
		0,20 - 0,40	60,64	6,79	5,94	15,70	12,80	0,00	4,00	17,39	5278,16	74,20	*
2017	P1	0,0 - 0,20	46,10	7,00	7,12	20,12	8,07	12,24	11,87	43,98	4326,69	54,00	*
		0,20 - 0,40	39,45	7,00	5,50	1,96	13,62	0,00	10,68	61,11	2443,17	33,56	*
	P2	0,0 - 0,20	40,20	7,30	5,63	7,13	8,99	1,06	13,00	72,43	3873,74	56,28	*
		0,20 - 0,40	35,50	6,85	3,90	4,61	0,12	0,00	12,84	44,92	3691,96	40,32	*
	P3	0,0 - 0,20	48,00	7,00	5,51	3,22	0,00	3,71	11,21	51,39	2563,49	41,12	*
		0,20 - 0,40	45,02	6,80	5,94	0,00	0,00	2,50	16,48	84,21	3805,35	64,40	*
Mínima			9,34	6,46	2,40	0,00	0,00	0,00	4,00	17,39	2443,17	28,90	7,10
Média			43,77	7,48	4,89	28,64	26,23	11,70	27,06	151,12	4265,71	235,72	17,75
Máxima			185,81	10,14	7,12	71,12	64,80	36,67	78,40	451,40	6692,29	558,60	30,90
Desvio Padrão			21,42	0,77	1,19	15,78	19,29	7,58	18,22	113,26	1165,26	195,00	6,05
CONAMA N° 420/2009 (mg/Kg) – ÁREA RESIDENCIAIS						300	300	100	400	1000	*	*	8

Ano	Pontos	Profundidade (m)	MO (g/kg)	pH	CTC cmolc/dm ³	Metais (mg/kg)							
						Cr	Pb	Ni	Cu	Zn	Fe	Mn	Cd
Número de análise em desconformidade						-	-	-	-	-	-	-	10
% de análises em desconformidade						-	-	-	-	-	-	-	100

*Não foi realizada a leitura destes íons metálicos. A lâmpada de leitura de Cd estava queimada em 2016. Esta análise foi substituída pelo Fe. Dados de 2014 e 2015 foram publicados por Pacheco (2015).

Fonte: Autora (2019).

Alguns metais apresentaram uma variação considerável na concentração de um ano para o outro, é caso do Zn e Mn. As concentrações elevadas foram registradas nos anos de 2014 e 2015, e houve uma redução brusca para os anos de 2016 e 2017. Neste caso, há possibilidade de migração destes poluentes da zona não saturada para a zona saturada.

De acordo com Fadigas et al. (2002) no Brasil não há uma definição de níveis de referência de metais pesados para avaliar se há ou não contaminação do solos. Os metais Zn, Fe e Mn foram apresentaram concentrações maiores quando comparadas aos outros elementos investigados. Fadigas et al. (2002) descreve que Fe e Mn são os metais pesados que normalmente aparecem em maiores quantidades nos solos. A ocorrência natural de metais pesados em solo depende do material de origem sobre o qual o solo se formou, dos processos de formação, composição e proporção de sua fase sólida.

Em seguida, na tabela 4-8 é apresentada as correlações existentes pelo método de Pearson, entre matéria orgânica, CTC, pH e metais investigados nas amostras de solo da vala de infiltração de 2014 a 2017. Os íons investigados nesta tabela são Cr, Pb, Ni, Cu, Zn e Mn. Foi descartada a inclusão do Fe e Cd nesta avaliação, devido ao número de falhas durante o período de 2014 a 2017.

As correlações existentes entre as variáveis indicam correlação moderada negativa para CTC e pH, indicando que o aumento de um elemento resulta na redução do outro. As correlações entre os metais são consideradas forte positivas, indicando a associação de vários metais no meio. Correlação forte positiva entre Ni e Cr; forte positiva entre Cu e Pb; forte positiva entre Zn com Pb e Cu; e o Cd com correlação forte positiva entre Pb, Cu e Zn. Fadigas et al. (2002) relatada grupos do Fe e ou grupo do Mn tem associação com outros metais presentes no solo e em sua pesquisa foi observada que os óxidos de Fe e/ou Mn tiveram relação de adsorção com Co, Ni, Zn e Cu. Nesta pesquisa, foram observadas as associações, mas com poluentes diferentes.

Após a apresentação da tabela 4-8 sobre as correlações entre as variáveis, apresentam-se as figuras 4-11 e 4-12 com dados de distribuição de metais de 2014 a 2017. A figura 4-11 traz a média da concentração de metais resultantes dos três pontos de coleta de solo (início, meio e final) da vala na profundidade de 0-0,20m. Na figura 4-12 as médias de metais para a profundidade 0,20 a 0,40m.

Tabela 4-8. Teste de correlação de Pearson para amostras de solo.

	Amostra nº 1	Amostra nº 2	Matéria Orgânica	pH	CTC	Cr	Pb	Ni	Cu	Zn	Mn
Amostra nº 1	1										
Amostra nº 2	-1,000**	1									
Matéria Orgânica	-,083	,083	1								
pH	-,012	,012	-,068	1							
CTC	-,270	,270	,186	-,650*	1						
Cr	,221	-,221	-,523	,628	-,393	1					
Pb	,598	-,598	,374	-,242	,260	,152	1				
Ni	,219	-,219	-,535	,510	-,379	,964**	,177	1			
Cu	,457	-,457	,421	,069	,112	,341	,898**	,358	1		
Zn	,505	-,505	,581	-,168	,257	,031	,953**	,050	,936**	1	
Mn	,518	-,518	,219	,205	,043	,140	,354	,057	,453	,416	1

** A correlação é significativa no nível 0,01 ou 1% (2 extremidades).

* A correlação é significativa no nível 0,05 ou 5% (2 extremidades).

Amostra nº 1 – profundidade de 0-0,20m. Amostra nº 2 – profundidade de 0,20m a 0,40m.

Fonte: Autora (2019).

Figura 4-11. Comparação entre as concentrações médias de metais encontrados nas amostras de solo na profundidade P1.

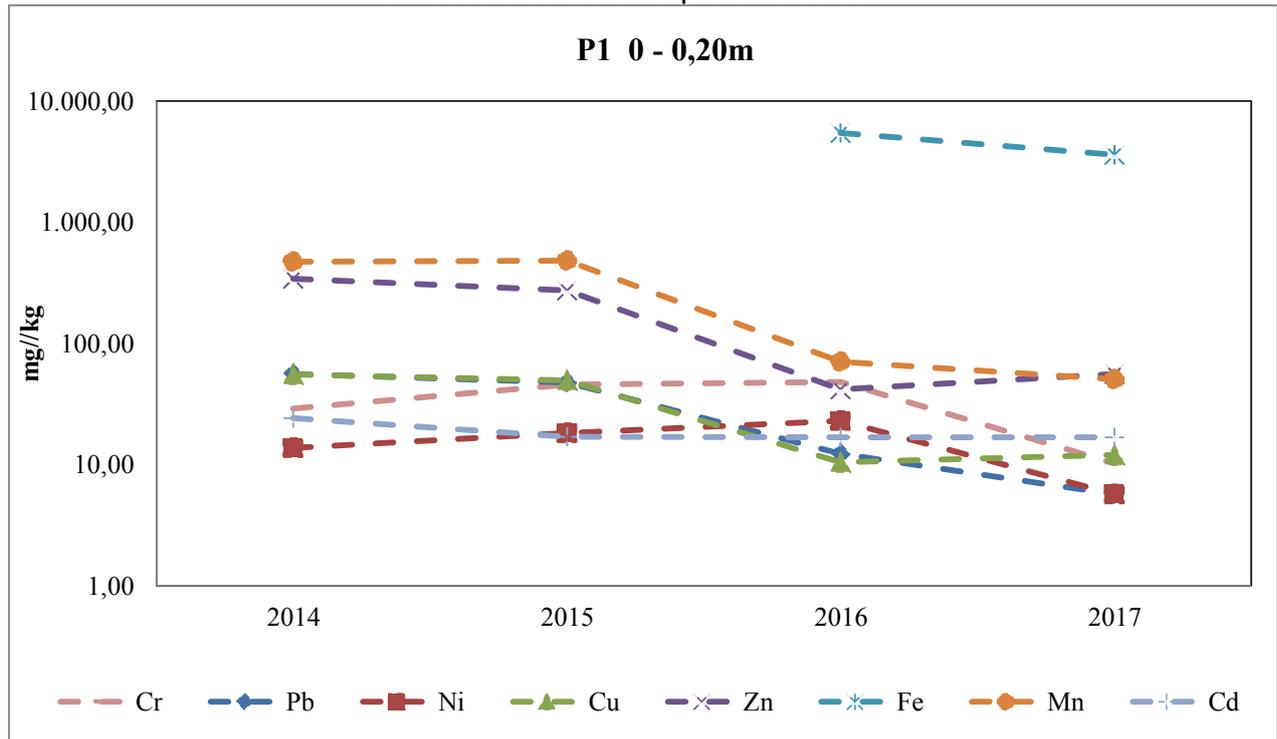
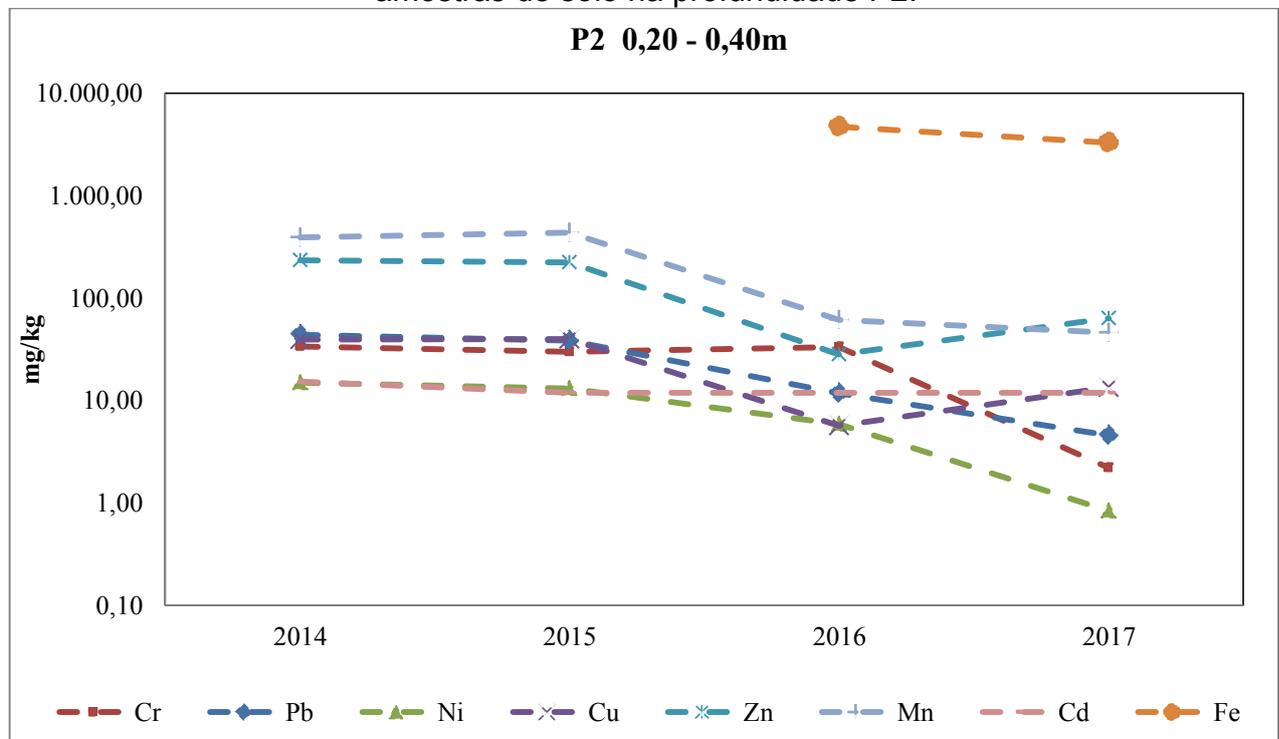


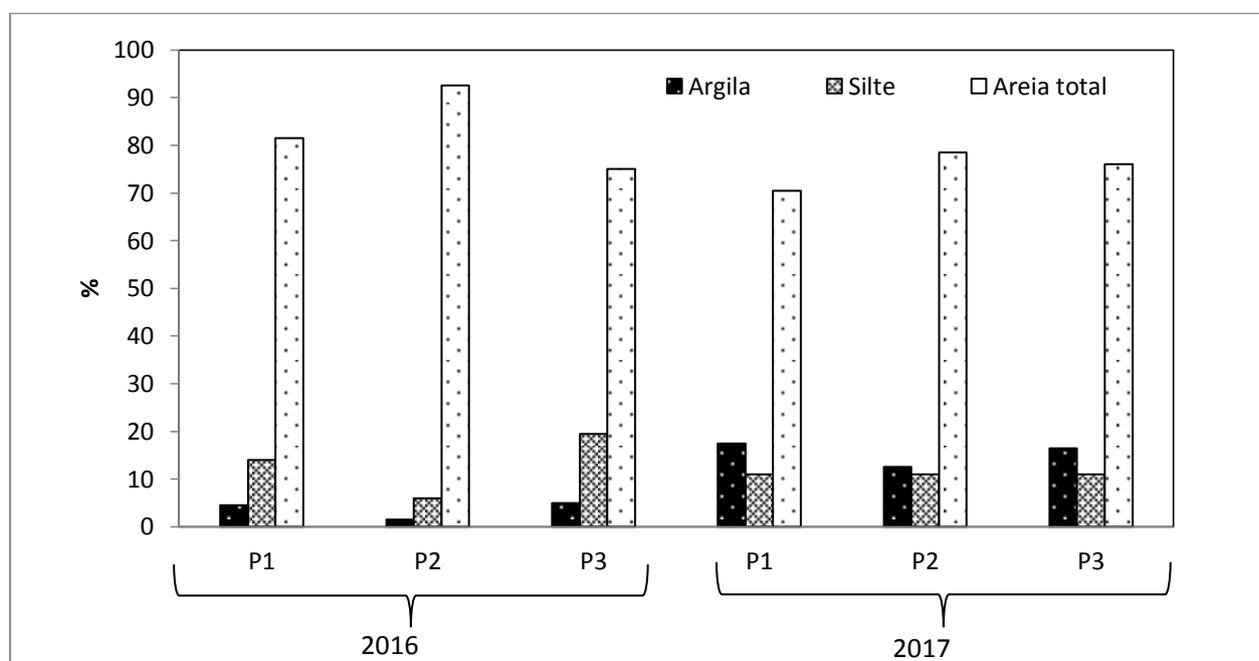
Figura 4-12. Comparação entre as concentrações médias de metais encontrados nas amostras de solo na profundidade P2.



As concentrações encontradas de metais identificados para P2 (0,20 a 0,40m) são semelhantes ao P1. Ao analisar as figuras 4-11 e 4-12 percebe-se a elevação da concentração de Zn e Mn nos anos de 2014 e 2015 e depois a redução a partir de 2016. Essa redução brusca indica possivelmente que houve mobilidade desses íons metálicos. Observa-se na figura 4-11 a concentração de Ni e Cr reduz de 2016 para 2017, nas amostras de solo na profundidade (0,20 a 0,40m). Para amostras de 0 a 0,20m a redução foi do Ni, Cr e Pb (Figura 4-12).

A textura do solo influencia na retenção ou mobilidade dos íons metálicos. Na figura 4-13 estão as informações textura do solo resultante de 2016 e 2017. As informações apresentadas são semelhantes para os dois anos, destacando que o agregado com predominância é a areia. As informações sobre areia total compreendem a areia fina, média e grossa. Há presença de argila em baixa porcentagem e por ser agregado fino permite a retenção de íons metálicos. Ao contrário da presença de areia, no qual sua esfera não permite aderência destes poluentes. De acordo com Yang et al. (2017) o teor de argila tem correlação positiva com Cr, Ni, Cu, Pb e Cd. Essa correlação é inversa ao teor de silte. Desta forma, a presença predominante da areia no solo não favorece a retenção de metais na estrutura de infiltração.

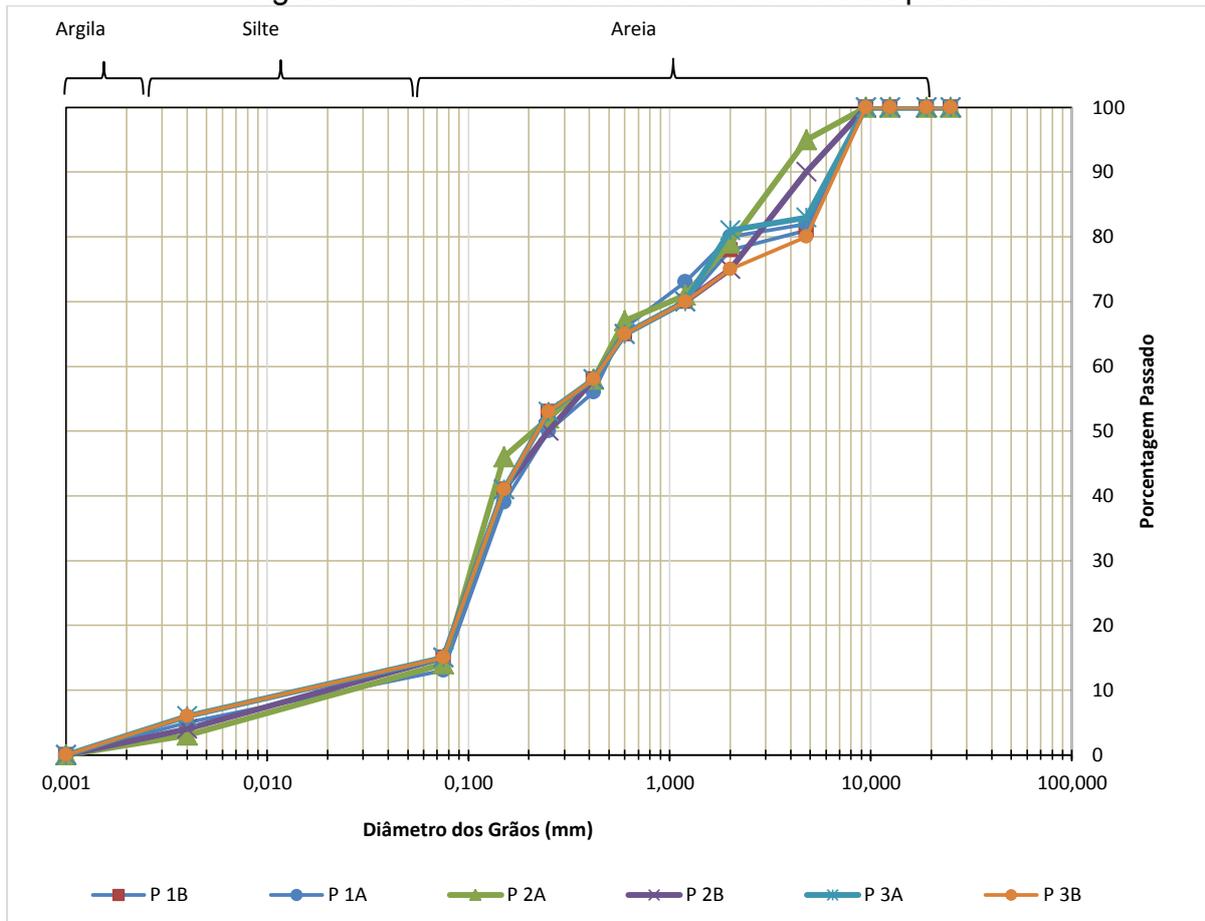
Figura 4-13. Textura do solo do fundo da vala para 2016 e 2017.



Fonte: Autora (2019).

No ano de 2016 foi realizado teste de granulometria para as amostras extraídas nas duas profundidades estabelecidas nesta pesquisa e que resultaram na curva granulométrica ilustrada na figura 4-14.

Figura 4-14. Textura do solo do fundo da vala para 2016.



P1A (0-0,20m); P1B (0-20-0,40m);

Fonte: Autora (2019).

As características físicas do solo não favorecem a retenção dos poluentes devido à presença predominante da areia, e este fator fica evidente ao analisar as amostras nos três pontos da vala. O solo da vala e da região é caracterizado como NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, cujo pH característico é apresentar tendência de neutro para ácido. O pH medido nas amostras de solo foi neutro, e de acordo com a literatura, o aumento do pH acarretaria o aumento da CTC devido a desprotonação dos grupamentos ácidos da matéria orgânica e da superfície dos óxidos na formação de hidróxidos e carbonatos. No entanto a capacidade de troca catiônica manteve-se relativamente baixa.

4.3.5 Concentrações de metais no escoamento subterrâneo

Após a identificação da presença dos metais no escoamento superficial e no solo do fundo da vala, analisaram-se as concentrações no escoamento subterrâneo. Inicialmente, contextualiza-se o processo de monitoramento ocorrido nos poços instalados a montante e jusante da vala.

O monitoramento neste ambiente ocorreu através da construção de 03 poços localizados nas proximidades da vala de infiltração. A localização dos poços está na Figura 4-4 (Detalhes sobre métodos aplicados no monitoramento). Os três poços apresentam profundidade total de 3,5m e estão situados em cotas diferentes e pontos estratégicos, sendo dois a montante e o terceiro a jusante da vala de infiltração. A cota superficial do Poço 1 é 14,10m; Poço 2 é 14,20m; Poço 3 é 14,00m.

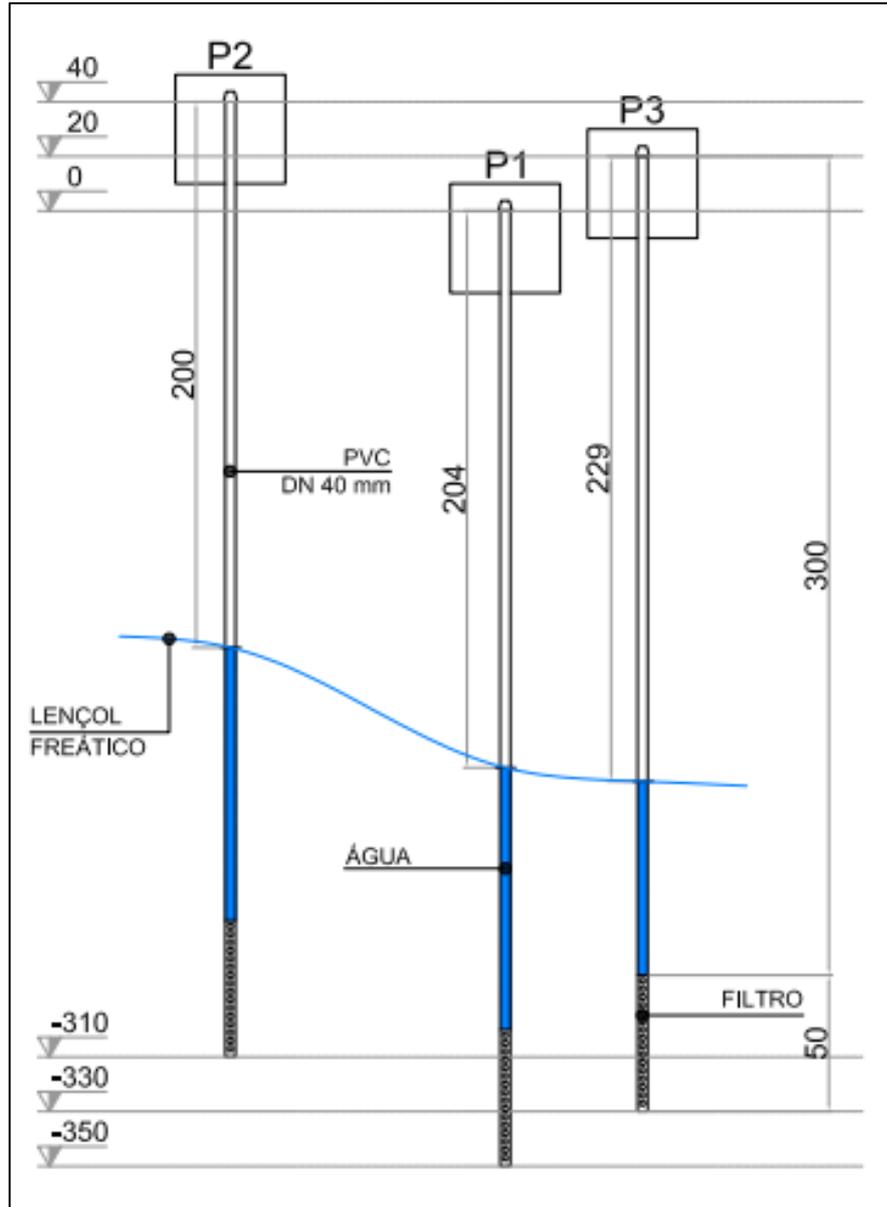
Durante algumas medições com um sensor de nível específico para águas subterrâneas nos poços foi possível identificar as cotas de água em cada poço de monitoramento. O fluxo da água no aquífero é variável de acordo com os resultados na tabela 4-9. A partir dos dados de cotas aferidos no dia 16 de janeiro de 2015, em um dia após a precipitação 23,91 mm obteve-se as cotas apresentados na figura 4-15. Nesta data observou-se que o P1 apresentou cota 2,04 m; P2 2,00m e P3 2,29m.

Tabela 4-9. Medições da cota de água nos poços de monitoramento de água subterrânea.

Data	Precipitação (mm)	Cota (m)		
		P1	P2	P3
16/01/2015	23,91	2,04	2,00	2,29
13/04/2016	10,60	1,85	1,63	1,80
29/12/2017	5,76	2,86	2,44	2,35
Cota Superficial (m)		14,10	14,20	14,00
Profundidade dos Poços (m)		3,50	3,50	3,50

Fonte: Autora (2019).

Figura 4-15. Ilustração da cota do lençol freático nos poços de monitoramento e a sentido da movimentação da água subterrânea.



*Cotas em centímetros.

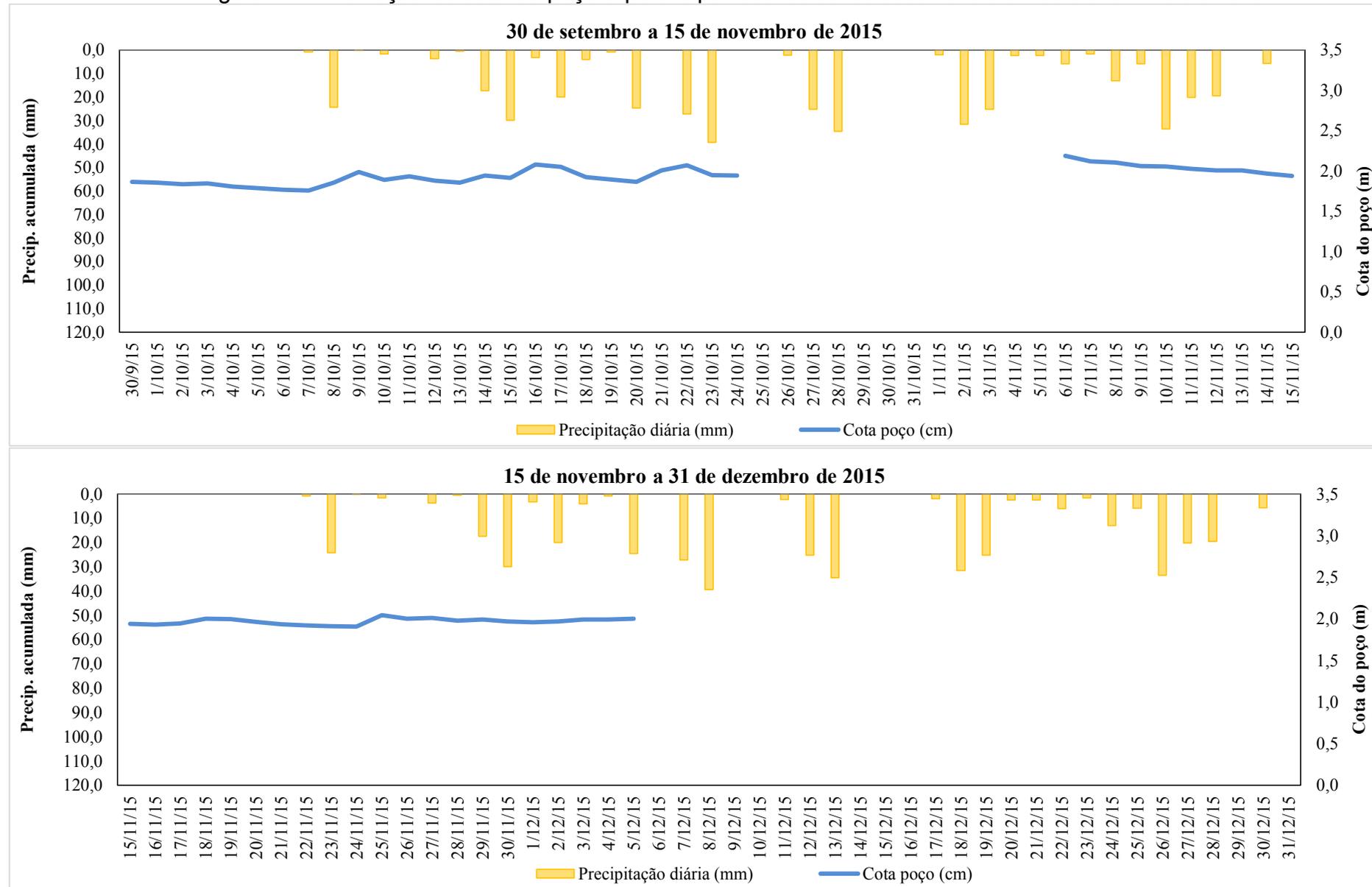
Fonte: Autor (2015).

Para acompanhar o nível do aquífero, foi instalado um sensor de nível para monitoramento no poço 3. Este poço estava próximo da fonte de energia e de armazenamento de dados (Datalogger). Também foi escolhido devido os resultados obtidos do dia 16/01/2016 indicarem o direcionamento da água dos outros poços para esta região.

Apesar das falhas no registro no nível no poço no ano de 2015 e 2016, percebe-se que a partir de março a agosto de 2016 houve uma redução do nível de água. O monitoramento não foi contínuo nesse período em virtude de falhas elétricas e comprometimento do Datalogger. No ano de 2017 não houve registro do nível de poço.

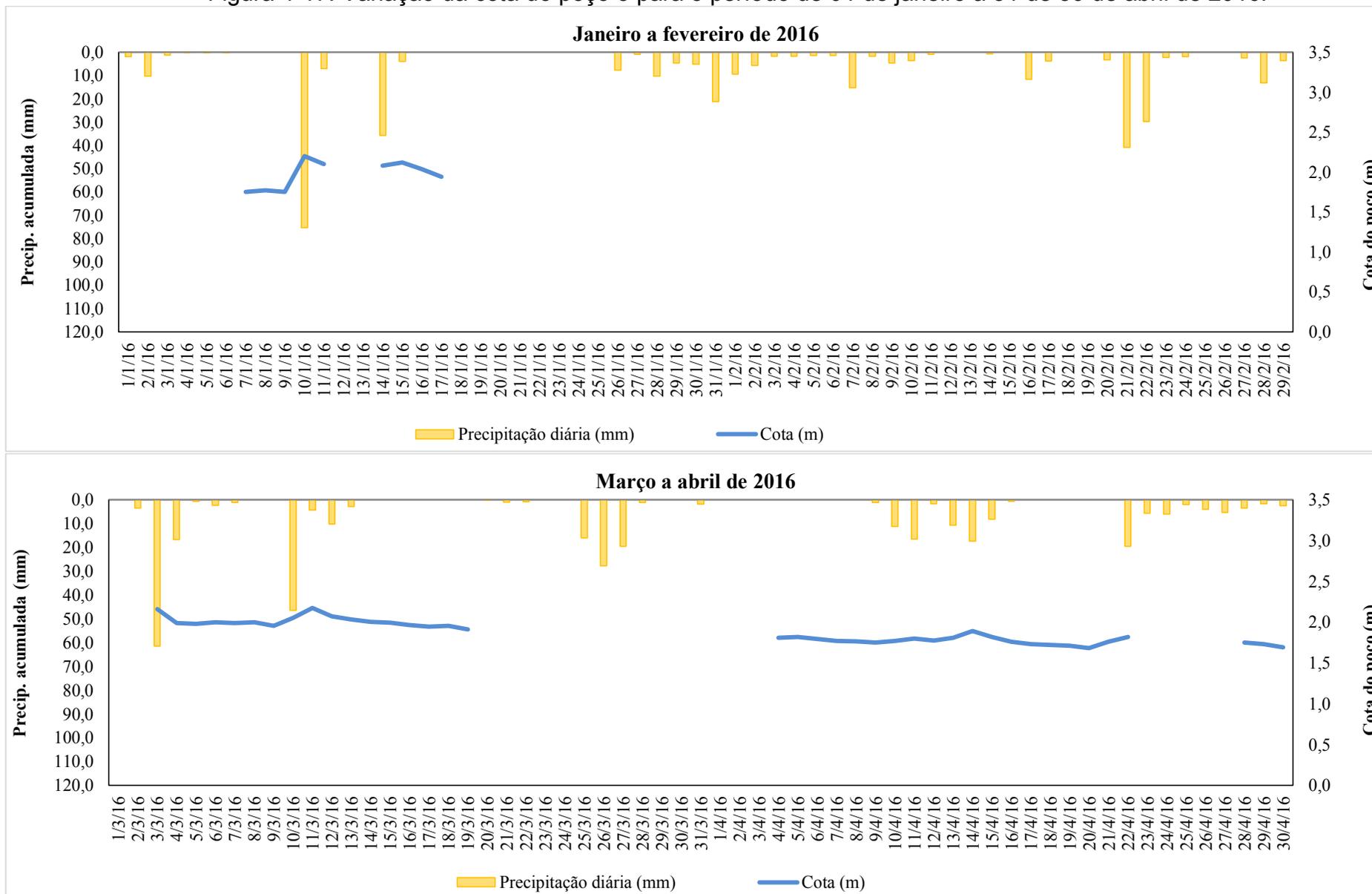
As figuras 4-16 até a 4-18 ilustra a variação da cota do poço em relação à precipitação ocorrida no período de 30/09/2015 a 31/08/2016.

Figura 4-16. Variação da cota do poço 3 para o período de 30 de setembro a 31 de dezembro de 2015.



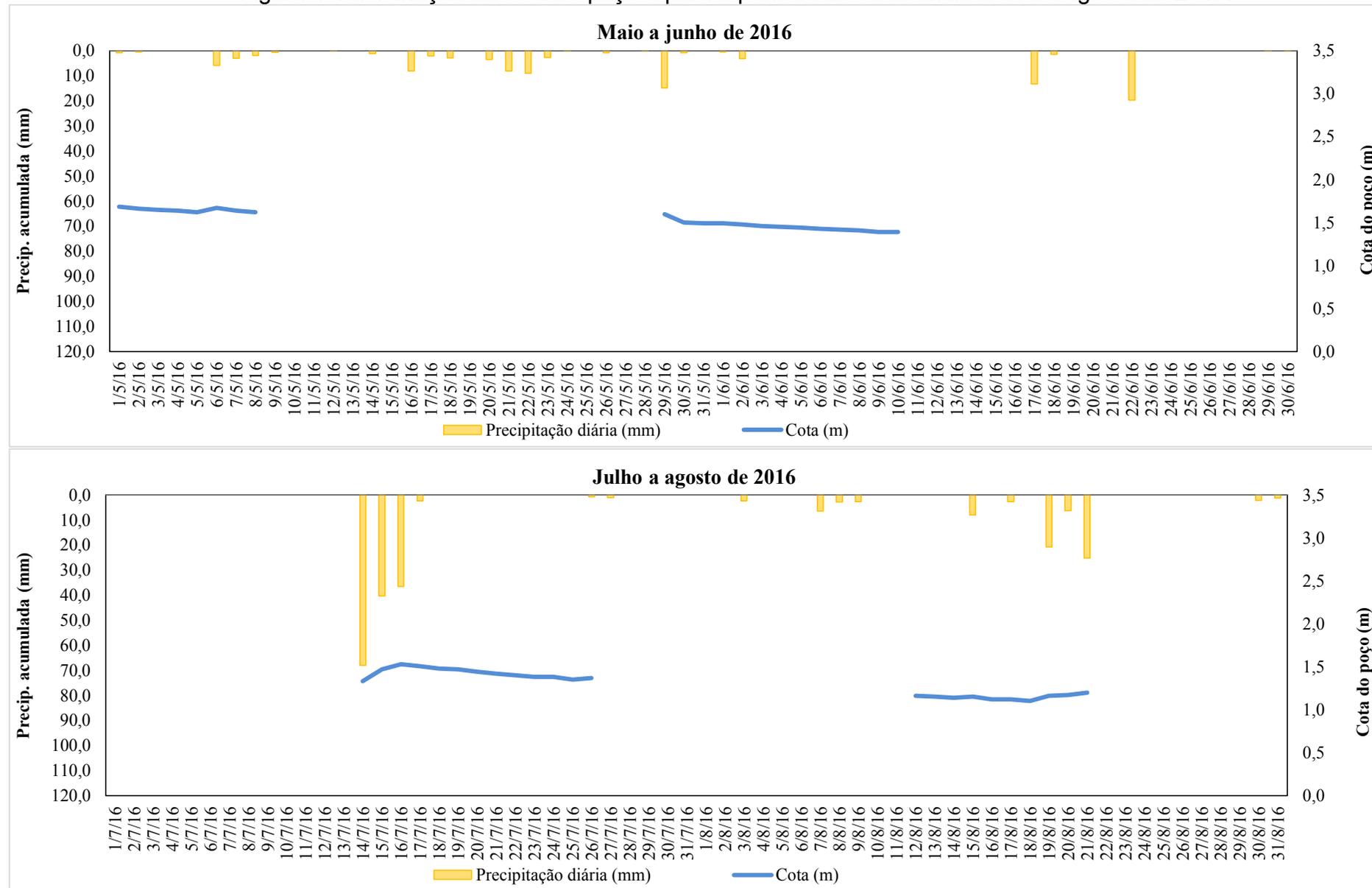
Fonte: Autora (2019).

Figura 4-17. Variação da cota do poço 3 para o período de 01 de janeiro a 31 de 30 de abril de 2016.



Fonte: Autora (2019).

Figura 4-18. Variação da cota do poço 3 para o período de 01 de maio a 31 de agosto de 2016.



Fonte: Autora (2019).

.A redução do nível de água no poço nº3 ao longo do período monitorado pode ter relação com a redução de pluviosidade registrada em 2016 quando comparada a 2015 e também a exploração de água do aquífero. A precipitação acumulada em 2015 foi de 2425,6 mm e em 2016 foi de 1648,9mm. A redução foi de aproximadamente de 0,80 m no poço do ano de 2015 para 2016. Devido a grande área de abrangência do aquífero do Campeche de 48,36km² é difícil, relacionar a redução a único fator, mas ressalta-se que a água do aquífero do Campeche é utilizada para abastecimento humano, a pesar de existir rede de distribuição de água.

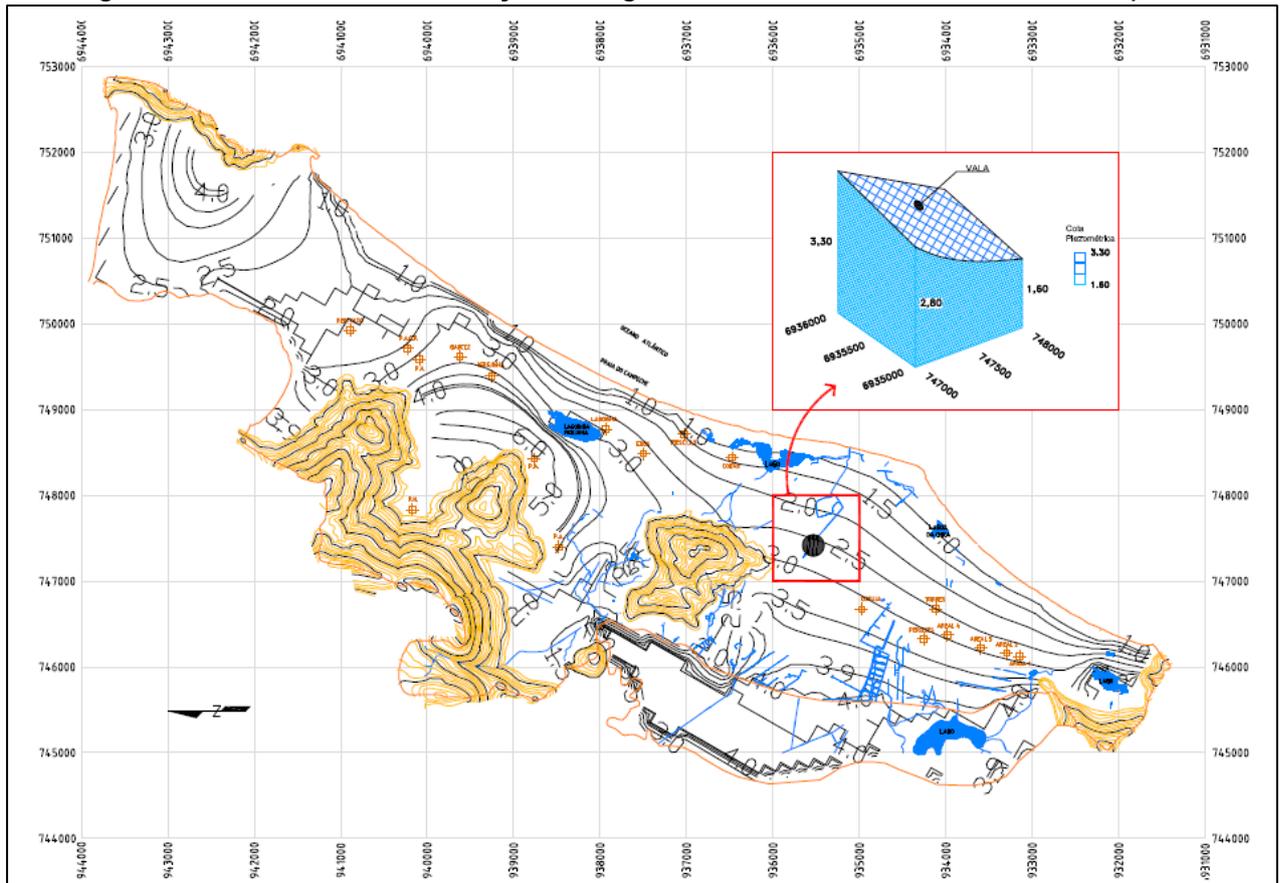
De acordo com a CASAN (2002) a concessionária responsável pelo saneamento local, o Distrito possui cadastrados 26 poços tubulares com vazão de exploração aproximada de 400L/s no Distrito do Campeche. Esses poços abastecem o Distrito do Campeche e a parte leste do Distrito da Lagoa. Após a exploração, a água é conectada diretamente a rede de distribuição. Além dos poços tubulares utilizados pela concessionária local, há também os poços domiciliares, chamados de ponteira, construídos por moradores. Esses poços são rasos, podendo chegar até 36m. A vazão diária do aquífero é de 12 milhões de litros, com um volume estimado em 105 bilhões de litros (MILLON, 2004).

De acordo com Millon (2004) no Distrito do Campeche há um elevado número de poços e nascentes de uso particular. Em 2000, a quantidade de poços ou nascentes correspondia a 19,24% do fornecimento de água no Distrito. Esse consumo considerável, em uma área restrita pode comprometer o aquífero, ocasionando o rebaixamento e alterações água doce/água salgada. O maior consumo é no verão devido à presença turística e aumentando consideravelmente o consumo da água em virtude da população flutuante.

A região recebe água tratada pela concessionária local, porém muitos munícipes mantem esses poços operantes em suas propriedades. Millon (2004) destaca que alguns poços estão em funcionamento desde 1986 e tem vazão média de 10 L/s. Borges (1996) descreve a condição litológica do aquífero contendo sedimentos arenosos, quartzosos, granulometria variando de fina a média, poroso, livre, isolado, bem delimitado espacialmente e alimentado diretamente pela ação pluvial. A zona de aeração possui espessura média de 2,86m e a zona saturada média de 37m.

Na figura 4-19 ilustra as cotas da água subterrânea no Distrito do Campeche, com destaque para a localização da vala de infiltração.

Figura 4-19. Cotas de localização da água subterrânea no Distrito do Campeche.



Fonte: Autora (2019).

Dando sequência ao monitoramento da água subterrânea, na tabela 4-10 é apresentado o monitoramento químico da água no período de 2015 a 2017 com 31 análises de água. A tabela apresenta uma falha no registro referente ao dia 10/03 devido à precipitação ocorrida no momento da coleta. Utilizou-se como referência para concentrações de metais presentes no escoamento subterrâneo, as informações do CONAMA 396/2008 que trata do enquadramento de águas subterrâneas. Os metais em desconformidade com o CONAMA 396/2008 são apresentados em negrito. Foram encontradas concentrações de todos os íons investigados no escoamento subterrâneo.

Em todas as amostras de água subterrânea foram encontradas concentrações de metais investigados. Houve registros de concentrações excessivas de Pb, Cr, Fe, Mn e Ni. O Pb esteve em 90,9% das amostras analisadas, Cr em 54,54%, Fe em 75,75%, Mn em 69,7 % e Ni em 9,10%. A concentração de sólidos totais esteve entre 0,00 a 920,00 mg/L, compatível com o limite de até 1000 mg/L indicado pela normativa CONAMA nº 396/08. A presença de sólidos na água permite aderência de íons metálicos. A turbidez variou entre 4,17 a 18,80 UNT estando em desconformidade, limite de 5UNT. O pH aferido variou dentro de uma faixa de 7,5 a 8,8.

Nas amostragens de solo, as concentrações de metais de Cu, Zn, e Mn reduzem de 2015 para 2016, indicando mobilidade. No entanto, ao observar os resultados das amostras do escoamento subterrâneo não há mudança significativa nas concentrações. Esse fator pode ser explicado pelo dinamismo do aquífero, pela sua dimensão e pela mobilidade do poluente no escoamento subterrâneo.

Tabela 4-10. Concentrações de metais observados no escoamento subterrâneo no período de 2015 a 2017.

Ano	Eventos	Poços	Metais (mg/L)							Nº de íons excedente por evento
			Cu	Pb	Zn	Cr	Fe	Mn	Ni	
2015	15/10	P1	0,002	0,028	0,029	0,001	0,190	0,001	0,001	00
		P2	0,002	0,016	0,014	0,001	7,550	0,203	0,001	02
		P3	0,001	0,025	0,052	0,001	0,260	0,180	0,001	02
	20/11	P1	0,002	0,029	0,026	0,001	0,230	0,033	0,001	01
		P2	0,003	0,056	0,060	0,001	5,190	0,218	0,007	03
		P3	0,001	0,001	0,016	0,001	3,630	0,235	0,001	02
	04/12	P1	0,006	0,085	0,042	0,082	0,382	0,089	0,126	04
		P2	0,006	0,061	0,040	0,096	3,397	0,112	0,008	03
		P3	0,005	0,104	0,010	0,116	4,318	0,205	0,022	05
2016	08/01	P1	0,009	0,047	0,068	0,002	0,380	0,158	0,009	03
		P2	0,006	0,010	0,044	0,085	0,684	0,060	0,017	02
		P3	0,004	0,045	0,009	0,075	2,527	0,200	0,016	04
	29/01	P1	0,008	0,042	0,075	0,039	0,313	0,380	0,018	03
		P2	0,005	0,082	0,050	0,044	0,157	0,093	0,022	01
		P3	0,004	0,074	0,032	0,043	2,887	0,167	0,011	03
	03/03	P1	0,009	0,075	0,007	0,023	0,219	0,426	0,007	02
		P2	0,030	0,040	0,067	0,003	5,207	0,149	0,011	03
		P3	0,001	0,080	0,003	0,003	2,688	0,102	0,012	03
	10/03	P1	0,004	0,070	0,052	0,107	0,146	0,327	0,048	04
		P2	0,004	0,126	0,092	0,150	2,250	0,154	0,000	04
		P3	-	-	-	-	-	-	-	-
	04/04	P1	0,052	0,198	0,135	0,324	5,463	0,270	0,001	04
		P2	0,024	0,275	0,101	0,242	3,594	0,118	0,000	04
		P3	0,005	0,107	0,031	0,234	6,722	0,178	0,000	04
11/05	P1	0,006	0,124	0,016	0,271	0,174	0,052	0,001	02	
	P2	0,006	0,252	0,076	0,304	2,959	0,144	0,000	04	
	P3	0,051	0,212	0,186	0,353	7,747	0,173	0,000	04	
01/06	P1	0,006	0,128	0,017	0,371	0,432	0,102	0,000	04	

Ano	Eventos	Poços	Metais (mg/L)							Nº de íons excedente por evento
			Cu	Pb	Zn	Cr	Fe	Mn	Ni	
		P2	0,003	0,093	0,023	0,367	1,065	0,014	0,001	03
		P3	0,004	0,132	0,016	0,394	2,227	0,125	0,000	04
2017	29/12	P1	0,021	0,080	0,009	0,240	0,532	0,025	0,000	03
		P2	0,001	0,040	0,012	0,017	0,890	0,030	0,001	02
		P3	0,002	0,012	0,019	0,110	2,000	0,200	0,001	04
	Mínima		0,001	0,001	0,003	0,001	0,146	0,001	0,000	-
	Média		0,009	0,086	0,045	0,128	2,388	0,154	0,011	-
	Máxima		0,052	0,275	0,186	0,394	7,747	0,426	0,126	-
	Desvio Padrão Médio		0,013	0,068	0,041	0,135	2,329	0,101	0,023	-
	**Resolução do Conama nº 396 de 03 de abril de 2008 (mg/L)		2,000	0,010	5,000	0,050	0,300	0,100	0,020	-
	Número de análise em desconformidade		0,0	30,0	0,0	18,0	25,0	23,0	3,0	-
	% de análise em desconformidade		0,0	90,90	0,0	54,54	75,75	69,70	9,10	-

Fonte: Autora (2019).

O poço nº3 apresentou concentrações excessivas para 03 metais (Cr, Fe e Mn) quando relacionados aos outros poços, seguido pelo poço nº2 com concentração excessiva de 02 metais (Pb e Zn) e poço nº1 com 02 (Cu e Ni). Alguns fatores podem influenciar na concentração de íons nos poços. O poço nº 3 está localizado a jusante da vala recebe contribuição do escoamento passante na estrutura. O poço nº2 está localizado na proximidade da rodovia e está localizado em solo exposto. O poço nº1 está localizado a montante da vala próxima ao terreno de uma residência. A cota do aquífero localizado na região dos poços é de 2,5m e estas informações podem ser apresentadas na figura 4-19.

Na busca de identificar a mobilidade de cada íon metálico de um poço ao outro ou avaliar a direção do poluente de poço a jusante em relação a montante, aplicou-se a análise T de Student, recomendada pela NBR 13896/1997 – Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. Ao aplicar o teste comparando os resultados do mesmo íon metálicos em dois poços, resultou na tabela 4-11.

Tabela 4-11. Teste T de Student aplicado aos poços de monitoramento.

Íons metálicos	Direção do Projetada			
	P1 para P2/P3	P2 para P1/P3	P3 para P1/P2	T crítico
	P(T<=t) bi-caudal	P(T<=t) bi-caudal	P(T<=t) bi-caudal	
Cu	0,4739	0,7952	0,6388	2,086
Pb	0,8485	0,6403	0,7262	2,086
Zn	0,7610	0,2895	0,4599	2,086
Cr	0,8313	0,8916	0,9356	2,086
Fe	0,0013	0,3026	0,0601	2,086
Mn	0,9971	0,0774	0,3655	2,086
Ni	0,6474	0,3419	0,3778	2,086

P1 – Poço nº 1; P2 – Poço nº 2; P3 – Poço nº 3.

T crítico refere-se a área nas caudas laterais (bi-caudal) obtido do grau de liberdade (gl) 20 a 0,05.

*A correlação é significativa no nível 0,05 ou 5% (2 extremidades).

Fonte: Autora (2019).

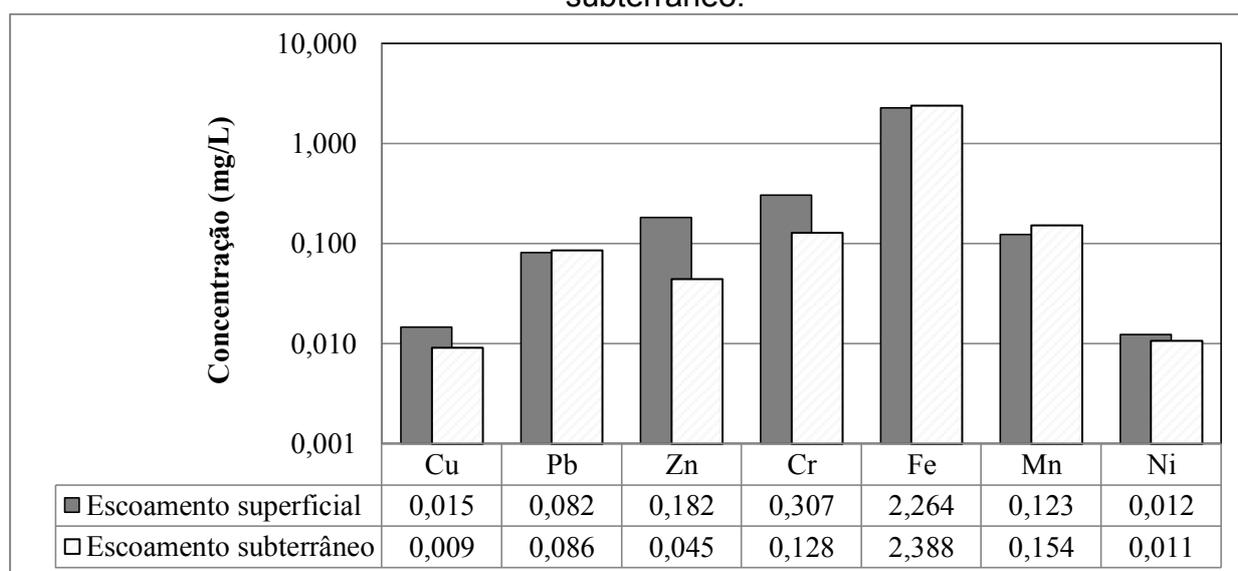
De acordo com os resultados, o único íon metálico que apresenta variabilidade entre os poços é o Fe. Indicando uma correlação significativa ao nível de 5% entre os poços e que o poluente tem mobilidade ou pode desloca-se do P1 para o P2 e P1 para P3. Para os outros metais os resultados são semelhantes nos três poços e não indicando

a mobilidade de um poço ao outro. Desta forma, conclui-se que as águas subterrâneas estão contaminadas.

4.3.6 Presença de metais no escoamento superficial, solo e escoamento subterrâneo

Ao analisar as concentrações médias presente no escoamento superficial e no escoamento subterrâneo observa-se que valores são semelhantes e estão ilustrados na figura 4-20. Esses resultados evidenciam que os poluentes encontrados no escoamento superficial estão presentes no escoamento subterrâneo em concentrações semelhantes indicando a baixa atuação da estrutura na retenção destes poluentes. Os poluentes Zn e Cr apresentam concentrações pequena diferença entre os dois ambientes, sugerindo a retenção no solo.

Figura 4-20 – Comparação entre os metais encontrados no escoamento superficial e subterrâneo.



Fonte: Autora (2019).

Dando sequência na análise dos dados, testes estatísticos foram aplicados a fim de encontrar correlação entre variáveis presentes nos três ambientes, superficial, solo e subterrâneo. Foi selecionado os metais (Cu, Pb, Zn, Cr, Fe, Mn e Ni) encontrados nos três ambientes juntamente com o pH e a precipitação. Os dados usados são referentes ao ano de 2016 e 2017, sendo análises mais completas. O teste da Análise de Componentes Principais (ACP) foi realizado nestes dados. Esse método permite a conversão de um conjunto de variáveis possivelmente correlacionadas em um conjunto de valores comparáveis entre si.

Para a aplicação do ACP os dados foram linearizados, para que todas as variáveis tenham o mesmo peso na amostragem. De acordo com Brunini (2012) as relações precisam ser linearizadas para a posterior aplicação do método dos mínimos quadrados. Transformações algébricas, como a aplicação de logaritmos podem permitir a linearização das relações. Neste caso a linearização ocorreu usando a equação 1.

$$z = \frac{\text{escore bruto} - \text{média}}{\text{Desvio Padrão}} \quad (1)$$

Dado: z= dado linearizado.

Ao aplicar a análise de ACP foram gerados 09 componentes principais, os quais são resultantes das informações fornecidas ao programa PAST (09 dados aferidos nos três ambientes, descritos como: Precipitação, pH, Cu, Pb, Zn, Cr, Fe, Mn e Ni). Foi gerado 09 PC (Principais Componentes) com pesos diferentes, porém os dois primeiros PC representam 69,61% da correlação entre 100 % dos dados analisados. Esses valores são apresentados na tabela 4-12.

Tabela 4-12. Teste – Análise de Componentes Principais (ACP).

PC	Autovalor	% Variação	%
1	4,0327	51,3560	51,36
2	1,4336	18,2570	69,61
3	0,9042	11,5150	81,13
4	0,4952	6,3064	87,43
5	0,4380	5,5785	93,01
6	0,2717	3,4603	96,47
7	0,2070	2,6365	99,11
8	0,0652	0,8303	99,94
9	0,0047	0,0602	100,00

Fonte: Autora (2019).

Devido os dois primeiros PC (Componentes Principais) somar 69,61% de correlação entre os dados, em seguida analisou as variáveis com os maiores valores no PC1 e PC2, pois são mais representativos no gráfico que será apresentado na figura 4-21. No eixo 1 (PC1) estão com maior representatividade os íons metálicos, Zn, Cr, Fe, Mn e Ni. No eixo 2 (PC2) a representatividade está no pH, Cr e Ni. A precipitação não apresentou significância nesses dois eixos. A tabela 4-13 apresenta os principais componentes correlacionados aos eixos 1 e 2, neste caso chamados de PC1 e PC2.

Tabela 4-13. Componentes relacionados ao PC1 e ao PC2.

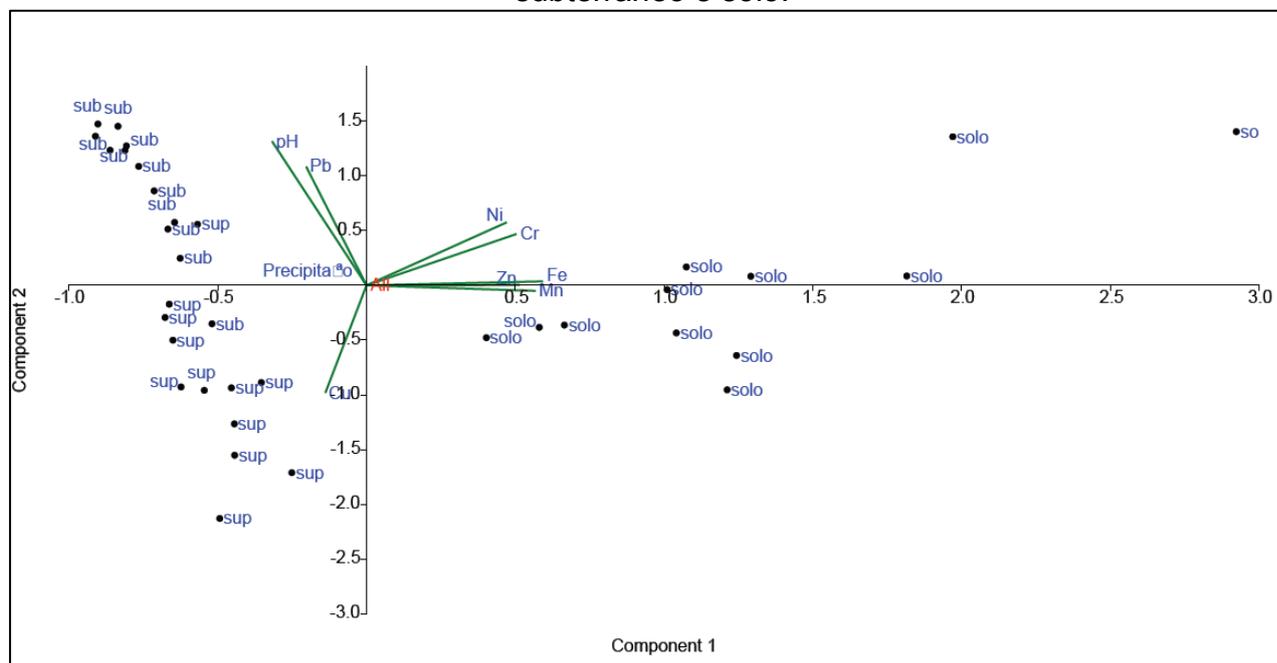
	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6	PC 7	PC 8	PC 9
Prec.	-0,01	0,04	0,03	-0,11	0,75	0,07	0,64	0,02	0,01
pH	-0,25	0,63	0,12	0,18	-0,47	0,08	0,52	0,04	0,02
Zn	0,41	0,00	0,42	0,13	-0,03	-0,73	0,12	0,30	0,00
Cr	0,40	0,22	-0,51	-0,02	0,00	0,21	-0,03	0,69	-0,10
Fe	0,47	0,02	0,24	0,10	-0,04	0,38	0,01	-0,10	0,74
Mn	0,45	-0,02	0,35	0,14	-0,05	0,41	0,05	-0,21	-0,66
Ni	0,38	0,27	-0,54	0,14	0,03	-0,31	0,05	-0,61	-0,01
Pb	-0,16	0,52	0,19	0,47	0,45	0,02	-0,49	0,05	-0,01
Cu	-0,11	-0,47	-0,20	0,82	-0,05	0,04	0,22	0,09	0,03

Prec.: Precipitação.

Fonte: Autora (2019).

O gráfico de correlação entre o PC1(eixo x) e PC2 (eixo y) é ilustrado na figura 4-21.

Figura 4-21 – Teste de ACP para poluentes encontrados no escoamento superficial, subterrâneo e solo.



Terminologia: sub - escoamento subterrâneo; sup - escoamento superficial.

Fonte: Autora (2019).

Observa-se que o pH possui influência direta para os escoamentos (superficial e subterrâneo) enquanto os metais Pb, Fe, Mn, Cu, Zn estão correlacionado com amostras de solo. Análise de ACP indica que o pH tem maior influência a uma parcela de dados amostrados do escoamento subterrâneo e superficial. Esse fator não apresentou

influência nos resultados encontrados no solo. No entanto, o solo, por sua vez, apresenta correlação com a presença das maiores concentrações de metais e nenhuma relação com o pH ou precipitação medida. Em partes a correlação é negativa (Pb, Fe, Cu, Mn e Zn) e outra positiva (Ni e Cr).

De acordo com os resultados apresentados anteriormente, os poluentes inorgânicos estão presentes nos três ambientes investigados, o que tornam a vala de infiltração um dos pontos de inserção de contaminantes no aquífero do Campeche. A vala de infiltração não foi concebida de acordo com requisitos mínimos estabelecidos em um projeto convencional, porém se mantém em funcionamento há mais de 30 anos. A estrutura possui boa funcionalidade na infiltração, atuando no controle do escoamento superficial em uma área litorânea, onde esses quesitos são mais intensificados.

A estrutura não apresenta bom funcionamento na retenção de poluentes. Algumas pesquisas como Barret et al., (1998), Heal (1999), Ingvertsen et al., (2010), Stagge et al., (2012), Ismail et al., (2014) e Leroy et al., (2016) descrevem o bom funcionamento das estruturas (valas de infiltração) avaliadas na retenção de Fe, Pb, Cu, Cr, Mn, Zn e Cd, além da retenção de turbidez, fósforo e sólidos totais. Ingvertsen et al., (2010) monitorou 07 valas de infiltração com tempo de funcionamento de 05 a 15 anos. O autor destaca que o solo das estruturas não atingiram níveis críticos de contaminação de metais. Um dos principais fatores para que o solo retenha os poluentes é sua textura e também absorção destes poluentes por macrófitas.

No entanto, a vala não pode ser considerada o único ponto injetor de poluentes no ambiente subterrâneo. De acordo com Caprario (2017) no distrito possui de 1.017 estruturas compensatórias de drenagem, representadas por vala de infiltração e poços de infiltração. Destas estruturas, existem 515 instaladas na área de moderada vulnerabilidade e 447 estruturas na alta vulnerabilidade. De acordo com Millon (2004) ano de 2000 aproximadamente 94% das residências utilizavam fossas sépticas seguindo de um sistema complementar para tratamento de seus efluentes. A presença desse elevado número de domicílios com fossa sépticas é um alto fator de risco de contaminação do aquífero, principalmente pela presença de solos sedimentares com elevada porosidade. Deve-se ressaltar a importância de manutenção e limpeza desses sistemas unifamiliares.

A vala de infiltração esta em destaque vermelho na figura 4-22. A estrutura esta sobre uma fina espessura do material geológico ao qual está localizado o aquífero livre. Próximo a essa estrutura estão manancial de água superficial, lagoa Pequena (Rio Tavares), Lagoa da Chica (Campeche) e Lagoa do Peri. A lagoa do Peri é utilizada para abastecimento humano e é considerada a maior lagoa de água doce potável do litoral catarinense com aproximadamente 5,1Km² e vazão de 190L/s e abastecendo um número

aproximado de 60 mil residências (SOUZA, 2003). Todos esses locais permitem a recarga do aquífero. A região do Campeche está inserida na bacia hidrográfica do rio Tavares. Os rios que integram a bacia do rio Tavares são de pequeno porte, com os principais tributários nascendo em elevações rochosas. O detalhamento contendo as estruturas de infiltração (poços e a vala) e as lagoas está ilustrado na figura 4-22. Na figura 4-23 é ilustrado o sistema de microdrenagem da região.

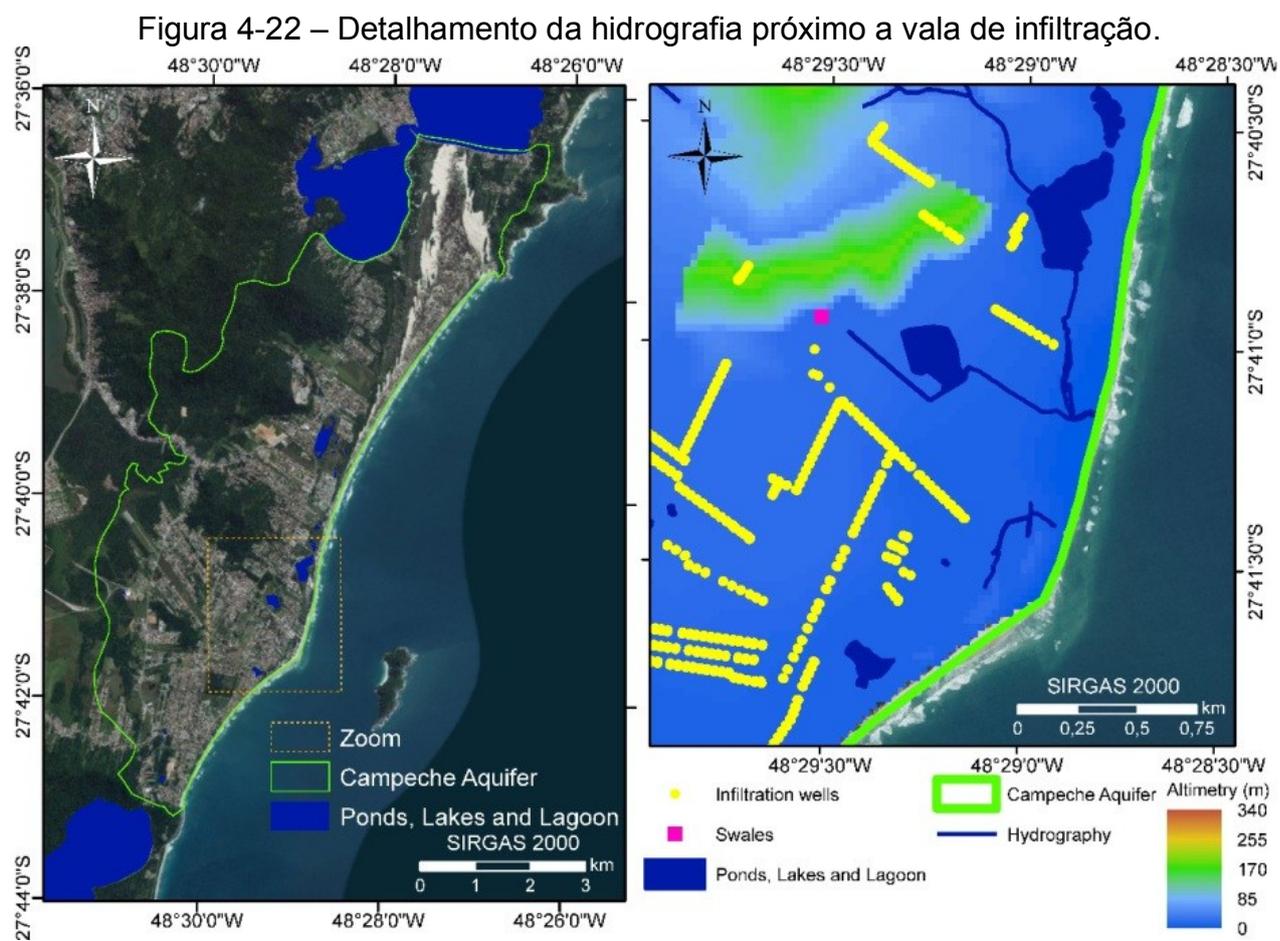
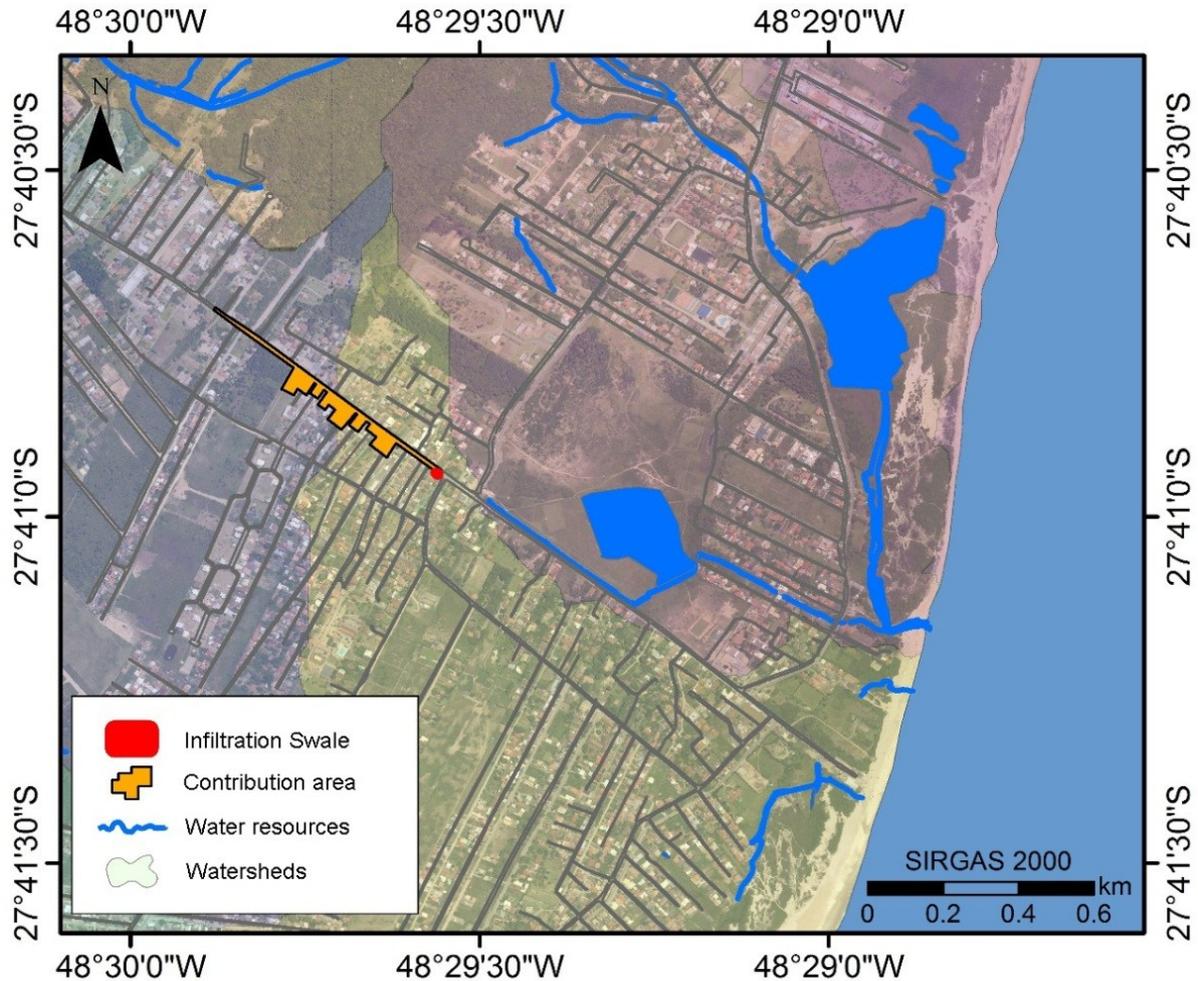


Figura 4-23 – localização da vala no sistema de microdrenagem entre duas bacias.



Após a apresentação de dados que comprovam que a estrutura está recebendo escoamento superficial com íons metálicos, e este escoamento infiltra mantendo quase que completa a concentração de poluentes, elaborou-se um resumo das condições atuais de funcionamento da vala de infiltração, apresentadas na figura 4-24.

Para que a estrutura seja aceita principalmente pela população, no ambiente em que está inserido necessita de modificações, principalmente no que se refere à retenção de poluentes. Medidas ambientalmente corretas pode ser uma solução de baixo curso e eficiente para essa defasagem. O uso de biossorventes naturais e abundantes localmente torna-se atrativa para a investigação de seu uso em sistemas de drenagem.

Figura 4-24 – Resumo das condições em que se encontra a vala de infiltração.



Fonte: Autora (2019).

4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A vala de infiltração está recebendo concentrações de poluentes inorgânicos juntamente com o escoamento superficial. Todos os metais investigados estavam presentes nos três ambientes investigados (escoamento superficial, solo e escoamento subterrâneo). A única exceção é a investigação de Cd para águas subterrâneas. O escoamento superficial apresentou altas concentrações para todos os metais investigados, Pb, Cu, Zn, Fe, Mn, Cr e Cd.

De 20 amostras realizadas de 2014 a 2017, a concentração excessiva de Pb esteve presente em 90% das amostras, Fe em 60%, Cr em 55%, Mn em 45%, Cd em 45%, Zn em 30% e Ni em 10%. As amostras foram comparadas com o limite estabelecido pelo CONAMA 357/2005 – Classe II. Essas informações são preocupantes visto que a vala possui alta taxa de infiltração, alcançando a capacidade de infiltração de até 80% do volume escoado na estrutura.

Os resultados das análises do solo coletado no fundo da vala indicam a presença de todos os metais investigados, no entanto perante CONAMA 420/2009 a única desconformidade é para com o Cd. Esse resultado reflete na desconformidade do Cd no escoamento superficial. As características de texturas indicam a predominância de areia, e baixa concentração de matéria orgânica, o que reduz retenção de íons metálicos. O pH manteve-se em neutralidade e CTC baixa. Entende-se que valores baixos de CTC, representa que o solo tem baixa capacidade de reter cátions em forma trocável, desta forma permite a migração de poluentes do ambiente superficial para o subterrâneo. O solo possui alta capacidade de infiltração, no entanto, há dois agravantes no sistema, o primeiro é a presença de metais tóxicos no escoamento superficial e a segunda é a presença de um aquífero localizado superficialmente. Sendo possível encontrar água a 0,40 m da cota do fundo da vala, enquanto algumas pesquisas recomendam que uma profundidade mínima de 2 m.

Ao analisar 32 amostras de escoamento subterrâneo e compara-los com os limites estabelecidos no CONAMA 396/200. O Pb esteve em desconformidade em 90% das amostras analisadas, Fe em 75,7%, Mn em 69,7 %, Cr em 54,5% e Ni em 9,1%. O Cu e o Zn não apresentaram desconformidades. Os poços de monitoramento da água subterrânea foram construídos estrategicamente e revelaram informações fundamentais para esta pesquisa. O poço nº3 localizado a jusante da estrutura foi possível identificar a redução de aproximadamente 80 cm no ano de 2015 para 2016. Os fatores que ocasionaram esta redução são amplos, desde a exploração da água subterrânea quanto à redução da precipitação anual ocorrida em 2014 a 2016.

Desta forma, a vala de infiltração possui um excelente funcionamento para a infiltração do escoamento, porém não retém os poluentes inorgânicos, as concentrações de poluentes encontrados no escoamento subterrâneo são praticamente iguais às concentrações encontradas no escoamento superficial. Todos os metais investigados nesta pesquisa em doses consideráveis causam efeitos nocivos à saúde e foram encontrados nos ambientes investigados. A presença de metais na água subterrânea traz um alerta da mobilidade dos poluentes e da necessidade de adequações para as estruturas de infiltrações construídas no Distrito do Campeche. A aplicação de mudanças estruturais nas estruturas de infiltração da região torna-se uma medida entre várias ações que poderão preservar a qualidade do manancial subterrâneo. Assim, sugere-se o uso de biossorventes naturais e abundantes localmente para permitir a retenção de poluentes indesejados.

5 USE OF SHRIMP-SHELL FOR ADSORPTION OF METALS PRESENT IN SURFACE RUNOFF²

Abstract: This research analyses the use of natural shrimp shell and commercial chitin for biosorption of metal ions in surface runoff. Investigation of the use of these biosorbent materials in drainage system becomes a management measure for two extremely vulnerable areas in Brazil, fish waste management and the surface runoff quality. Methodological procedures involve treatments with different amounts of unprocessed shrimp shell and commercial chitin (5g and 10g) for 200mL of a compensatory drainage mechanism (infiltration swale). The contact time of biosorbent and runoff was 24h and to remove metal ions: Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Cr. Tests with unprocessed shrimp shell showed high concentrations of metallic ions (Pb, Ni, and Cu) causing contamination of the environment. However, they present good removal of specific metallic ions (Fe, Mn, Zn, and Cr). These results indicate the need for a biosorbent pre-treatment prior to full-scale use. We indicate a more detailed investigation of water quality in the environment used for shrimp farming. Tests with commercial chitin presented satisfactory results for two concentrations tested. Tests with 10 g of commercial chitin allowed removal of all tested metal ions (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Cr) with removal percentage between 6.7% and 84.4%. This efficiency may be related to its composition (shrimp, crustaceans, and crab) and to the chemical process applied to the product prior to commercialization.

Keywords: Shrimp shell; Heavy metals removal; Surface runoff.

5.1 INTRODUCTION

Socioeconomic development has transformed preserved areas into large urban centers. This rapid development reflects the increase in surface runoff, resulting in environmental impacts such as erosion, silting, flooding and reduction of groundwater recharge. Besides that, surface runoff may be contaminated by anthropogenic contaminants reaching various receiving waters such as streams, rivers, lakes, estuaries, and oceans. These problems combined with a lack of government planning result in degradation of surface and groundwater resources, as well as the destruction of soil biodiversity (Tassi et al. 2014; Schuck et al. 2015). In this way, this type of urban development proves to be inadequate for the conservation of water resources and stormwater management (SWM). It is being studied worldwide (Stephenson 2001).

Due to the multiple challenges posed by increasingly stringent and expensive environmental regulations, aging infrastructure, demographic changes, degraded rivers, climate change and flood protection, many cities around the world have faced complex

² Uma versão curta deste artigo foi apresentada no congresso Urban Drainage Modelling em 2018 e publicada como capítulo de livro. Rech, Aline Schuck; Rech, Julio Cesar; Caprario, Jakcemara; Tasca, Fabiane Andressa; Recio, María Ángeles Lobo; Finotti, Alexandra R. Use of Shrimp-Shell for Adsorption of Metals Present Surface Runoff In: Green Energy and Technology. 1 ed.: Springer International Publishing, 2019, p. 25-29. O artigo foi convidado para publicação de versão expandida na qual foi submetida à revista – Water Science and Technology. Após a submissão, em junho de 2019 o artigo foi aceito para a revista.

problems with supply and drinking water, collection and treatment of sewage and stormwater (Tasca et al. 2018). Measures aimed at preserving, restoring and creating spaces to compensate for the effects of urbanization are of great relevance among researchers (Fletcher et al. 2015). Therefore, it is imperative to manage efficiently urban stormwater runoff in order to reduce urbanization impacts.

Several solutions for SWM are adopted and applied worldwide; depending on the region, the technique receives different denomination. In this paper, the concept adopted is directed to Best Management Practices (BMPs) and Stormwater Control Measures (SCMs). These structures are used to reserve or treat urban runoff to reduce flooding, remove pollution, and provide other facilities, reducing impacts of urbanization on hydrological cycle (Ellis et al. 2004). They consider stormwater as a resource and use water by water storage facilities for drainage.

A well-known example of these structures is the swale infiltration. Swales are shallow, open vegetated drains/channels/ditches that are designed to convey, filter and infiltrate stormwater runoff (Deletic and Fletcher 2005). Advantages include groundwater recharge, low stream flow augmentation, water quality enhancement, and reduction in total runoff volume (Abida and Sabourin 2006). On the other hand, these infiltration structures can lead to the accumulation of contaminated sediments because they receive surface runoff with concentrations of pollutants from the basin activities. Urban drainage flow is rich in heavy metals (e.g. Fe, Al, Zn, Cu, Cd, Ni and Pb), motor oil, fuel, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), herbicides, and insecticides among many other toxic compounds, which influence surface and groundwater quality (Jia et al. 2013).

Contamination from infiltration is probably the most common subterranean contamination mechanism, especially when groundwater levels are high, and when soil layer is thin and soil permeability is high (Stigter and Dill 2000; Eckhardt et al. 2009; Kaliraj et al. 2015). In this way, searching for a treatment that removes organic and inorganic pollutants from surface runoff has become of interest to many managers worldwide. Numerous researches have tested biosorbent materials for removing these pollutants. Biosorption is the process of removing compounds, metal ions or other materials using an inactive (non-living) sorbent of biological origin, by means of tensile forces between removed material and biosorbent (Núñez-Gómez et al. 2017).

Among the materials investigated for inorganic removal, the biosorbents exhibit the best characteristics of affinity, capacity and selectivity with target metals. Biosorbents are natural, abundant, non-toxic and inexpensive materials (Fanco 2004; Velazquez 2006). However, traditional adsorbents used for the removal of metallic ions are considered high investment (Fabbricino and Pontoni 2016), being necessary the search for new

alternatives financially viable. In addition to the characteristics mentioned above, researchers highlight the need to apply environmental sustainability in these processes, such as waste management and reuse at the local level (Arulvek et al. 2016). In this sense, different adsorbents to remove the metal ions present in the agricultural residues, wastewater, and surface runoff were tested: cassava waste (Abia et al. 2003); peanut shell (Dubey and Gopal 2006); orange waste (Perez-Marin et al. 2007); corn cob (Igwe and Abia 2007); rice husk (Krishnani et al. 2008); canola waste (Amouei et al. 2013); peel of melon seeds (Giwa et al. 2013); sweet potato peel (Asuquo et al. 2016); grape pomace (Nayak et al. 2016), and commercial chitin (Núñez-Gómez et al. 2017).

Among these adsorbents, commercial chitin and chitosan derived from crab were highlighted in this study. Chitin and chitosan are examples used as biosorbent. Chitin is a hard, crystalline white nitrogen polysaccharide present in exoskeletons of many crustaceans and insect arthropod mollusks. On the other hand, commercial chitin is a biopolymer resulting from the processing of shrimp, crab and lobster waste. After processing, the material presents low content of metal and calcium carbonate, allowing the neutralization of the pH. Chitosan is derived from the deacetylation process of chitin, and consists mainly of exoskeletons of crustaceans. According to Gomez-Nunez et al. (2017), they are an excellent adsorbent of metal ions, especially under high-strength conditions and are capable of removing elements such as aluminum, arsenic, chromium, copper, iron, manganese, nickel and zinc from the aqueous solution.

The use of natural shrimp shell was studied for effluents with acid pH and high concentrations of metals and metalloids, presenting satisfactory results (Gamage and Shahidi 2007; Núñez-Gómez et al. 2016, Núñez-Gómez et al. 2017). Núñez-Gómez et al. (2017) used commercial chitin for the removal of metallic ions (Ni, Pb, Zn, Fe, Al, Cr, Mn, Mg) presented in mine waters and obtained satisfactory results in most of them. The researchers used 9.36 g.L^{-1} of shrimp shells at a stirring speed of 188 rpm. However, Gamage and Shahidi (2007) used chitosan derived from crab for the removal of metallic ions present in industrial wastewater. The results were satisfactory for Hg, Fe, Ni, Pb, Cu, and Zn. It is important to emphasize the importance of laboratory analysis and pre-treatment of biosensors before the application in real scale is discussed.

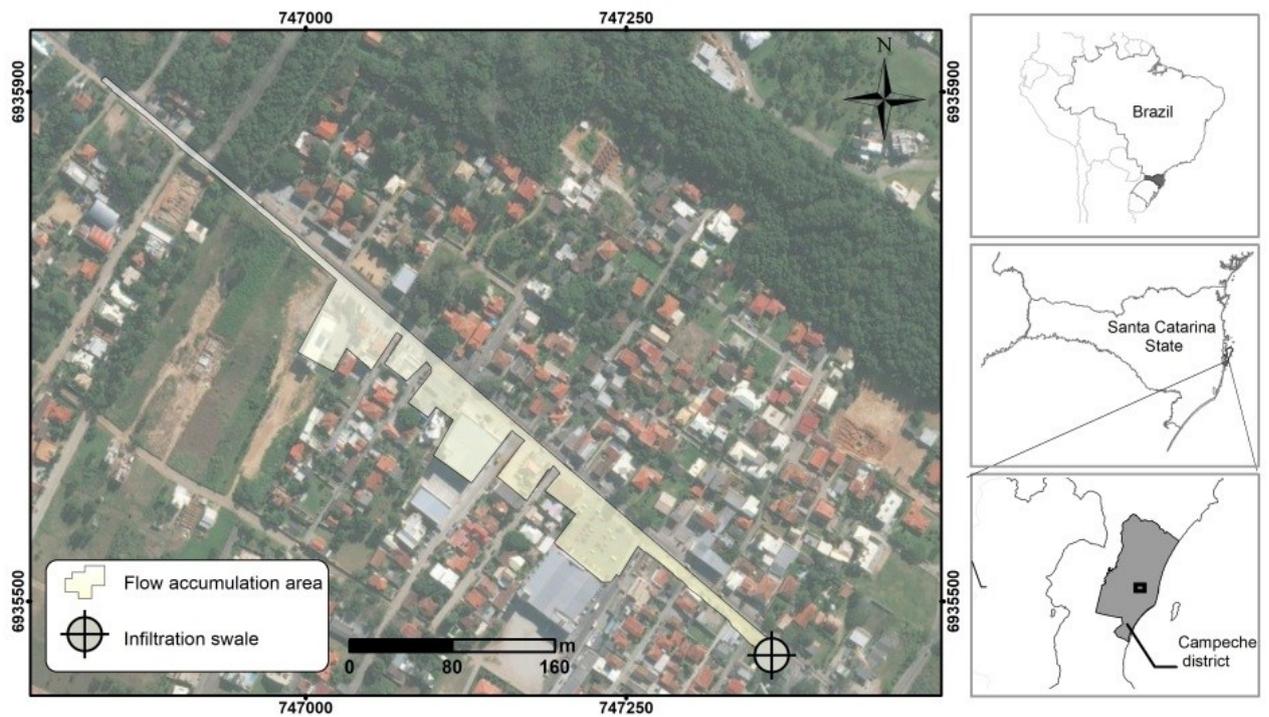
Despite the good results found in the initial research, the use of inorganic shrimp and commercial chitin as biosorbents for removal of metallic ions in surface runoff is new worldwide. Consolidation of these surveys can direct the use of these adsorbents in compensatory drainage mechanisms for remediation of pollutants. Aiming to contribute to increasing and the consolidation in these surveys, this paper studied the biosorption using shrimp shells (without the head) and commercial chitin for the removal of metallic ions

present in surface runoff from an infiltration swale in a district of State of Santa Catarina, in the South of Brazil. To investigate the efficiencies of these biosorbents, different treatments were performed in the laboratory. There is an abundance of these materials in the coast of this state due to the fishing activity, as well as there is a large number of infiltration structures in this district (Caprario et al. 2019). In this way, the use of biosorbents in compensatory drainage structures becomes an investigative and promising field.

5.2 MATERIALS AND METHODS

In this work, the surface flow of an infiltration swale was analysed for quantification of metallic ions. The infiltration structure is located in the Campeche District, in the Florianópolis city, southern Brazil (Figure 5-1) and the city hall maintains. According to the climatic classification of Köppen, this region has a Cfa climate (temperate humid with hot summer) and the annual precipitation varies from 1400 to 1600 mm presenting an average of 160 rainy days per year. This region faces many problems in the stormwater management, especially conflicts of land use. There is an unconfined aquifer (Campeche) susceptible to surface runoff contamination and illegally disposed household effluents. To intensify this problem, there are deficiencies in the drainage system (pipes) and lack of sewage collection and treatment in this District. Therefore, a good understanding of the operation and design of the swale is necessary to fulfill its purpose. Although it has been used to control runoff for almost 15 years, there are few studies on its qualitative-quantitative functioning.

Figure 5-1. Infiltration swale location.



Urban Stormwater and Compensatory Techniques Laboratory (LAUTEC), linked to the Federal University of Santa Catarina (UFSC), have begun monitoring this swale since 2014. The parameters monitored are related to the quality of surface water, groundwater and soil. Preliminary results from Pacheco (2015) demonstrated the presence of high concentrations of Cd, Cu, Pb and Cr in the runoff, demonstrating the potential of contamination of the soil and, possibly, groundwater. Based on this scenario, we searched for alternatives that could be implanted within the compensatory technique, in order to retain metals from the surface runoff. As a requirement for the choice of the alternative, it was considered the non-alteration of the structure-function, the non-aggravation of the potential contamination, and the low cost of application, searching for regional materials. In a literature review on the removal of heavy metals with the use of biosorbents, two alternative materials were determined for laboratory study: shrimp shell (without the head and organic matter) and commercial chitin.

The materials selected for laboratory study meet the requirements that incorporate the concept of sustainability and management of fishing waste at the local level. Initially, both shrimp shell and commercial chitin were processed and tested in the laboratory. They went through two treatments, one with distilled water and another with runoff of an intense vehicular traffic area.

5.2.1 Shrimp-shell and commercial chitin

The procedure used for shrimp shells in-nature preparation was based on the methodology described by Núñez-Gómez et al. (2017). First, the shrimp shells (without the head) were thoroughly washed for removal of the organic matter. The shrimp shells were dried for 72 hours at 100 °C and stored at 50 °C until tests were performed. Shrimp shells were obtained from an animal food processing industry located in Laguna, 130 km from the Campeche district. The city sells shrimp for the entire state and, in the case of the high demand for biosorbents the industry can supply the demand. The thermal procedure applied in commercial chitin is the same as in shrimp shell. Commercial chitin was purchased from a crustacean carapace industry located in northeastern Brazil because it was the only company with processed raw material available for commercialization. Shrimp shells were grounded to maintain homogeneity in size. Shrimp shells and commercial chitin size flakes varied from 0.1 to 1 cm.

5.2.2 Surface runoff

The tested effluent was collected in the summer of 2017, a period characterized by high intensity rainfall. After collection, the sample was preserved cooled ($\pm 10^{\circ}\text{C}$) and sent to the laboratory for biosorption and quantification of metallic ions. This area is characterized by intense road flow, mixed constructive uses (residential, commercial and industrial), absence of sewage collection networks, partial drainage network and numerous infiltration structures. According to Pacheco (2015), the flow provided from this area presents considerable parcels of metallic ions making underground environment extremely fragile and prone to contamination. In addition, some maintenance is done in this infiltration swale (removal of excess sand, vegetation, and urban solid waste).

5.2.3 Laboratory Tests

This research investigated the removal of metallic ions present in the surface runoff using two biosorbents, commercial chitin, and unprocessed shrimp shell. These biosorbents were used to remove the following metallic ions: Cr, Pb, Ni, Cu, Zn, Fe and Mn. The surface runoff has a considerable of metallic ions (Pacheco 2015). The surface runoff was collected and the concentrations of metallic ions were analyzed. They were called as Standard Test in this paper. The results obtained in Standard Test (surface runoff) were compared with the results obtained with biosorbents in the removal of metallic ions. The tests with 200 ml of surface runoff and 200 ml of distilled water, when applied on commercial chitin and shrimp shell, were denominated as treatments.

In preliminary tests, metallic ions were found in biosorbents. In this procedure, in the treatment A, it was used distilled water. In the treatment B, 200 ml of surface runoff was used to verify the sorption capacity of each biosorbent. The treatments were applied in proportions of 5 g and 10 g of each biosorbent. All samples remained in a volumetric flask for 24 hours under a low speed stirring table (0-100 rpm). Triplicates were performed for all analyses. The procedures performed in this research are summarized in figure 5-2 and table 5-1.

Figure 5-2. Procedures used in this research: surface runoff pattern; white test in biosorbents and treatments with shrimp shell and commercial chitin.



Table 5-1. Analyses performed in the laboratory using shrimp shells in nature and commercial chitin.

Test	Material								Standard Runoff
	Shrimp shells				Commercial chitin				
Quantity (g)	5		10		5		10		-
Treatment	A	B	A	B	A	B	A	B	B

* Except for standard test (runoff), all tests were performed under the conditions of 24 hours of contact time and low agitation (0-100 rpm). In all tests the Cr, Pb, Ni, Cu, Zn, Fe, and Mn metals were analysed.

***Treatment A** - 200mL of distilled water and **Treatment B** - 200mL of runoff.

The calibration of the pH meter was performed through an electrode potentiometer before and after each treatment with the biosorbents. In all experiments of surface runoff/biosorbent or distilled water/biosorbent, the contact time was 24h and a temperature monitored by liquid thermometer ($22^{\circ}\text{C} \pm 2$). A shaker table (Cientec model CT-145) with stirring speed of 0-100% or 100rpm was used. The filtration of the sample was performed in cellulose acetate membranes with $0.45\mu\text{m}$ porosity. For monitoring possible changes in intrinsic conditions a blank was tested (no liquid sample of biosorbent). An aliquot was separated to analyze the concentration of metallic ions. The concentration of the metals of each sample was measured by an SM 3111B atomic/flame absorption method.

5.3 RESULTS AND DISCUSSION

5.3.1 Adsorption with shrimp shell and commercial chitin

First results were obtained from the test with shrimp shell and distilled water. These results indicate that high concentrations of Pb, Ni, and Cu are present in the shrimp shell (Treatment A). This initial concentration of Pb, Ni, and Cu directly affected the subsequent adsorption results of treatment B, procedures using 5 g of shrimp shell. In the treatment B, with an addition of 5g of shrimp shell in surface runoff, there was an increase 138% for Pb and 58% for Ni in the liquid medium. Cu presented opposite results, there was a reduction of 1.80% of this metal ion in the treatment. These negative results (Pb and Ni) evidenced the presence of the excess of these chemicals in biosorbent, that is, biosorbents were not efficient in the removal and increased the concentration of these metallic ions in the solution.

After the treatments A and B (5 g of shrimp shell/distilled waters and shrimp shell/surface runoff), similar treatments were performed for 10 g of this biosorbent to verify the removal of metallic ions. The increase biosorbent amounts in the liquid-base had the objective of verifying the efficiency of the material tested. The results of the white tests showed the initial presence of Ni and Cu in the biosorbent. However, the values of Ni and Cu were lower than those for treatment A with 5 g of biosorbent. The presence of these ions resulted in the contamination of the sample by 15% for Ni and 2% for Cu (results treatment B). Pb did not present alteration in this treatment, in contradiction to the treatments with 5g. A possible justification for this change is related to filtration failures, residues of biosorbents in the liquid sample may alter the results. The Suggestion for new tests is to perform double filtration. These initial concentrations of metal ions in the

biosorbents directly influenced surface water tests, reducing the potential for removal of biosorbents. These chemical elements present in the biosorbent indicate contamination of the shrimp cultivation site. There is a need for analysis and specific observations of the activities developed around the area of crustacean breeding. These metallic ions are derived from different sources, urban waters, industrial activities, and sanitary sewage.

However, the unprocessed shrimp shell presented satisfactory results in the removal of some metal ions. The best biosorption results were obtained for Fe (62.8%) and Cr (55.6%) in the test with 5 g of material. The tests with 10g of fresh shrimp shell showed satisfactory results for Fe (63.4%) and Cr (62.2%). The results of the 5g and 10g treatments are shown in the table 5-2. The most satisfactory results are with 10g of shrimp shell. In this way, greater amounts of biosorbent material allow better efficiencies.

Table 5-2. Analyses performed in the laboratory using shrimp shells in nature.

Test	Material						Standard Runoff
	Shrimp shells						
Quantity (g) to 200mL	5			10			-
Treatment (mg/L)	A	B	%	A	B	%	B
Cr	0.003	0.016	55.60	0.004	0.014	62.20	0.033
Pb	0.020	0.081	-138.20	0.126	0.130	7.10	0.014
Ni	0.050	0.103	-58.50	0.093	0.125	-15.70	0.015
Cu	0.136	0.167	1.80	0.234	0.274	-2.20	0.034
Zn	0.190	0.248	22.50	0.359	0.432	11.70	0.130
Fe	0.421	2.161	62.80	0.789	2.262	63.40	5.390
Mn	0.158	0.162	34.40	0.199	0.245	14.90	0.089
pH inicial	-	6.03	-	-	6.03	-	6.03
pH final	-	7.41	-	-	7.450	-	-

* Negative results indicate that the absorbent contaminated the sample.

The pH of the runoff increased from 6.03 to 7.45 with the addition of the shrimp shells. This increase is justified because this fresh biosorbent contains calcium, carbonate and chitin, leaving the sample alkaline. The increase in the pH was also recorded in Núñez-Gómez et al. (2017). The two quantities of shrimp shells tested with the surface runoff presented variations of removal of metal ions and selectivity. In the pH research, it remained close to neutralizing the binding of the biosorbent with the metallic. Gamage and Shahidi (2007) highlight chitin and chitosan abundantly in nature and are excellent chelators for some kinds of metal ions, especially for Hg (II), Fe (II), Ni (II), Pb (II), Cu (II), and Zn (II) of industrial effluents but at pH 7.0.

There was contamination of the sample with Pb, Ni, and Cu, and removal of Fe, Mn, Zn, and Cr ions. The concentrations of metals in the shrimp shell became a warning

for the use of alternative materials without pre-treatment as metallic biosorbents. Annually, numerous researches are carried out using locally found biosorbents in abundance, trying to use them in the removal of pollutants, but without adequate techniques and processes, these biosorbents can transfer pollutants to the environment.

After treatments within unprocessed shrimp shell, the potential of metal ions removal with commercial chitin was investigated. This biosorbent results from the chemical treatment of crustacean shells (residues from the fishing activity) and commercialized for numerous industrial applications. The procedures applied with this biosorbent are the same as those applied to shrimp shell.

White tests were performed for 5g and 10g commercial chitin. The results of the tests with commercial chitin (5 g) were satisfactory for Cr (82.4%), Cu (82.2%), Zn (76.2%), Fe (83.5%), and Mn (92.2%). The withdrawal exhume is Ni, this metal ion contaminated the sample by 18%. Tests with 10 g of commercial chitin allowed the removal of all tested metal ions. It was noted that this biosorbent, commercial chitin increased the pH from 6.3 to 8.10. While using shrimp shell the pH went from 6.3 to 7.45. The commercial test results are shown in table 5-3.

Table 5-3. Results of laboratory tests using commercial chitin.

Test	Material						Standard Runoff
	Commercial chitin						
Quantity (g) to 200mL	5			10			-
Treatment (mg/L)	A	B	%	A	B	%	B
Cr	0.001	0.006	82.4	0.001	0.007	79.4	0.033
Pb	0.011	0.025	0.0	0.001	0.014	6.7	0.014
Ni	0.021	0.103	-18.1	0.014	0.018	37.9	0.015
Cu	0.011	0.008	82.2	0.011	0.007	84.4	0.034
Zn	0.021	0.036	76.2	0.031	0.057	64.6	0.130
Fe	0.316	0.944	83.5	0.812	2.204	64.5	5.390
Mn	0.052	0.010	92.9	0.045	0.025	81.3	0.089
pH inicial	-	6.03	-	-	6.03	-	6.03
pH final	-	7.88	-	-	8.10	-	-

* Negative results indicate that the absorbent contaminated the sample.

The use of commercial chitin as adsorbers has achieved satisfactory results. The results of treatment B (10g) achieved effective removal for all tested metal ions: Cr (79.4%), Pb (6.7%), Ni (37.9%), Cu (84.4%), Zn (64.6%), Fe (64.5%), and Mn (81.3%). These results may be related to the processing of crustacean shells in the commercial chitin processing industry. The chemicals used to remove the organic matter presented in the shells are possibly removing the metal ions identified in shrimp shell.

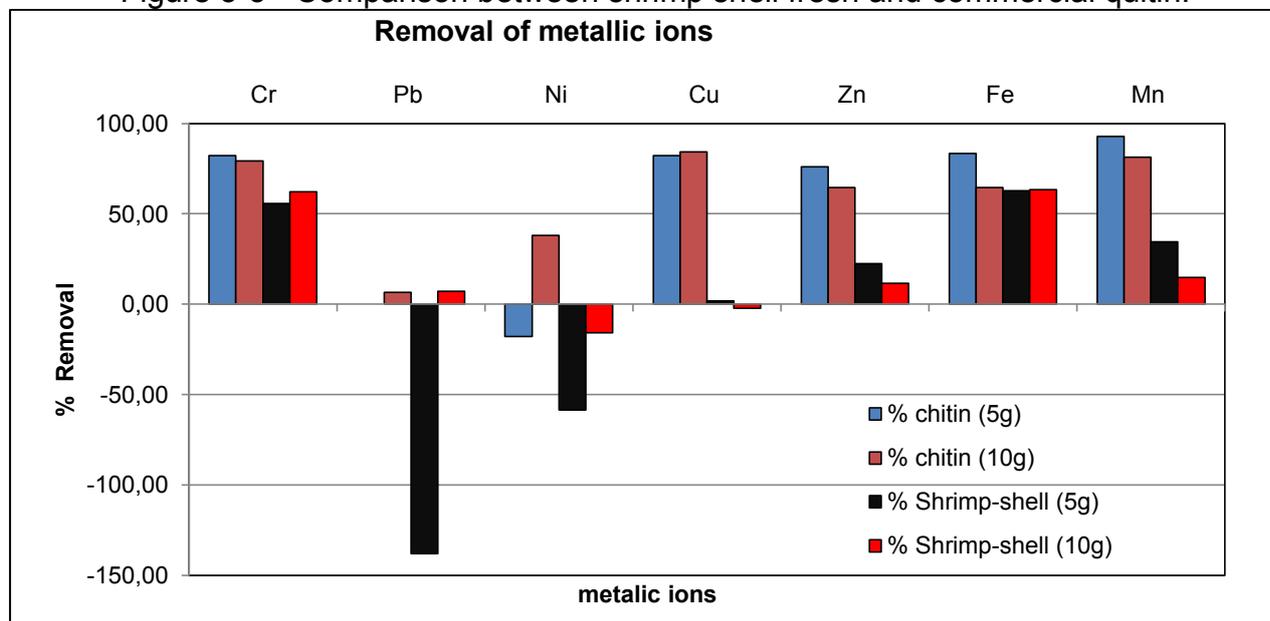
According to Antonino (2007), the main chitin sources are the exoskeletons of several crustaceans such as crabs and shrimp. Chitin is strongly related to proteins, inorganic material, pigments, and lipids. The process of cleaning consists in removing the impurities and there is still no standard process, but a pre-treatment of demineralization, deproteinization, deodorization, and drying is necessary. These are the main stages of the removal of the organic material (tissue portions) and other materials that can accompany the residue that takes place during treatment. In case of larger dimensions (different), it is necessary to grind to obtain lower particle size. The demineralization phase is used to reduce the content of raw material matter. Deproteinization reduces protein nitrogen and the demineralized raw material has a higher content of sodium hydroxide solution than is found without a stirred tank. In the deodorization process, in a tank with sodium hypochlorite solution is added raw material order to reduce the smell from the material and remove of the pigments. The final step is drying at 80 ° C for 4 hours (Moura et al. 2006).

The results of the removal of metallic ions with the shrimp shells and the commercial chitin are compared in figure 5. The best removal results were obtained with a concentration of 10 g of commercial chitin (with a minimum removal of 6% for Pb and maximum removal of 81.3% of Mn . it was observed that the concentrations of Ni metal ions are considerably reduced with the use of chitin, unlike the tests presented with shrimp shell, which increased the concentration of this metal in the medium. with the addition of shrimp shells to remove metallic ions the opposite process was observed for two specific ions, Ni and Pb. The shrimp shells have an accumulation of these ions, thus, it contaminates the liquid medium.

The shrimp shells were acquired in an animal feed industry in Laguna. The industry receives the rejects from the processing of raw shrimp and other crustaceans. The monitoring carried out in this research, using only shell information and indicates that the breeding sites there are a high concentration of Pb, Ni, and Cu in water. Emphasizing the need for researching on the quality of water in breeding sites and also on the quality of the meat consumed. According to information in the literature, there are several species of shrimp and consequently, there are variations of their eating habits. Living in nature, especially in salt water, shrimps can be detritivores, scavengers, algivores, filterers, cannibalism, and commensalism (Ribeiro et al. 2014). In captivity, shrimp farming, the feed is based on balanced food, supplied differently for each stage of development. It also occurs natural feeding based on plankton and nutrients entering tanks through water circulation (Ribeiro et al. 2014). By feeding in this way, shrimps become bioaccumulators of pollutants. This research identified an excess of Pb, Ni, and Cu concentration in shrimp shells. Santos et al. (2014) describes that these pollutants are linked to anthropogenic

sources, the use of fertilizers rich in metals such as Pb and Ni, and domestic sewage in Cu. The comparison between the shrimp shell and the commercial chitin treatment is shown in figure 5-3.

Figure 5-3 - Comparison between shrimp shell fresh and commercial chitin.



As an alternative for the removal of the metals found in the natural shrimp shells, treatment methods involving the process of demineralization and deproteinization are necessary. However, these methods require large amounts of acid and alkaline (Barriada et al. 2007). Considering that the shrimp shell contains at most 20% of the chitin (Moret and Rubio 2003), in order to achieve the same results of the removal of metallic ions obtained by commercial chitin, larger amounts of the natural resource are required. Thus, opting for the methods of complete treatment of shrimp shell can make its use limited, given the fact that commercial chitin undergoes the same treatments with a low cost/price associated.

The residence time of the biosorbent in the liquid medium and its contact surface (particle size) is extremely determinant in the sorption capacity of the chelator to the polluting agent (complexing agent), in this case, metallic ions. In this study, a relatively long residence time was adopted, being 24h. With a residence time of 24h, the results were considered satisfactory, mainly in relation to commercial chitin. Gamage and Shahidi (2007) investigated different residence times and contact times between adsorbent and metal ions, defined as type 1 - 20h (350-500 μ m), type 2 - 10h (350-1000 μ m) and type 3 - 4h (1000 μ m). All exposure times presented satisfactory results. However, the greatest adsorption of metallic ions was with the contact time of type 1 - 20h. The commercial chitin size used in this research is 0.1 to 1.0cm. Particle size relatively larger than quoted by

researchers. The adoption of the particle size aimed to apply the test to commercial chitin with its actual size of commercialization.

The commercial tests of chitin evidenced its great potential as biosorbent and also the possibility of application in one of the several compensatory structures of drainage existing in the District of Campeche. In this way, studies are suggested for the application of drainage mattresses as mechanisms to remove metallic ions. However, information on the adsorption capacity, the thickness of the mattress, the retention time and the degradation of biological material needs to be studied.

5.4 CONCLUSIONS

This research investigated the use of the commercial chitin and the unprocessed shrimp shell as biosorbent of metal ions in the runoff. It sought to resolve the two environments that are widely vulnerable in the country, waste management from fishing activity and surface runoff quality. Brazil coastal region has great expressiveness in fishing activities due to the generation of jobs, economy and production. The correct handling of this waste is needed. An alternative evidenced is the use of these biosorbents in the removal of pollutants present in surface runoff. Surface runoff in urban areas has characteristics of the developed economic activities and for that reason; it may present concentrations of metallic ions, being toxic to the environment.

Thinking about sustainability, this research addressed the innovation allied to waste management and the use of shrimp shell to remove metallic ions present in the surface runoff. Initial tests indicated high concentrations of metal ions in unprocessed shrimp shell, increased the final concentrations in surface runoff, mainly for Pb and Ni. However, satisfactory results were found for Cr, Cu, Zn, Fe, and Mn.

Tests with commercial chitin showed better results in the absorption of metals, probably due to the industrial processing of crustacean shells, the main source of raw material. The processing of the shells involves products for the bleaching of the residues, in this process; there is the partial elimination of contaminants, especially the metallic ions. The use of commercial chitin also raised the pH; this factor can avoid the mobility of metallic ions in the soil.

In general, good metal ion removal results by commercial chitin suggest its application as a full-scale biosorbent, e.g. as a draining mattress in an infiltration swale. This application may indicate the effective functionality of compensatory technique. However, shrimp shells in nature cannot be used in metallic ions removal without a pre-treatment. Shrimp shell tested had excessive amounts of metal ions (Pb, Ni, and Cu),

which resulted in the contamination of the sample, affecting the results of the treatments applied. Further research on water quality in shrimp breeding environments is needed, due to shrimp's ability to absorb undesirable substances in the water. Shrimp (sea) crayfish may be receiving unwanted pollutants (domestic or industrial sewage) and affecting raw material quality.

More repetitions with biosorbents are suggested for future tests. In this case, the use of commercial chitin showed the best results except for Pb and Ni. This low removal may be related to effective care during the treatments, as it is determinant for results, mainly with filtration process in biosorbent residues removal. We observed in this research that increasing the amount of biosorbent in effluent consequently increased the metallic ions removal. In this way, tests with larger quantities can also be investigated. Another measure that can be investigated refers to the contact time of biosorbent with effluent. Tests with a contact time of more than 24 hours can increase the effectiveness of biosorbent and identify maximum capacity of pollutants retention.

6 ADEQUAÇÃO DE SISTEMA DE DRENAGEM URBANA COM INFILTRAÇÃO PARA REMOÇÃO DE ÍONS METÁLICOS

Resumo – A drenagem urbana em regiões costeiras apresenta limitações como aquíferos rasos e altas taxas de infiltração que podem dificultar a implementação de técnicas compensatórias nestes ambientes. Neste artigo apresentamos a adequação de uma vala de infiltração com uso de biossorvente para a retenção de metais e também permitir sua aplicação em uma cidade litorânea no sul do Brasil. A antiga estrutura, uma vala de infiltração, recebia escoamento superficial com a presença de íons metálicos, o que a tornava um ponto de injeção de poluentes para o ambiente subterrâneo. O projeto da nova estrutura contempla uma tubulação perfurada e montada em cima de um colchão drenante com quitina comercial. A tubulação de concreto armado possui diâmetro de 80cm e foi perfurada com diâmetro aproximado de 2,5 cm e espaçamento de 10 cm. O colchão composto por quitina comercial foi posicionado abaixo da tubulação de drenagem perfurada. O colchão drenante é constituído por manta geotêxtil e quitina comercial (flocos variando entre 0,1 e 2 mm). A espessura da quitina oscilou entre 3 e 5 cm (5cm no fundo e 3 cm nas laterais). Abaixo do colchão de quitina comercial foram instalados 02 tubos de 40 mm perfurados a fim de coletar a água drenada. Foram coletadas amostras de escoamento superficial, água subterrânea, água percolada no colchão de quitina e solo para determinação da concentração de metais (Cr, Pb, Ni, Cu, Zn, Fe e Mn). Desta forma, pode-se avaliar a funcionalidade do biossorvente na retenção de metais na vala modificada. Os resultados encontrados sobre a funcionalidade da quitina na estrutura de infiltração superam a estimativa de remoção de metais testados em laboratório. A nova estrutura reduziu o volume infiltrado, porém o biossorvente reteve os poluentes, melhorando a qualidade do escoamento que atinge o aquífero. Entretanto as mudanças na estrutura modificada resultaram na retenção de sólidos, o que dificultou a operação do novo sistema.

Palavras chaves: Vala de infiltração. Biossorventes. Remoção de íons metálicos. Quitina comercial. Qualidade do escoamento superficial.

6.1 INTRODUÇÃO

Os aquíferos localizados em regiões costeiras podem apresentar maior vulnerabilidade ou sensibilidade aos impactos humanos e/ou naturais. A vulnerabilidade pode ser caracterizada como intrínseca dependente de fatores hidrogeológicos (características do aquífero, do solo e dos materiais geológicos) e específica resultante dos impactos potenciais do uso específico dos solos e dos contaminantes (STIGTER e DILL, 2000; MORAIS, 2016). A velocidade da contaminação das águas subterrâneas pode ser mais rápida quando o aquífero apresentar níveis superficiais da água, fina espessura do solo e alta taxa de infiltração (CAPRARIO et al., 2019).

Diversas são as fontes potencialmente poluidoras das águas subterrâneas. Os poluentes têm origem principalmente urbana, rural e de mineração (TORRES, 2010; IRITANI e IZAKI, 2014; SATAGGE et al., 2012; BRAGA 2017). Dentre as formas de

contato entre os poluentes de origem superficial com ambiente subterrâneo, cita-se a infiltração de escoamentos superficiais. Durante a precipitação, a geração de escoamento superficial permite a lavagem de superfícies e apresenta uma diversidade de poluentes, contendo principalmente hidrocarbonetos, metais pesados, matéria orgânica e compostos organoclorados (INGVERTSEN et al., 2010; ISMAIL et al., 2014). O escoamento é carregado em direção aos cursos hídricos e/ou direcionado para estruturas de infiltração, visando à recarga subterrânea.

Anualmente, são estudadas técnicas de drenagem que permitem a infiltração e retenção escoamento superficial a fim de compensar os efeitos da urbanização, recuperando ou mantendo o ciclo hidrológico em ambiente urbano. As técnicas chamadas BMP (Best Management Practices) ou técnicas compensatórias de drenagem apresentam praticidade e podem ser aplicadas em áreas comerciais, residenciais e industriais (FLETCHER et al., 2014). No entanto, alguns modelos de estruturas de infiltração não retêm os poluentes encontrados no escoamento pluvial. E neste contexto, surgiram as IMPs (Integrated Management Practices), as técnicas de infiltração que estão associadas ao uso de plantas, chamadas de biorretenção. O uso de plantas contribui para a evapotranspiração, ajuda na permeabilidade do meio e também na adsorção de poluentes não biodegradáveis (BRAGA, 2017).

Além do uso da biorretenção em técnicas de infiltração, os bioissorventes naturais apresentam alta potencialidade na retenção de poluentes presentes em escoamento superficial (RECH et al., 2019). Os bioissorventes ou biomassa residual/agroindustrial são promissores, de baixo custo e apresentam potencial para a remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos de diferentes fontes poluidoras. A gama de investigação de biomassa como bioissorvente é vasta, tais como o uso de talos de girassol, resíduo de mandioca, levedura de cerveja, casca de coco com quitosana, resíduos de laranja, biomassa de casca de avelã e amêndoas, casca de semente de melão, girassol e resíduos de casca de batata, canola e noz, carboximetilcelulose e quitina, casca de camarão, bagaço de uva, casca de amendoim, folha de caqui - naturais e secas (SUN e SHI, 1998; ABIA et al., 2003; KIM et al., 2005; AMUDA et al., 2007; PÉREZ-MARÍN et al., 2007; PEHLIVAN et al., 2009; PEHLIVAN et al., 2009; GIWA et al., 2013; FEIZI e JALALI, 2015; TARPANI, 2012; NÚÑEZ-GÓMEZ et al., 2016; NAYAK et al. 2016; ABDELFATTAH et al., 2016 e LEE e CHOI, 2018).

Aplicar os bioissorvedores em estruturas de infiltração torna-se uma integração entre a gestão adequada de resíduos e o controle da poluição hídrica, em especial em locais em que as estruturas estejam localizadas em zonas críticas que exigem maiores níveis de tratamento das águas. E também se apresentam como uma atraente alternativa

para regiões que possuem bioSORVENTES em abundância. Entre os vários bioSORVENTES citados anteriormente, destacam-se os resíduos da atividade pesqueira. De acordo com a FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) no ano de 2016 o Brasil comercializou 1.286.000 toneladas de produtos do setor pesqueiro (peixes, crustáceos, etc.), conseqüentemente houve grandes gerações de resíduos nesta atividade (FAO, 2018).

Considerando este cenário Rech et al. (2019) testaram em laboratório a eficiência da casca de camarão fresco para remoção de metais presentes no escoamento superficial, obtendo resultados satisfatórios para a remoção dos íons Fe, Mn, Zn e Cr. No entanto o bioSORVENTE demonstrou ineficiência na remoção de Pb, Ni e Cu, indicando contaminação das cascas in natura. Os testes com quitina comercial se mostram mais promissores e houve remoção de todos os íons supracitados. Também Núñez-Gómez et al. (2017) testaram o uso de quitina comercial para remoção de metais em águas superficiais contaminados com DAM (Drenagem Ácida de Minas) e alcançaram bons resultados. Além da remoção de íons metálicos, a quitina fonte de cálcio, aumentou o pH das amostras de 3 para 7. A quitina comercial é resultante do processamento químico aplicado aos resíduos pesqueiros incluindo cascas de camarão, siri e demais carapaças de crustáceos.

Portanto, este estudo explora a adaptação de uma técnica compensatória de infiltração, pertencente a um sistema de drenagem urbana em uma região com restrições ambientais. O local é litorâneo e apresenta a necessidade de remoção das águas de escoamento superficial. Ao mesmo tempo o lençol freático é alto e o solo possui alta taxa de infiltração devido à grande presença de areia. A antiga estrutura recebia escoamento superficial com a presença de íons metálicos, o que a tornava um ponto de injeção de poluentes para o ambiente subterrâneo. A estrutura foi usada por mais de 30 anos para cumprir com a função original, no entanto precisava de adequações na remoção de poluentes. Após elaboração do projeto, a vala de infiltração foi reestruturada e houve a possibilidade da aplicação de um colchão drenante com quitina (bioSORVENTE) para remoção de íons metálicos.

Essa mudança estrutural tornou-se uma possibilidade em escala real para a avaliação do uso de bioSORVENTE em estruturas de infiltração. As estruturas estão inseridas em um ambiente frágil, onde há necessidade do controle do escoamento superficial evitando alagamentos e também que permita a recarga do aquífero com um escoamento com boa qualidade. O uso de bioSORVENTE pode ser uma alternativa viável suprir esses desafios para a região. Ademais, deve ser evidenciada, a abundância deste resíduo na região litorânea do Brasil com possibilidade de processamento em grande

escala e também a presença de inúmeras estruturas de infiltração no Distrito do Campeche, local de implantação da nova estrutura adaptada.

6.2 MATERIAIS E MÉTODOS

6.2.1 Área de estudo

Esta pesquisa foi realizada no Distrito Campeche, no município de Florianópolis, em Santa Catarina, sul do Brasil. A região é caracterizada por problemas no manejo de águas pluviais, especialmente pela deficiência nos sistemas de drenagem e tratamento de esgoto sanitário (CAPRARIO, 2017). Trata-se de uma planície litorânea que acumula grandes volumes de água, cercada por morros, que aceleram o escoamento inicial. Em episódios de maré alta a dificuldade de escoamento aumenta. Outro agravante é a presença de um aquífero não confinado (Aquífero Campeche). Nessa localidade existe sistema de drenagem intermitente e inúmeras estruturas de infiltração atuantes e que necessitam de avaliação de seu funcionamento. De acordo com Caprario (2017) o Distrito do Campeche possui 1.017 estruturas compensatórias de drenagem, representadas por vala de infiltração e poços de infiltração.

6.2.2 Vala de infiltração

A vala de infiltração modificada estruturalmente e descrita nesta pesquisa, foi mantida em operação por mais de 30 anos pela prefeitura municipal de Florianópolis e a manutenção executada era o corte de vegetação e a remoção do material excedente sedimentado na vala (areia e resíduos sólidos). A sua avaliação funcional, como uma estrutura compensatória só ocorreu devido ao monitoramento de 03 anos (2014-2017) pelo grupo de pesquisa LAUTEC – UFSC.

Durante o período de monitoramento da estrutura foram identificadas concentrações excessivas de Cr, Pb, Ni, Cu, Zn, Fe e Mn no escoamento superficial (PACHECO 2015; SCHUCK et al., 2018). Essas concentrações foram discutidas no capítulo 4 desta tese. A presença desses poluentes e as falhas na inserção paisagística da vala também foram fatores de rejeição da estrutura no contexto urbano o que contribuiu para a mudança de seu projeto culminando com a configuração que apresentaremos a seguir.

A aceitabilidade da estrutura pela comunidade local sempre foi questionada, pois a vala recebia manutenção esporádica, além de contribuições irregulares de resíduos

sólidos e esgoto sanitário, favorecendo a procriação de vetores e a liberação de odores (SCHUCK et al., 2014, PACHECO, 2015). Esses contaminantes colocavam em risco a qualidade do lençol freático que está localizado próximo à superfície. Estes fatores, somados à intensa especulação imobiliária, por se tratar de uma área turística, e a comercialização do terreno próximo à vala acarretaram na necessidade de adequações em sua estrutura.

A vala foi gerida por muito tempo pela prefeitura municipal, no entanto, em 2017 quando houve a transferência da propriedade que ficava ao lado da vala, foi constatado em cartório que de fato a estrutura ficava dentro do terreno particular. Na falta de instrumentos de regulação do seu uso entre prefeitura e proprietário, houve um acordo entre estas duas partes e o LAUTEC propôs a adequação da estrutura. Essa adequação buscou atender à mudança de uso pretendida pelo proprietário, a função de estrutura de drenagem pleiteada pela prefeitura e avaliação de biossorventes na retenção de íons metálicos. A vala foi transformada em uma espécie de trincheira, de forma a permitir a passagem de veículos e pedestres sobre a estrutura, com a inserção do colchão quitina para retenção dos metais. Desta forma, vários fatores indicavam a necessidade de adequações para a vala de infiltração (Figura 6-1).

Figura 6-1. Fluxograma com as informações norteadoras para execução da mudança estrutural da vala de infiltração.



Fonte: Autora (2019).

6.2.3 Adaptação da estrutura de infiltração

Em setembro de 2017 foram executadas as adequações estruturais na vala de infiltração. A estrutura foi fechada e adaptada visando preservar a infiltração, controlar a entrada de metais no aquífero com a inserção de biossorventes e o permitir trânsito sobre a estrutura. O projeto da nova estrutura incluiu a inserção de tubos de concreto de drenagem perfurados e assentados sobre um colchão drenante com quitina comercial. Os tubos são de concreto armado com diâmetro de 80 cm foram perfurados com furos de diâmetros de 2,5cm e com espaçamento de 10 cm entre cada perfuração. As perfurações foram manuais com auxílio de uma furadeira com broca de 2,5 cm. Optou-se pela perfuração pela inexistência da comercialização de tubos com este diâmetro específico perfurado para pronta entrega. O espaçamento e o diâmetro foram definidos em função da armadura dupla de ferro presente nos tubos de concreto, o que dificultou a abertura de diâmetros maiores e também na redução do espaçamento entre os furos.

Abida e Sabourin (2006) recomendam que o diâmetro dos furos em tubulações de drenagem não sejam pequenos devido ao acúmulo de sedimentos nos orifícios e que pode resultar em entupimento. Os autores testaram e obtiveram boa funcionalidade de perfuração com diâmetros com 8 a 13 cm em tubos de concreto de 35 cm e 40 cm. Buscando compensar o tamanho pequeno dos diâmetros, optou-se durante a colocação dos tubos de concreto na vala em mantê-los espaçados aproximadamente 10 cm e assim aumentar a área de infiltração. O diâmetro mínimo de 80 cm da tubulação de drenagem foi estabelecido pela prefeitura, devido à estrutura estar próxima a uma das principais vias de circulação do Distrito do Campeche.

O colchão composto por quitina comercial (Biossorvente) foi posicionado abaixo da tubulação de drenagem perfurada. O colchão drenante é constituído por mantra geotêxtil e quitina comercial em tamanho comercializado com flocos variando entre 0,1 e 2 mm. A espessura de quitina variou entre 3 e 5 cm (5cm no fundo e 3cm nas laterais). O colchão de quitina foi instalado ao longo do comprimento da vala (aprox. 10m), nas caixas de inspeção (0,8m²), largura de fundo (1 m) e nas laterais (altura de 0,50m). Foram adquiridos 10kg de quitina comercial da indústria Polymar, localizada em Fortaleza – CE. Logo abaixo do colchão de quitina comercial foram instalados 02 tubos de 40 mm perfurados na parte superior e envoltos com membranas geotêxtil a fim de coletar a água drenada. A água drenada foi denominada nesta pesquisa de escoamento filtrado.

O projeto da vala modificada previa a construção de 03 caixas de inspeções construídas (montante, meio e jusante), sendo que foram montados colchões individuais

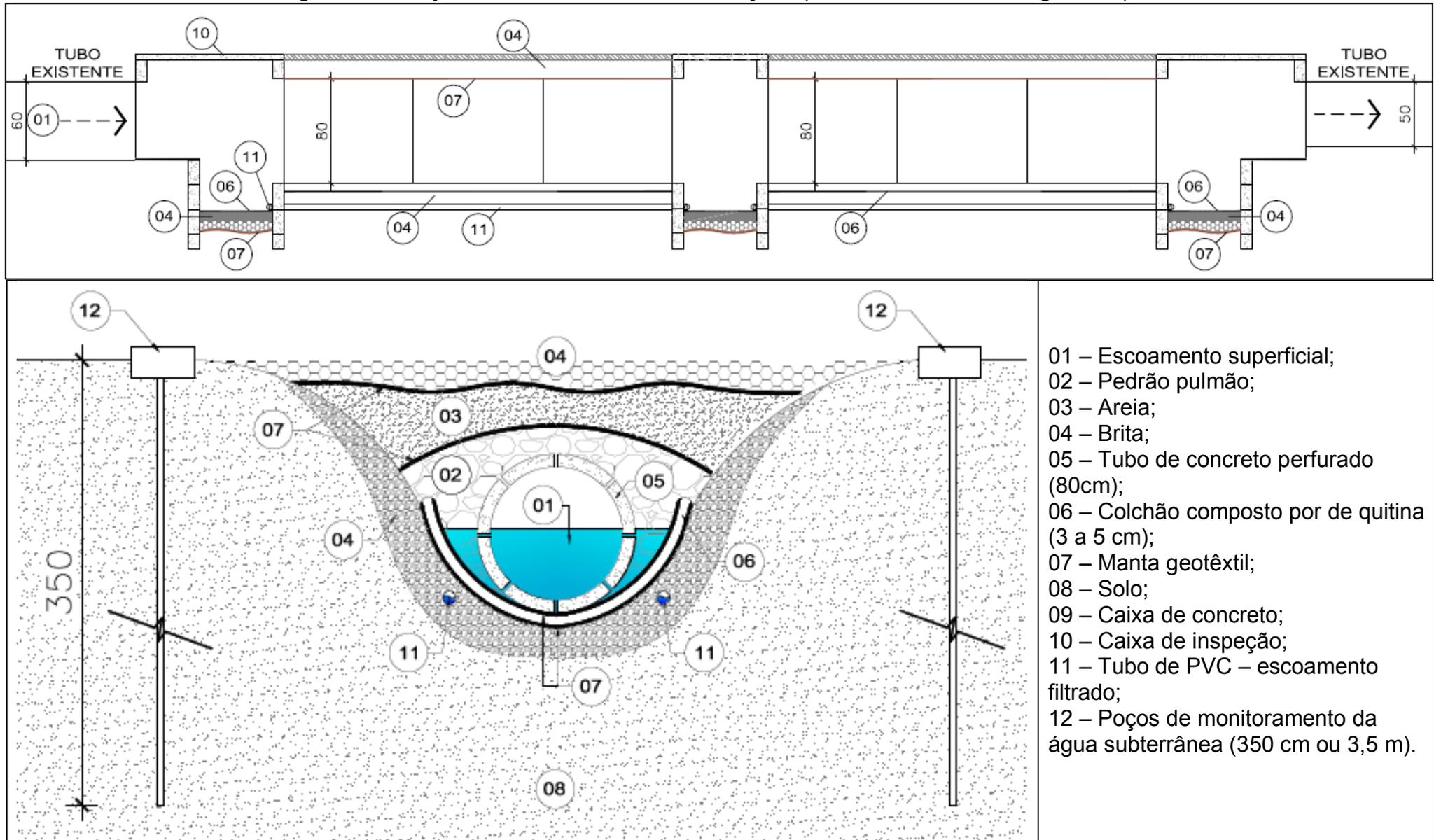
para cada caixa. As caixas de inspeção construídas apresentam profundidade de 1 m, largura de 0,80m e 1m de comprimento. A fase executiva do projeto da vala modificada durou dois dias, com a participação de 03 pessoas para a realização das atividades de instalação e construção, e 4 horas de maquinário para realocação dos tubos de drenagem na estrutura (Figura 6-2).

Durante a execução do projeto, o material superficial removido da vala contendo vegetação e resíduos sólidos foram descartados. Outra parcela de solo, de melhor qualidade (bota espera) foi reservada para o preenchimento da nova estrutura. A execução seguiu as seguintes etapas:

- Abertura e remoção de material excedente da vala;
- Colocação de uma camada de brita nº2;
- Colocação dos tubos de coleta de escoamento filtrado envoltos em geotêxtil;
- Montagem do colchão drenante composto de manta geotêxtil e quitina comercial;
- Colocação dos tubos de concreto perfurado com diâmetro de 0,80m;
- Construção das caixas de inspeção (03 unidades);
- Colocação de uma camada de pedra pulmão sobre os tubos perfurados.
- Cobertura completa da camada de pedra pulmão com manta geotêxtil;
- Colocação de uma camada areia;
- Cobertura completa da camada de areia com manta geotêxtil;
- Cobertura e finalização com material remanescente, extraído na fase inicial da obra.

O corte transversal e longitudinal do projeto executado na área da vala de infiltração e que resultou na vala modificada é apresentado na figura 6-2. A figura apresenta a disposição dos materiais, tubos e a suas descrições de acordo com as numerações.

Figura 6-2. Projeto da vala modificada e descrições (cortes transversal e longitudinal).



OBS: Medidas apresentadas em cm. Desenho sem escala. Fonte: Autora (2019).

As etapas de execução do projeto da vala modificada são apresentadas na figura 6-3.

Figura 6-3. Fases da execução da adequação da estrutura de infiltração.



a) Remoção de areia e vegetação.



b) Colocação dos tubos perfurados e construção das caixas de inspeção.



c) Coberturas aplicadas sobre os tubos.



d) Finalização temporária da vala modificada.



e) Estrutura finalizada – indicação da localização da vala modificada

Fonte: Autora (2019).

Após a finalização temporária da vala modificada, ilustrada na figura 6-3d, foi acrescido de outra camada de solo na estrutura e construídas as tampas para as caixas de inspeção. Ao concluir essas etapas, foram construídos os tapumes sobre a vala modificada e então iniciou o canteiro de obras no terreno próximo a estrutura para a construção de um empreendimento comercial. Na figura 6-3e a obra está concluída.

6.2.4 Monitoramento da estrutura adaptada

O monitoramento da estrutura adaptada ocorreu de janeiro a setembro de 2018. Foram avaliados os dados de nível de entrada e saída, precipitação, nível do aquífero, concentração de metais no escoamento superficial, escoamento subterrâneo, no escoamento filtrado, e também em amostras de solo. O enfoque principal foi de avaliar o funcionamento da nova estrutura em termos de infiltração e funcionamento da retenção dos poluentes inorgânicos pela quitina comercial. Os metais investigados foram Cr, Pb, Ni, Cu, Zn, Fe e Mn.

Vazão: Foram instalados sensores de nível na tubulação de entrada e na saída da estrutura possibilitando os registros de cotas durante as precipitações. Os sensores foram fixados no fundo da tubulação de drenagem. Para a estimativa da vazão do escoamento superficial passante na tubulação de drenagem Pacheco (2015) utilizou-se do método do flutuador para medição da velocidade e ajuste do coeficiente de Manning para a tubulação de entrada na vala. Foram aferidas as velocidades e o tempo percorrido por 28m de tubulação em diversos níveis durante uma precipitação. Nesta pesquisa manteve-se as informações de velocidade publicadas por Pacheco (2015). A partir destas informações pode-se ajustar e, portanto calcular através da equação de Manning, a vazão de entrada e saída da estrutura. O coeficiente de rugosidade adotado para o cálculo da vazão de entrada foi de 0,025 considerando tubulação antiga de concreto descrito por Pacheco (2015) e para a vazão de saída o coeficiente foi de 0,020 referentes à tubulação assentada na estrutura. Tubos de drenagem de concreto com bom acabamento possuem baixo coeficiente de atrito, no entanto, devido às perfurações na tubulação assentada na vala, usou um coeficiente intermediário para o cálculo da vazão de saída. Ressaltando que o diâmetro de entrada na estrutura é 0,60m, o diâmetro ao longo da vala modificada é 0,80m e o diâmetro de saída é 0,50m. Aplicou-se inclinação de 3% aos cálculos da nova estrutura. A tabela 6-1 apresenta os parâmetros e equações utilizadas para obtenção de vazões e volumes.

Tabela 6-1. Parâmetros e equações utilizadas para obtenção de vazões e volumes.

Variável	Equação	Informações
Vazão: entrada e saída	$Q = A \cdot \frac{1}{n} \cdot R^{2/3} \cdot I^{1/2}$	Q = Vazão (m ³); n = Coeficiente de Manning; R= Raio hidráulico (m); I = Declividade (m/m)
Vazão de infiltração	$Q_i = Q_e - Q_s$	Q _i = Vazão de infiltração (m ³ /s); Q _e = Vazão de entrada (m ³ /s); Q _s = Vazão de saída (m ³ /s);
Volume de entrada, saída e infiltração.	$V = Q \cdot \Delta t \cdot 60$	V = Volume (m ³); Q = Vazão (m ³ /s); Δt = Intervalo de tempo (min)

Fonte: Autora (2019) a partir dos ensaios de Pacheco (2015).

Precipitação: Utilizou-se de um pluviômetro para registrar as precipitações no local da vala. Para alimentação energética do pluviômetro e dos sensores, foi instalado um painel solar, com a opção de conexão com eletricidade e os registros foram armazenados em um Datalogger. As informações sobre precipitações registrada pela Estação Areias do Campeche (nº 420540703A) e operada do CEMADEN (Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais) também serviram para comparação e preenchimento de falhas.

Nível do Aquífero: Para o monitoramento do nível do aquífero foi instalado um sensor de nível (de pressão) no fundo do poço de monitoramento nº3, localizado a jusante da estrutura.

Amostras de água: São três ambientes diferentes em que se avaliou a presença de íons metálicos. **Escoamento superficial:** Coletado em eventos espaçados a cada 03 meses. Amostras coletadas do líquido passante na caixa de inspeção da entrada da vala durante os eventos de precipitação. As coletas foram manuais e são consideradas amostras únicas (retirada de um volume em um dado momento do escoamento). **Escoamento filtrado:** amostras retiradas do tubo de PVC que passa embaixo da estrutura e que armazena o percolado até que seja feita a coleta. As coletas ocorreram após o período chuvoso com a frequência trimestral. Para coleta da amostra era removido o cap que veda a tubulação e o líquido era extraído. O cap fica acessível nas caixas de inspeção do meio e do fim da vala. Coleta manual e amostra única por período de monitoramento. O escoamento filtrado ficava acumulado nos tubos coletores e através da retirada do cap (tampa) de cada tubo (total de 04 tubos) foi possível fazer as coletas e unificá-las. **Água do aquífero:** Para a coleta do escoamento subterrâneo utilizou-se de uma bomba peristáltica para sucção nos poços de monitoramento 1 e 3, estes estudados desde o início do monitoramento da vala de infiltração, em 2014. O poço de

monitoramento nº 2 foi destruído por veículos durante a construção do empreendimento próximo à vala modificada e foi descartada a possibilidade de usar seus dados nesta etapa da pesquisa.

Amostras de solo: Foram investigadas as concentrações de metais presentes no solo da estrutura nas três caixas de inspeção construídas na nova estrutura (início, meio e final). Foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-0,20m e 0,20-0,40m, os mesmos pontos utilizados por Pacheco (2015). Foi utilizado um trado tipo caneco para as coletas de solo. As informações sobre o monitoramento da vala modificada, frequência, amostras, período e análises estão sintetizadas na Tabela 6-2.

Tabela 6-2. Informações sobre o monitoramento da vala modificada.

Avaliação da vala modificada - Período de monitoramento de Janeiro a Agosto de 2018						
Dados obtidos	Equipamento/ Coleta	Dados/ Frequência	Amostra/ Profundidade	Nº de amostras/ Períodos	Análises	Dados disponíveis antes da modificação
Precipitação (mm)	Pluviômetro Modelo SL2010- P	Medidos a cada 05 minutos Armazenados em Datalogger SL 2000 E8C	-	Janeiro a agosto		
Nível e vazão da estrutura (cm)	Sensor de nível Modelo SI2000- NV		-	Maio, junho e agosto	Vazão e infiltração	2015 e 2016
Nível do poço de monitoramento (cm)	Sensor de nível Modelo SI2000- NV		Poços com 3,5m	Janeiro a agosto	Variação do aquífero	
Solo	Uso de trado	Anual	Três pontos: 0,0 – 0,2m 0,2 – 0,4m	01	Íons metálicos, CTC, pH, matéria orgânica, textura	2014 a 2017
Esc. Superficial						
Esc. Subterrânea	Manual	03 meses	Única	02	Íons metálicos, pH, sólidos totais	2015 a 2017
Esc. Filtrado				04		-

Fonte: Autora (2019).

As amostras de escoamento superficial, filtrado, subterrâneo e amostras de solo foram armazenadas em recipientes específicos, acondicionadas em caixas de isopor (10°C) e encaminhadas em até 24h para o Laboratório de Solos da Universidade do Oeste de Santa Catarina - UNOESC, Campus de Campos Novos. O solo foi armazenado em sacos plásticos vedados e as amostras de água em frascos de polietileno fornecidas pelo laboratório. Foram realizadas triplicadas para todos os íons metálico investigado nas diferentes amostras. A metodologia aplicada para cada análise esta descrita na tabela 6-3.

Tabela 6-3. Análises e procedimentos metodológicos.

Amostras	Investigações	Metodologia
Escoamento superficial, filtrado e subterrâneo	Investigação de presença de metais (Cd, Cu, Pb, Zi, Cr, Fe, Mn e Ni – mL/L), pH e Sólidos Totais (ST).	pH – Potenciômetro; ST – Gravimétrico; Metais – Absorção atômica/chama SM3111B (APHA, 2012); Padrões de água subterrânea
Amostras de solo	Investigação de presença de metais (Cd, Cu, Pb, Zi, Cr, Fe, Mn e Ni - mg/kg), pH, Capacidade de Troca de Cátions (CTC), matéria orgânica, textura.	Metais – Absorção atômica/chama SM3111B (APHA, 2012); Realização de triplicada para todas as análises de íons metálicos. Coleta de amostras e análises físicas do solo – método da pipeta descrito por Veiga (2011); Densidade Tedesco et al., (1995); pH – Potenciômetro; Taxa de infiltração - anéis concêntricos ABNT/NBR 13969/97; CONAMA nº 420 (Áreas residenciais).

Fonte: Autora (2019).

Após a obtenção dos resultados de cada ambiente analisado após a modificação da vala foram aplicadas metodologias estatísticas por meio de dois softwares PAST e IBM SPSS Statistics®. Os resultados das amostras receberam tratamentos estatísticos para verificação da correlação entre as variáveis analisadas, através do teste de Pearson, e análise de variações de quartis por gráficos boxplot.

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

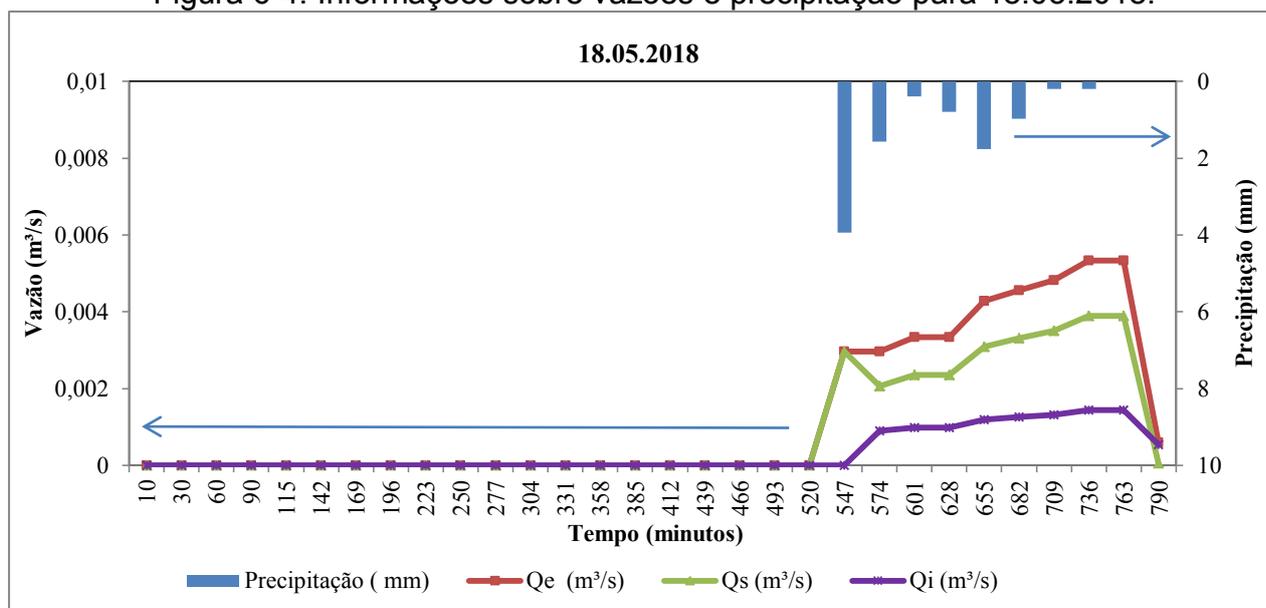
6.3.1 Avaliação da estrutura de infiltração modificada

Após a execução e a instrumentalização da estrutura modificada há a necessidade de estudar a nova capacidade de infiltração do escoamento superficial. Essa avaliação é possível através da análise do fluxo de entrada menos saída da estrutura. Para a obtenção desses dados usou-se de sensores de níveis. Todos os sensores instalados na vala modificada foram previamente calibrados em laboratório e após a instalação, calibrados novamente. Durante o monitoramento desta pesquisa, o sensor de nível instalado na saída da tubulação apresentou problemas, o que inviabilizou um período de monitoramento no ano de 2018. O sensor foi substituído e desta forma, continuou-se o monitoramento da estrutura modificada.

Foi possível analisar as informações de precipitação e do escoamento na vala modificada em 06 eventos ocorridos em 2018: 18.05, 19.05, 20.05, 05.06, 24.07 e 25.07. Esses resultados são apresentados nas figuras 6-4 até 6-15. Nessas figuras são ilustradas as informações sobre a precipitação ocorrida no dia e que resultaram as vazões de entrada, saída e de infiltração (Q_e , Q_s e Q_i), em seguida são apresentadas o volume entrada, saída e infiltrado (V_e , V_s e V_{inf}) e a precipitação acumulada.

A nova estrutura de infiltração composta por tubos de drenagem perfurados resultou na aceleração do escoamento. O coeficiente de atrito utilizado para o cálculo da vazão de entrada foi de 0,025. Este coeficiente é o mesmo utilizado por Pacheco (2015). Para a determinação da vazão de saída, utilizou-se o coeficiente de atrito de 0,020. Adotou-se um coeficiente de rugosidade maior para os tubos em virtude do processo de perfuração, o que ocasionou a exposição de pedriscos, componente do concreto dos tubos. Nesta nova estrutura, também foi excluída a taxa de evaporação utilizada por Pacheco (2015). Esse dado era acrescido aos cálculos, quando a estrutura esta aberta, a taxa de evaporação citada por Pacheco (2015) variada de 1,68 a 5,09% sobre a vazão passante.

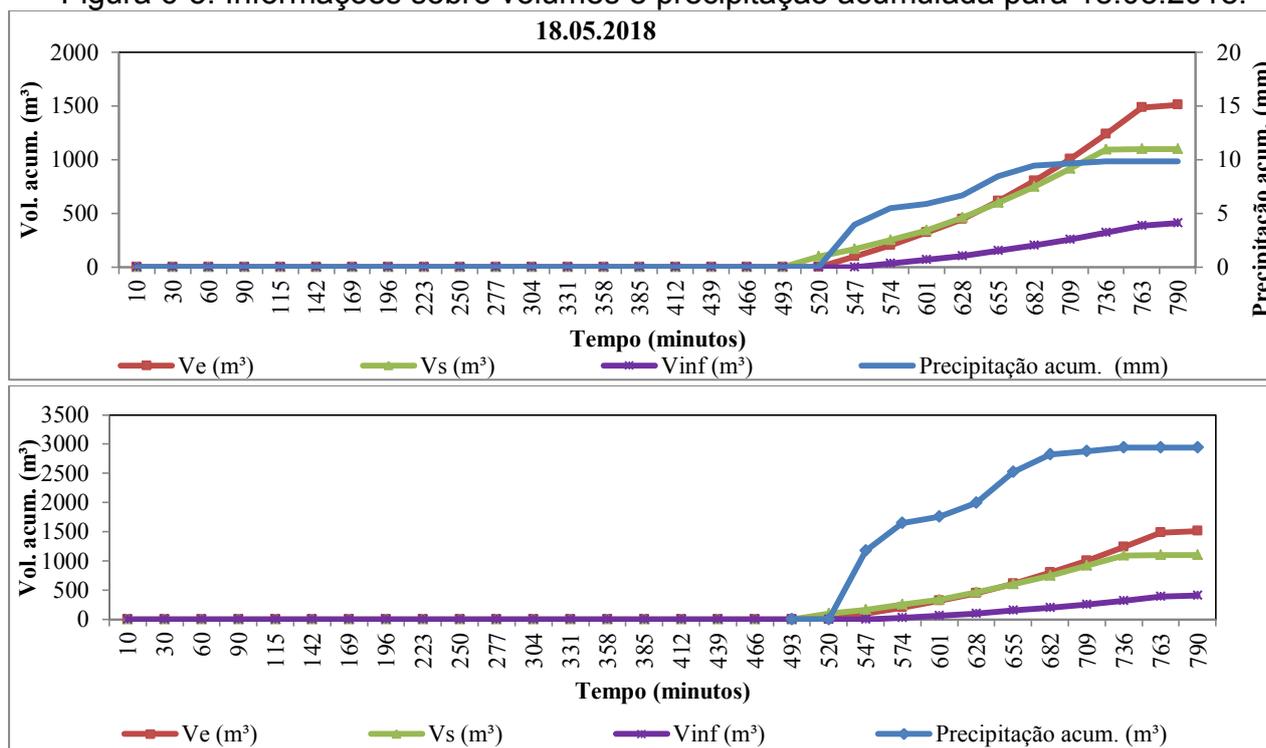
Figura 6-4. Informações sobre vazões e precipitação para 18.05.2018.



← → Setas indicação de leitura de informações para cada eixo.

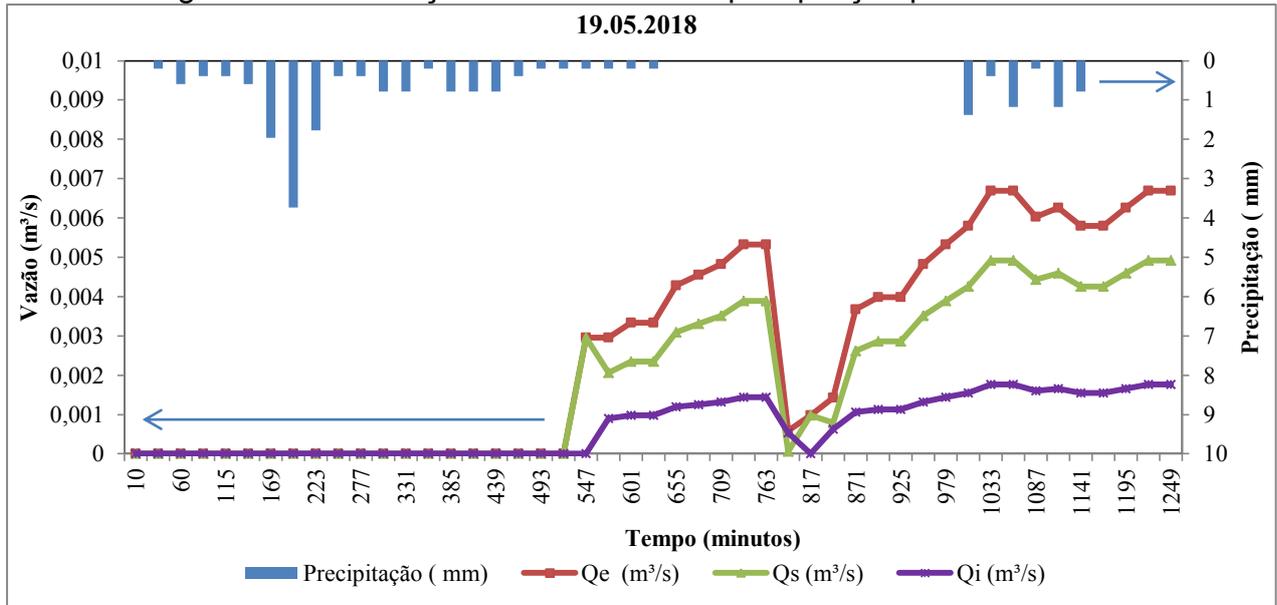
Fonte: Autora (2019).

Figura 6-5. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 18.05.2018.



Fonte: Autora (2019).

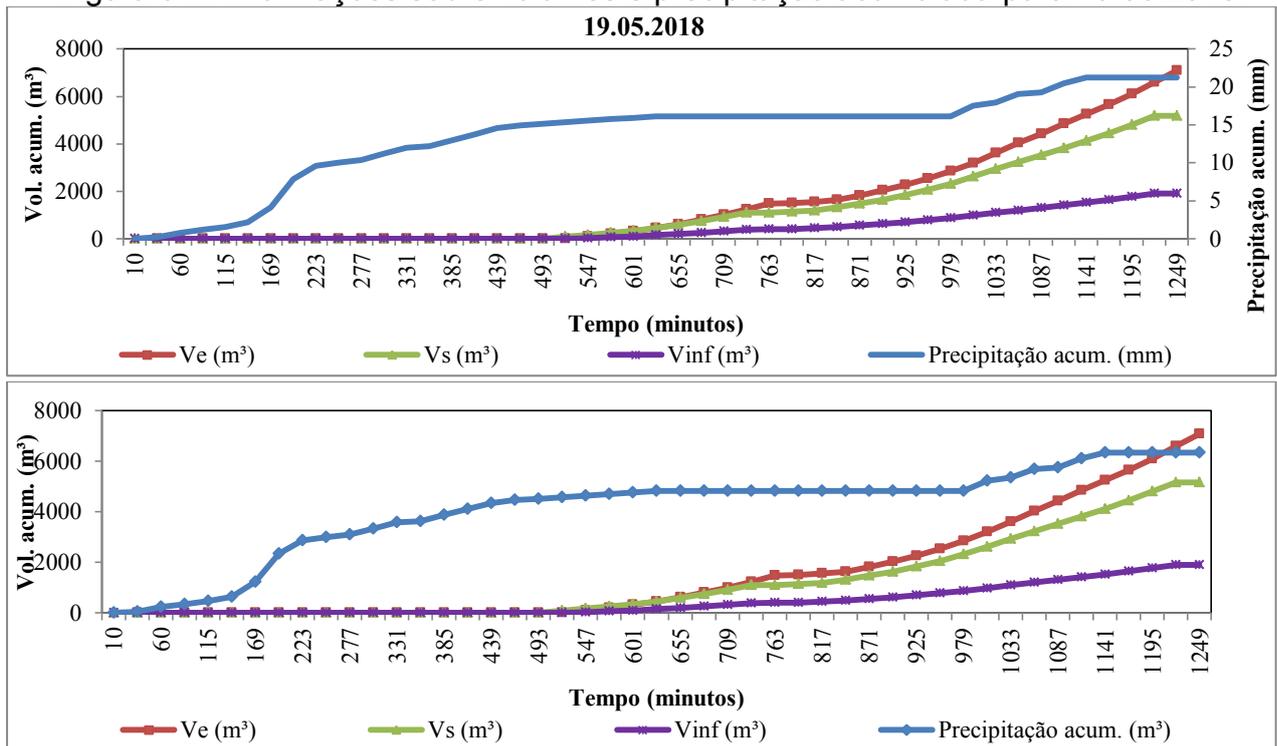
Figura 6-6. Informações sobre vazões e precipitação para 19.05.2018.



← → Setas indicação de leitura de informações para cada eixo.

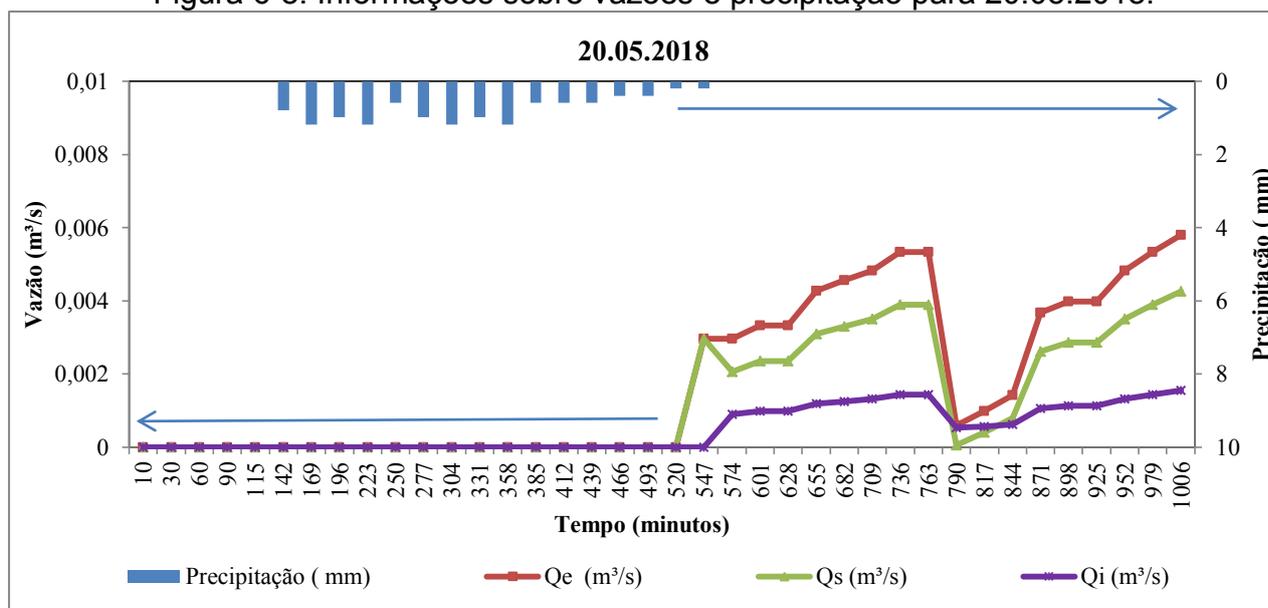
Fonte: Autora (2019).

Figura 6-7. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 19.05.2018.



Fonte: Autora (2019).

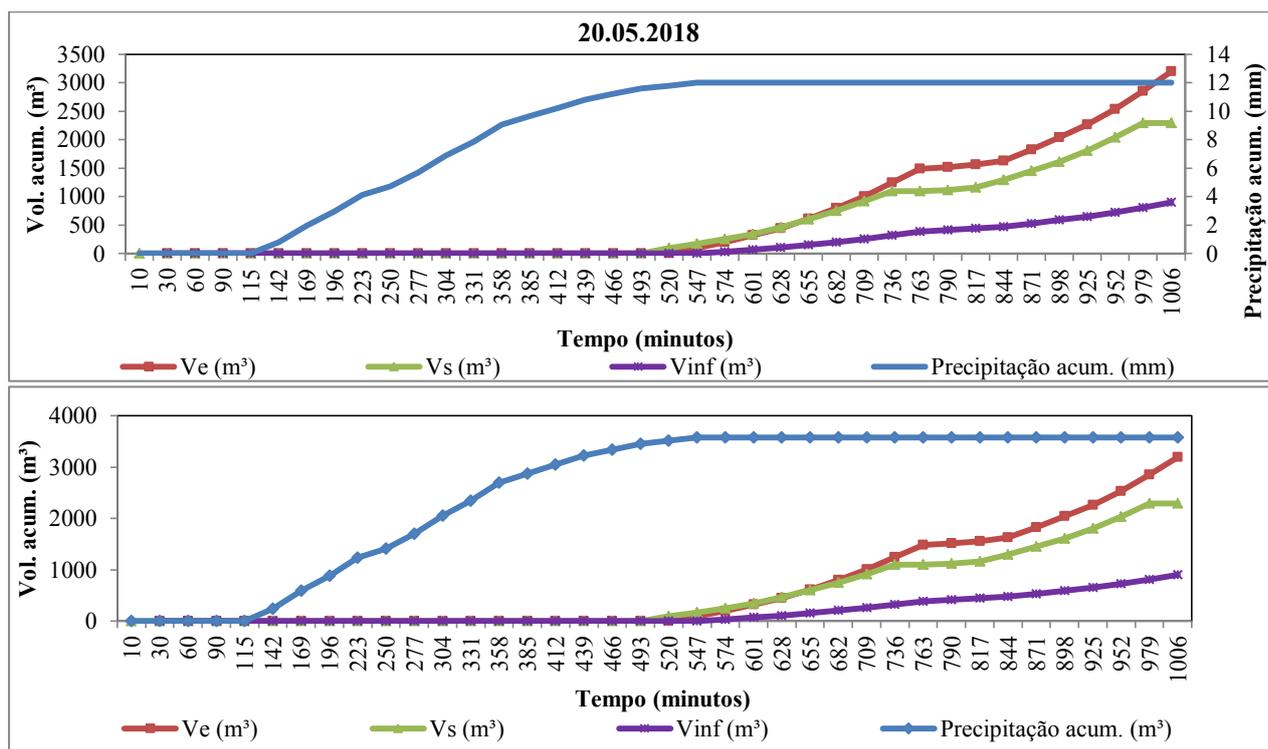
Figura 6-8. Informações sobre vazões e precipitação para 20.05.2018.



← → Setas indicação de leitura de informações para cada eixo.

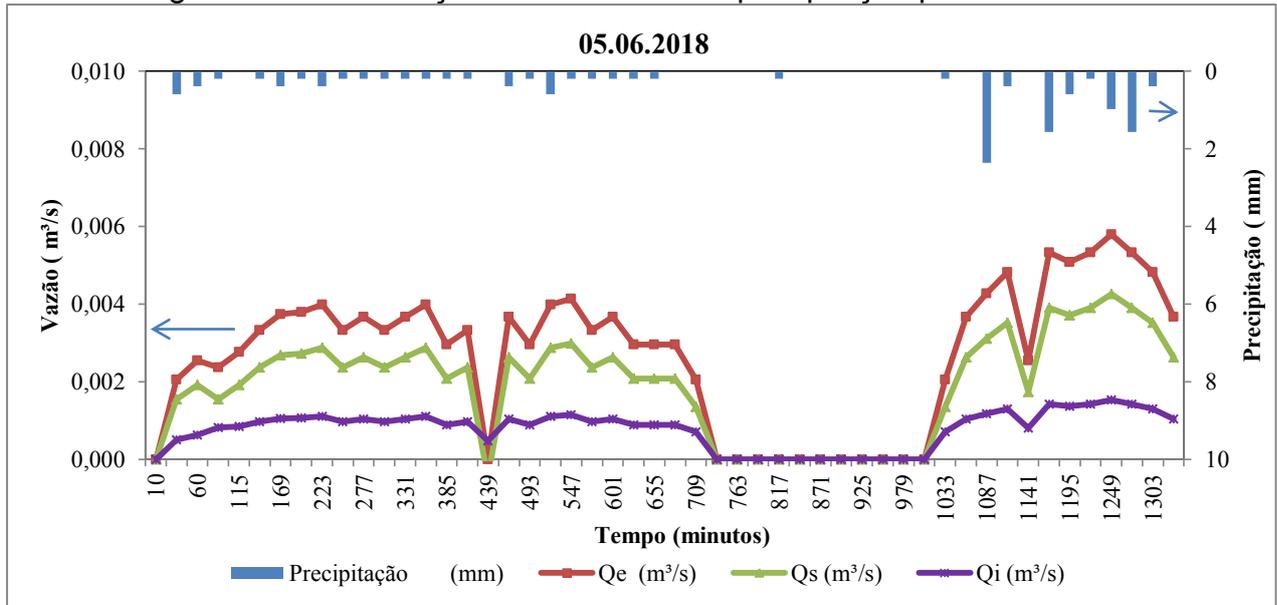
Fonte: Autora (2019).

Figura 6-9. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 20.05.2018.



Fonte: Autora (2019).

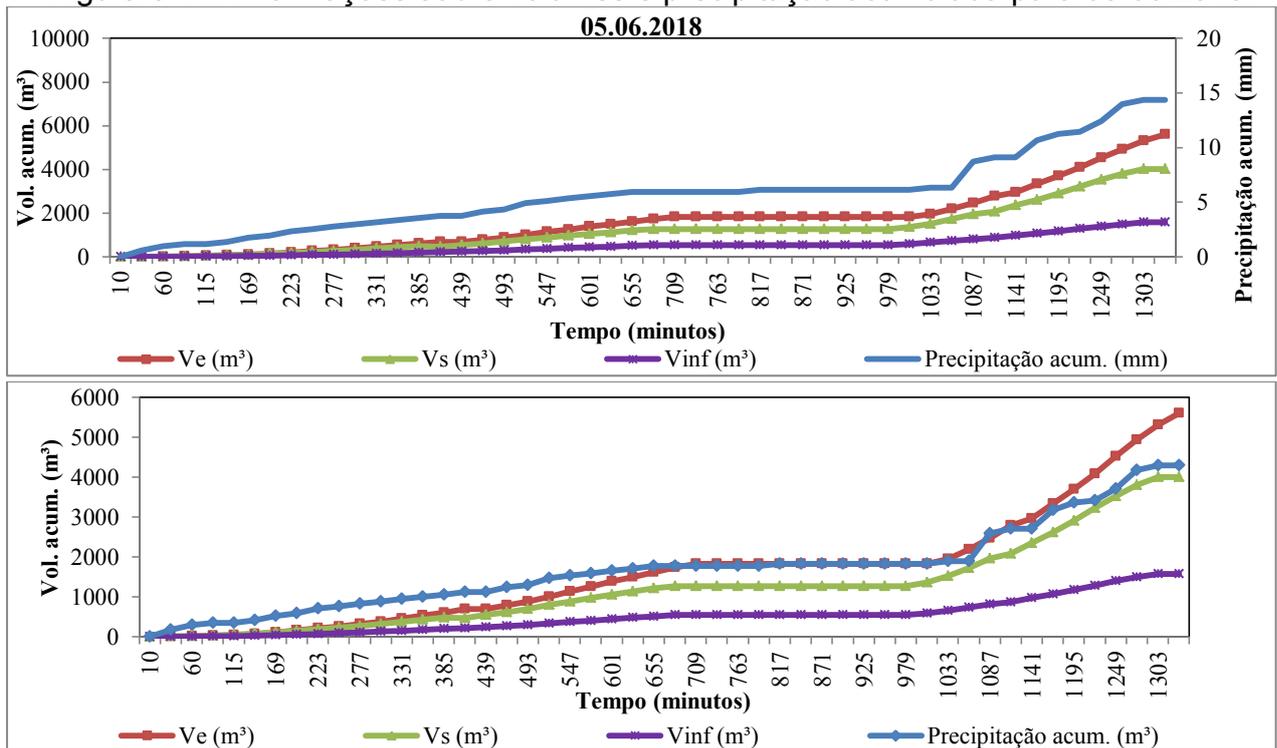
Figura 6-10. Informações sobre vazões e precipitação para 05.06.2018.



← → Setas indicação de leitura de informações para cada eixo.

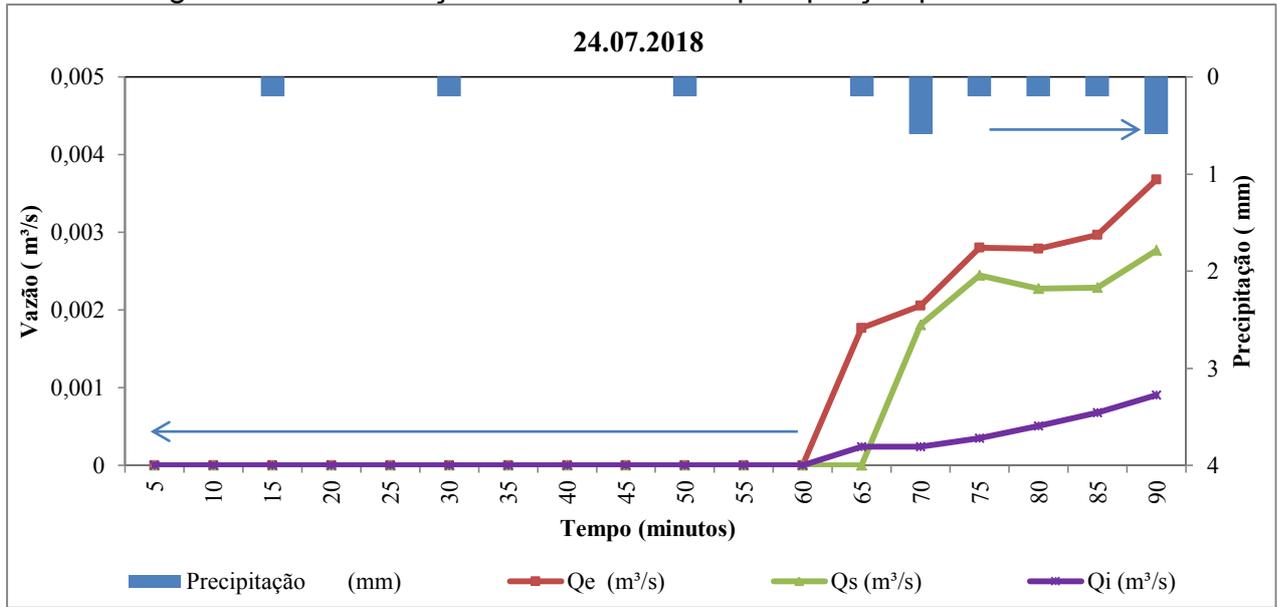
Fonte: Autora (2019).

Figura 6-11. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 05.06.2018.



Fonte: Autora (2019).

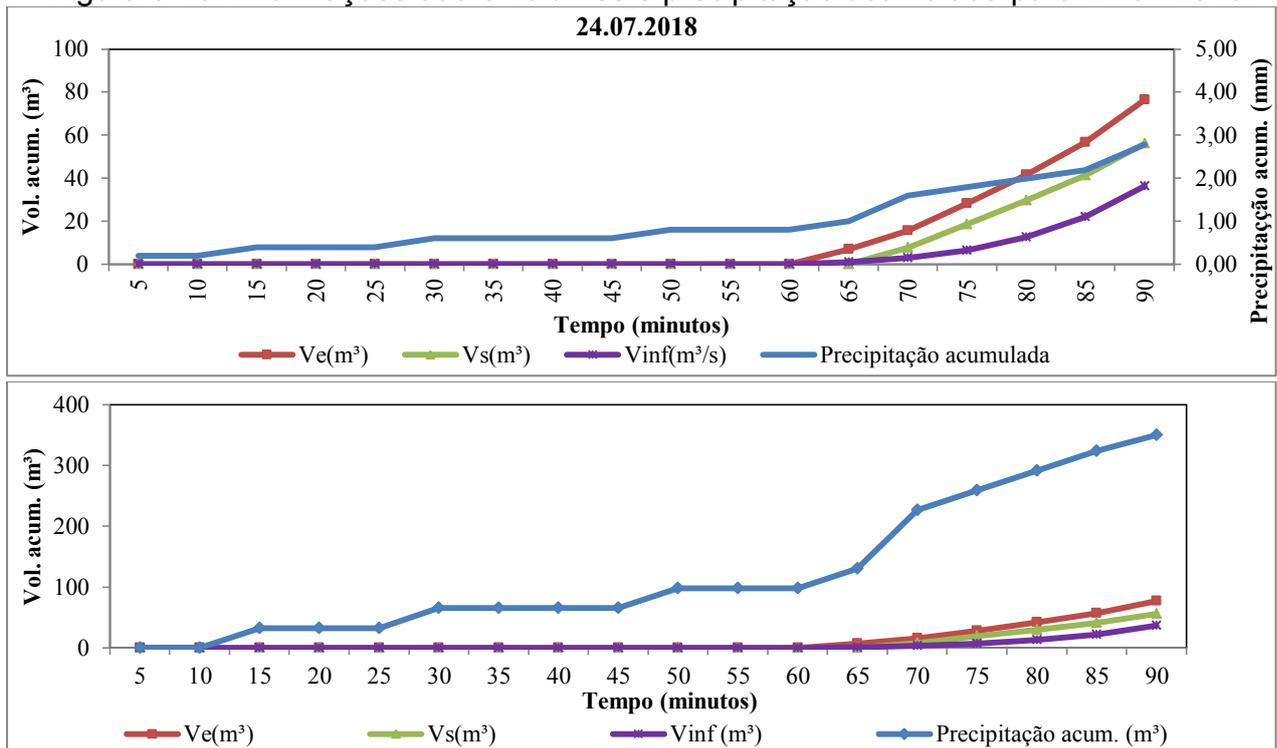
Figura 6-12. Informações sobre vazões e precipitação para 24.07.2018.



← → Setas indicação de leitura de informações para cada eixo.

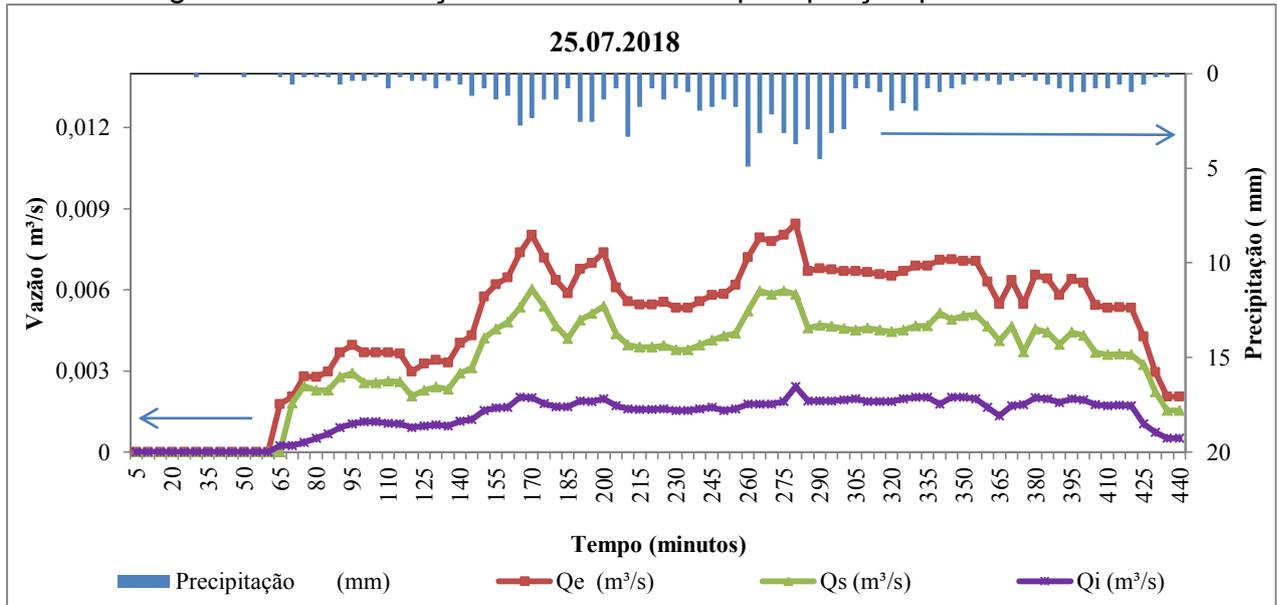
Fonte: Autora (2019).

Figura 6-13. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 24.07.2018.



Fonte: Autora (2019).

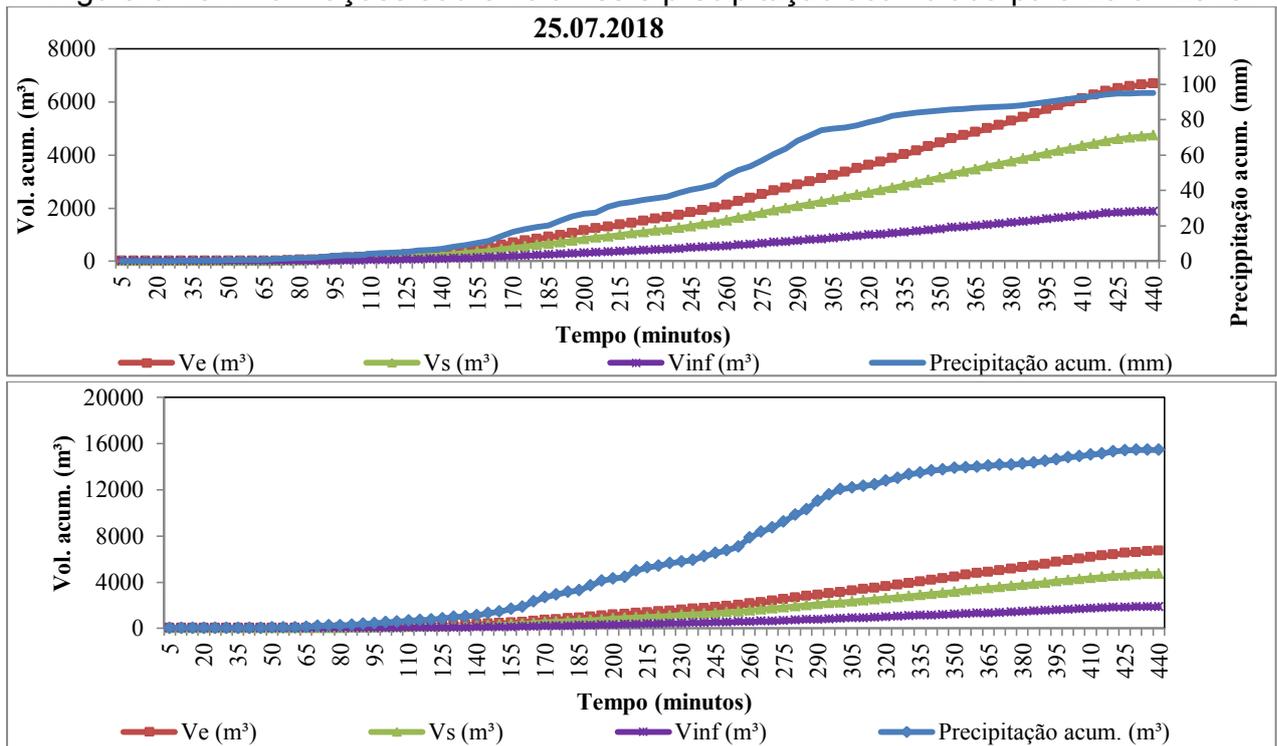
Figura 6-14. Informações sobre vazões e precipitação para 25.07.2018.



← → Setas indicação de leitura de informações para cada eixo.

Fonte: Autora (2019).

Figura 6-15. Informações sobre volumes e precipitação acumulada para 25.07.2018.



Fonte: Autora (2019).

A síntese do comportamento hidráulico da vala modificada é apresentada na Tabela 6-4. Os resultados demonstram que a estrutura permitiu a infiltração de 15,7% a 28,4% do volume passante na estrutura. Os melhores resultados de infiltração são obtidos no mês de maio com precipitação menor com duração de 6 horas (precipitação de 12mm e % de infiltração de 28%). O aumento da infiltração está relacionado à redução da velocidade do fluido que permitiu a passagem do escoamento pela tubulação perfurada, espaçamento em entre os tubos e o fundo das caixas de inspeção. O evento ocorrido em julho de 2018 apresentou alto volume escoado resultante de um grande volume precipitado, mas com taxa de infiltração mais baixa. Neste dia o acumulado foi 95,02 mm precipitado com 15,7% de infiltração do volume passante. Neste evento foi registrada a menor taxa de infiltração. Esse fato está relacionado aceleração do fluido e o que impede o tempo de contato na estrutura modificada.

Outro fator a ser considerado que pode ter influenciado na redução do volume infiltrado é a presença de areia carregado pelo escoamento superficial. Houve períodos, em que se observou o acúmulo de sedimentos no fundo da tubulação, reduzindo a velocidade do fluido em determinados trechos da tubulação e também pela localização das caixas de inspeção em cota mais baixas que a cota da tubulação perfurada.

Os dias sem chuva que antecedem as datas avaliadas possibilitam o aumento do volume de infiltração na estrutura. Com o solo seco há possibilidade da ocorrência de maiores taxas de infiltração e os melhores resultados são quando ocorre o baixo volume precipitado. Precipitações intensas e em curtos períodos fazem a estrutura funcionar quase como um canal de passagem. Esse comportamento já ocorria na vala de infiltração monitorada por Pacheco (2015) e foi exacerbado na vala modificada. A nova estrutura de infiltração reduziu a taxa de infiltração, quando comparados aos resultados de infiltração apresentados no artigo 1 referente a vala original. A síntese do comportamento hidráulico analisado para a vala de infiltração em formato original (2015 e 2016) e após a modificação (2018) é ilustrado na tabela 6-4. Algumas informações sobre o comportamento hidráulico da vala foram extraídas da pesquisa de Pacheco (2015).

Tabela 6-4. Síntese do comportamento hidráulico da vala original e modificada.

Monitoramento da vala original (2014 a 2017)										
Fonte	Evento	Prec. (mm)	Intens. máx. Prec. (mm)	Horário da Prec. (h:min)	Duração do escoamento da vala (min)	Dias sem chuva	Vol. de entrada (m³)	Vol. de saída (m³)	Vol. infiltrado (m³)	Porcentagem de infiltração (%)
Pacheco (2015)	13/02/2015	55,6	-	-	115	02	1516,34	1667,36	198,96	13,0
	09/03/2015	97,6	-	-	620	02	2637,79	2272,73	198,96	14,0
	04/08/2015	10,4	-	-	160	03	415,25	252,78	162,477	39,0
	12/08/2015	16,00	-	-	325	03	683,36	212,65	514,41	75,0
Autora (2019)	15/03/2015	26,80	5,00	16:32	229	02	314,79	219,97	94,82	30,0
	07/01/2016	19,80	1,00	06:21	545	02	251,95	166,90	85,05	34,0
	17/08/2016	03,20	0,40	02:03	174	02	31,90	18,50	13,40	42,0
Monitoramento da vala modificada (2018)										
Fonte	Evento	Prec. (mm)		Horário da Prec. (h:min)	Duração do escoamento da vala (min)	Dias sem chuva	Vol. de entrada (m³)	Vol. de saída (m³)	Vol. infiltrado (m³)	Porcentagem de infiltração (%)
Autora (2019)	18/05/2018	9,84	3,94	01:40	80	02	1512,15	1197,12	315,03	20,8
	19/05/2018	21,27	4,00	05:10	310	00	7092,96	5176,75	1916,21	27,0
			1,40	01:00	50	00				
	20/05/2018	12,00	1,20	02:40	160	00	3198,79	2290,03	908,76	28,4
	05/06/2018	15,00	0,60	07:30	450	02	5602,50	4408,66	1193,84	21,3
			2,40	02:40	160					
	24/07/2018	3,00	0,60	00:10	20	06	76,51	56,21	20,30	26,5
25/07/2018	95,02	4,92	20:50	1250	00	6690,03	5639,06	1050,97	15,7	

Prec. – Precipitação; Vol. – Volume. Fonte: Autora (2019).

Ao comparar os dados apresentados antes e após a modificação da estrutura, percebe-se que nos eventos em que ocorreram precipitações intensas a estrutura apresentou os menores resultados na taxa de infiltração. O volume infiltrado para 2015 e 2016 chega a 78% do volume escoamento passante na estrutura, enquanto o volume infiltrado na estrutura modificada não passa de 28,40%.

Deve-se considerar que a cada evento ocorrido na estrutura de infiltração apresenta um comportamento hidráulico diferente devido à capacidade de saturação do solo e a presença de material carregado no fundo da tubulação. Porém com a inserção dos tubos de drenagem perfurados houve uma redução o volume infiltrado devido à aceleração do escoamento. A tabela 6-4 traz a porcentagem de infiltração de eventos semelhantes ocorridos na vala original e vala modificada, observa-se que eventos com baixo volume precipitado, a vala de infiltração controlava mais a vazão, superando de 10,6 a 53,7% o volume infiltrado comparado à vala modificada. Já para a precipitação aproximada de 95 mm, houve baixa taxa de infiltração nos dois sistemas, sendo de aproximadamente 14 a 15% de infiltração do volume escoado.

Tabela 6-5. Comparação de eventos semelhantes da vala original e modificada.

Vala original			Vala modificada			Diferença (%)
Data	Prec. (mm)	% de infiltração	Data	Prec. (mm)	% de infiltração	
04/08/2015	10,4	39,0	20/05/2018	12,00	28,4	10,6
12/08/2015	16,00	75,0	05/06/2018	15,00	21,3	53,7
07/01/2016	19,80	34,0	19/05/2018	21,27	27,0	41,0
09/03/2015	97,6	14,0	25/07/2018	95,02	15,7	-1,7

Fonte: Autora (2019).

Outro fator de redução de vazão de infiltração é a presença da manta geotêxtil no colchão drenante colocado abaixo da tubulação perfurada. A presença de sedimentos finos pode colmatar o sistema e reduzir a infiltração. Barbassa et al. (2014) relata que o uso de membranas geotêxtil reduziu a permeabilidade de 50,7% para no fundo, 7,7% na parede e 21,2% na tampa em um poço de infiltração. Essas características eram esperadas e previstas durante a execução do projeto, que a taxa de infiltração fosse reduzida, contudo com o uso de biossorvedores, a qualidade do infiltrado seria melhor.

6.3.2 Avaliação da quitina e a retenção de poluentes

A seguir serão apresentadas informações sobre a atuação do colchão de quitina comercial na retenção de poluentes em escoamentos e no solo de uma vala modificada.

6.3.2.1 Funcionalidade do bioissorvente para os escoamentos

Após a constatação da redução do volume infiltrado na vala modificada, avaliou a funcionalidade do bioissorvente aplicado na estrutura para remoção de íons metálicos. Na tabela 6.6 é apresentado o histórico das concentrações de metais presentes no escoamento superficial da vala de infiltração original (2015 a 2017) e após a modificação (2018). Os dados apresentados de mínima, média, máxima e desvio padrão na tabela para cada íon metálico são semelhantes para antes e após a mudança da estrutura. As fontes geradoras destes poluentes permanecem as mesmas ao longo de 04 anos. O pH aferido nas análises variou de 5,21 a 8,03.

Em seguida, na tabela 6.7 são apresentados os resultados das coletas de escoamento superficial, escoamento filtrado e escoamento subterrâneo realizado durante o monitoramento da vala de infiltração modificada no ano de 2018. Nesta tabela são apresentadas as informações obtidas dos dois poços de monitoramento de água subterrâneo.

Tabela 6-6. Histórico de análises de metais na vala de infiltração.

Vala de infiltração original (2015 a 2017)										
Ano	Data	pH	Concentração de metais no escoamento superficial							
			Cu	Pb	Zn	Cr	Fe	Mn	Ni	Cd
2015	4/8	7,15	0,0002	0,079	0,519	0,587	0,381	0,165	*-	0,018
	12/8	6,89	0,0002	0,055	0,594	0,704	0,386	0,172	*-	0,016
	25/8	5,21	0,0005	0,013	0,506	0,452	0,551	0,155	*-	0,026
	31/8	7,00	0,0002	0,017	0,280	0,285	0,289	0,080	*-	0,01
	2/9	8,03	0,030	0,000	0,040	0,510	0,610	0,480	*-	0,00
	2/10	7,40	0,002	0,028	0,029	0,001	0,190	0,001	0,001	*-
	9/10	6,89	0,002	0,016	0,014	0,001	7,550	0,203	0,001	*-
	20/11	7,28	0,001	0,025	0,052	0,001	0,260	0,180	0,001	*-
	25/11	7,81	0,002	0,029	0,026	0,001	0,230	0,033	0,001	*-
	26/11	7,45	0,003	0,056	0,060	0,001	5,190	0,218	0,007	*-
	4/12	6,73	0,055	0,171	0,385	0,452	11,129	0,207	0,000	*-
2016	07/1	6,13	0,001	0,001	0,016	0,001	3,630	0,235	0,001	*-
	11/3	7,04	0,014	0,222	0,107	0,454	3,462	0,036	0,000	*-
	13/4	7,82	0,013	0,147	0,089	0,454	3,332	0,019	0,000	*-
	11/11	6,80	0,004	0,053	0,026	0,001	0,230	0,033	0,001	*-
	8/12	7,00	0,065	0,182	0,089	0,572	4,320	0,034	0,005	0,100
2017	12/3	6,03	0,073	0,340	0,709	0,980	2,340	0,084	0,085	0,140
	13/8	6,45	0,002	0,079	0,056	0,671	0,730	0,023	0,081	0,098
	28/12	7,34	0,004	0,053	0,026	0,001	0,230	0,033	0,001	0,080
	29/12	6,98	0,020	0,070	0,026	0,001	0,230	0,064	0,001	0,040
Mínimo		5,21	0,000	0,000	0,014	0,001	0,190	0,001	0,000	0,000
Média		6,97	0,015	0,082	0,182	0,307	2,264	0,123	0,012	0,053
Máximo		8,03	0,073	0,340	0,709	0,980	11,129	0,480	0,085	0,140
Desvio Padrão		0,66	0,023	0,088	0,228	0,313	2,970	0,115	0,029	0,048
Vala de infiltração modificada (2018)										
Concentração de metais no escoamento superficial										
			Cu	Pb	Zn	Cr	Fe	Mn	Ni	Cd
2018	14/04	7,02	0,002	0,023	0,026	0,008	0,440	0,023	0,010	*-

Vala de infiltração original (2015 a 2017)										
Ano	Data	pH	Concentração de metais no escoamento superficial							
			Cu	Pb	Zn	Cr	Fe	Mn	Ni	Cd
	05/06	7,40	0,008	0,200	0,030	0,001	0,130	0,015	0,005	*-
	Mínimo	7,02	0,002	0,023	0,026	0,001	0,130	0,015	0,005	0
	Média	7,21	0,005	0,112	0,028	0,005	0,285	0,019	0,008	0
	Máximo	7,40	0,008	0,200	0,030	0,008	0,440	0,023	0,010	0
	Desvio Padrão	0,27	0,004	0,125	0,003	0,005	0,219	0,006	0,004	0

*Não houve leitura. Fonte: Autora (2019).

Tabela 6-7. Concentrações de metais em escoamento superficial, escoamento filtrado e escoamento subterrâneo.

Metal (mg/L)	Coleta 1 – 14.04.2018				Coleta 2 – 05.06.2018				Coleta 3 – 02.01.2018	Coleta 4 – 28.04.2018
	Esc. Super.	Esc. Filtrado	Esc. Subterrâneo		Esc. Super.	Esc. Filtrado	Esc. Subterrâneo		Esc. Filtrado	Esc. Filtrado
			Poço 1	Poço 2			Poço 1	Poço 2		
Cr	0,008	0,001	0,004	0,003	0,001	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001
Pb	0,023	0,003	0,128	0,093	0,200	0,008	0,054	0,104	0,040	0,030
Ni	0,010	0,005	0,001	0,003	0,005	0,004	0,035	0,011	0,004	0,003
Cu	0,002	0,001	0,006	0,001	0,008	0,001	0,012	0,008	0,001	0,001
Zn	0,026	0,008	0,017	0,023	0,030	0,010	0,021	0,060	0,008	0,007
Fe	0,440	0,033	0,432	1,065	0,130	0,001	0,400	0,700	0,070	0,080
Mn	0,023	0,003	0,102	0,014	0,015	0,040	0,200	0,006	0,002	0,035
pH	7,02	7,09	8,00	8,10	7,40	7,65	7,08	7,61	7,45	7,70
Prec. (mm)		7,12				14,39			15,57	2,96

*Não houve leitura. Prec. – Precipitação (mm).

Fonte: Autora (2019).

A tabela 6.7 apresenta duas datas (14.04.2018 e 05.06.2018) em que houve coletas simultâneas de escoamento superficial, escoamento subterrâneo e escoamento filtrado. O escoamento filtrado é proveniente de 04 tubos instalados abaixo do colchão de quitina comercial. Não houve mais coletas devido ao grande volume de sedimentos que estava depositado ao fundo das caixas de inspeção. Essas duas análises permitem avaliar com efetividade a funcionalidade da camada de quitina comercial.

Ao observar os resultados obtidos, o escoamento superficial apresentou as maiores concentrações de metais perante os outros escoamentos. As menores concentrações estão no escoamento filtrado evidenciando a funcionalidade do sistema. Essa redução da concentração de metais é devido à presença do colchão de quitina. Os resultados de adsorção do biossorvente são promissores, demonstrando a redução da concentração de todos os metais no escoamento filtrado e tem seu destino ao aquífero local. De acordo com o relatório da CASAN (2002) o sistema do aquífero Campeche é recarregado principalmente por infiltração direta da precipitação.

Ao obter bons resultados com o uso de quitina como biossorvente em na vala modificada, analisa-se se os resultados obtidos em campo são semelhantes aos resultados obtidos em laboratório. Assim podem-se comparar as porcentagens de retenção dos poluentes pela quitina. Desta forma, a tabela 6-8 traz as informações dos testes obtidos da vala modificada e em laboratório. Os ensaios em laboratório foram executados com duas quantidades específicas de quitina comercial 5 e 10g em 200mL de escoamento proveniente da vala de infiltração. Os melhores resultados foram de retenção de poluentes foram com a quantidade de 10g, esses resultados são apresentados na íntegra no Capítulo 5.

Tabela 6-8. Comparação da remoção de metais na vala de infiltração modificada e testes em laboratório.

Monitoramento do colchão de quitina comercial implantando na vala de infiltração modificada							Testes realizados em laboratório com o bioissorvente quitina						
Íons	14.04.2018			05.06.2018			Quitina comercial						
	Esc. Sup	Esc. Filt.	%	Esc. Sup	Esc. Filt.	%	5g			10g			Esc. Sup
							A	B	%	A	B	%	
Cr	0,008	0,001	87,5	0,001	0,001	00	0,001	0,006	82,4	0,001	0,007	79,4	0,033
Pb	0,023	0,003	86,9	0,2	0,008	99	0,011	0,025	0,0	0,001	0,014	6,7	0,014
Ni	0,010	0,005	50,0	0,005	0,004	20	0,021	0,103	-18,1	0,014	0,018	37,9	0,015
Cu	0,002	0,001	50,0	0,008	0,001	98,7	0,011	0,008	82,2	0,011	0,007	84,4	0,034
Zn	0,026	0,008	69,2	0,03	0,01	66,6	0,021	0,036	76,2	0,031	0,057	64,6	0,13
Fe	0,44	0,033	92,5	0,13	0,001	92,3	0,316	0,944	83,5	0,812	2,204	64,5	5,39
Mn	0,023	0,003	86,9	0,015	0,04	-166,7	0,052	0,01	92,9	0,045	0,025	81,3	0,089
pH inicial	7,02	7,09	-	7,4	7,7	-	-	6,03	-	-	6,03	-	6,03
pH final	-	-	-	-	-	-	-	7,88	-	-	8,1	-	-

Esc. Sup. – Escoamento Superficial;

Esc. Filt. – Escoamento Filtrado;

Dados em negrito: % porcentagem de remoção;

Célula preenchida: aumento da concentração de íon metálico no ambiente.

A – Análise de branco das amostras (concentração de inicial de metais presentes na quitina comercial);

B – Concentração de metais após tempo de contato com a quitina comercial;

Esc. Sup. – Escoamento Superficial;

Dados em negrito: % porcentagem de remoção;

Célula preenchida: aumento da concentração de íon metálico no ambiente.

Fonte: Autora (2019).

A seguir serão discutidas interfaces diferentes e que estão apresentadas na tabela 6-8.

- **Adsorção da quitina:** O colchão de quitina obteve resultados satisfatórios na retenção de poluentes em ambas as datas avaliadas: 14.04 e 05.06.2018. Os melhores resultados foram obtidos na coleta do dia 14.04.2019. Algumas variações foram observadas, a exemplo do Mn. Na coleta do dia 14.04, o escoamento filtrado apresentou uma redução de 86,9% na quantidade do espécime, porém no dia 05.06 houve um aumento expressivo da concentração deste poluente no escoamento filtrado (166,7). Um indicador desse aumento é que os tubos coletores do escoamento filtrado estão recebendo contribuição de água das laterais da vala modificada e com isso tenha aumento bruscamente a concentração desse poluente. Outros indicadores são o erro na leitura ou até mesmo a possibilidade de contaminação da amostra de escoamento filtrado durante a coleta. Entre as fontes gerados de Mn estão desgastes de peças de veículos (INGVERTSEN et al., 2010). Durante o monitoramento da vala modificada, sobre a estrutura transitavam veículos ou até mesmo há presença de material (arrame) constituído de Mn próximo à vala.

Outro metal que apresentou concentrações diferentes é o Cr. No resultado do dia 14.04 a redução foi de 87,5%, e na segunda avaliação, 05.06 não houve remoção. Essa variação está ligada a concentração inicial. Na segunda avaliação a concentração desse poluente é quase inexistente. Percebe-se que, se há concentração for baixa de metais no escoamento superficial, menor será a retenção de metais pela quitina. Essa observação ocorreu com o Ni, também. Os melhores resultados de redução na concentração de metais são para Fe, Zn, Pb e Cu.

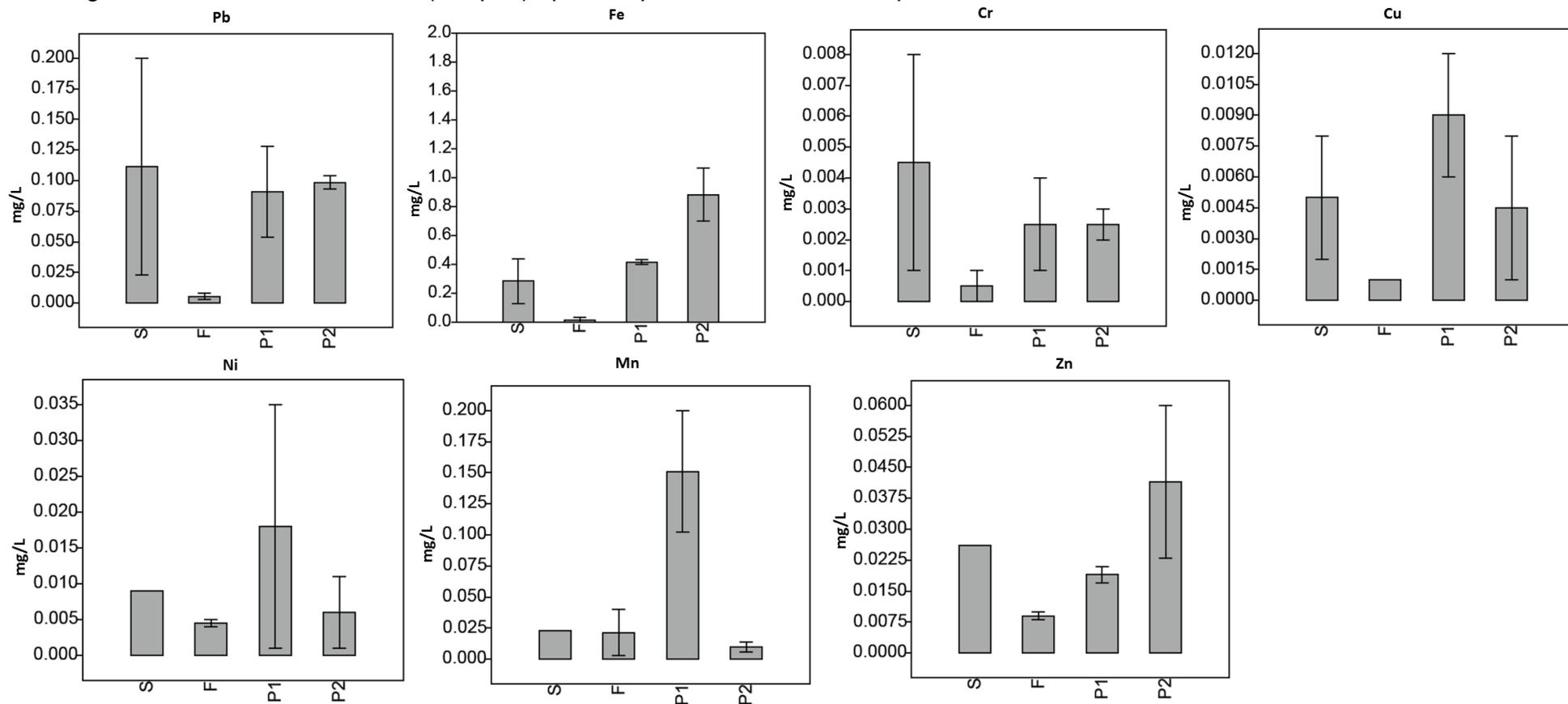
- **Comparação dos resultados obtidos em campo e em laboratório:** Os resultados obtidos em campo são extremamente promissores. As porcentagens de redução de espécimes obtidas em ensaios de laboratório foram superadas na atuação da quitina colocada na vala modificada. O colchão de quitina promoveu a remoção superior a 50% dos espécimes investigados. Esses resultados são observados para Fe, Cu, Ni, Pb e Cr. A remoção desses poluentes também são observados nas pesquisas de Gamage e Shahidi (2007) e Núñez-Gómez et al. (2016). Gamage e Shahidi (2007) utilizou quitosana, derivado da quitina para remoção de metais em efluentes e obteve resultados satisfatórios para Fe, Ni, Pb, Cu e Zn. Já para Núñez-Gómez et al. (2016) utilizando quitina comercial para remoção de metais em águas superficiais, os melhores resultados foram Fe, Mn e Al.

Observou-se que houve um pequeno aumento do pH no escoamento filtrado em relação ao escoamento superficial. O aumento do pH foi evidenciado em laboratório, devido a presença de cálcio nas carapaças que constituem a quitina comercial e também abordado por outros pesquisadores (NÚÑEZ-GÓMEZ et al., 2016; ZHANG et al., 2016).

O colchão de quitina integrado ao funcionamento da vala modificada possibilitou a redução da concentração de íons metálicos, no entanto, em projetos futuros há necessidade de ajustes a esse elemento. Projetar sistemas que possibilitem a substituição do colchão de quitina é fundamental para que, no momento em que o biossorvente estiver com sua capacidade máxima de adsorção, possa se substituído e assim manter a eficiência desejada. No projeto da vala modificada, devido baixo orçamento disponível e também pelo uso da área para tráfego de veículos, a melhor opção foi à instalação da quitina abaixo dos tubos de drenagem.

Após a apresentação da funcionalidade do colchão drenante na vala modificada, foram analisadas estatisticamente os resultados obtidos para o escoamento superficial, escoamento filtrado, escoamento subterrâneo (P1 – poço 1 e P2 – Poço 2) para o ano de 2018, obteve-se os gráficos boxplot apresentado na figura 6-16. Através destes gráficos é possível visualizar a variação das concentrações presentes nos escoamentos. Outro fator de destaque é a variação de concentrações de poluentes entre os dois poços de monitoramento do escoamento subterrâneo. Já as concentrações de metais presentes no escoamento superficial e subterrâneo possui similaridade.

Figura 6-16. Análise estatística (Boxplot) aplicada para o escoamento superficial, escoamento filtrado e escoamento subterrâneo.

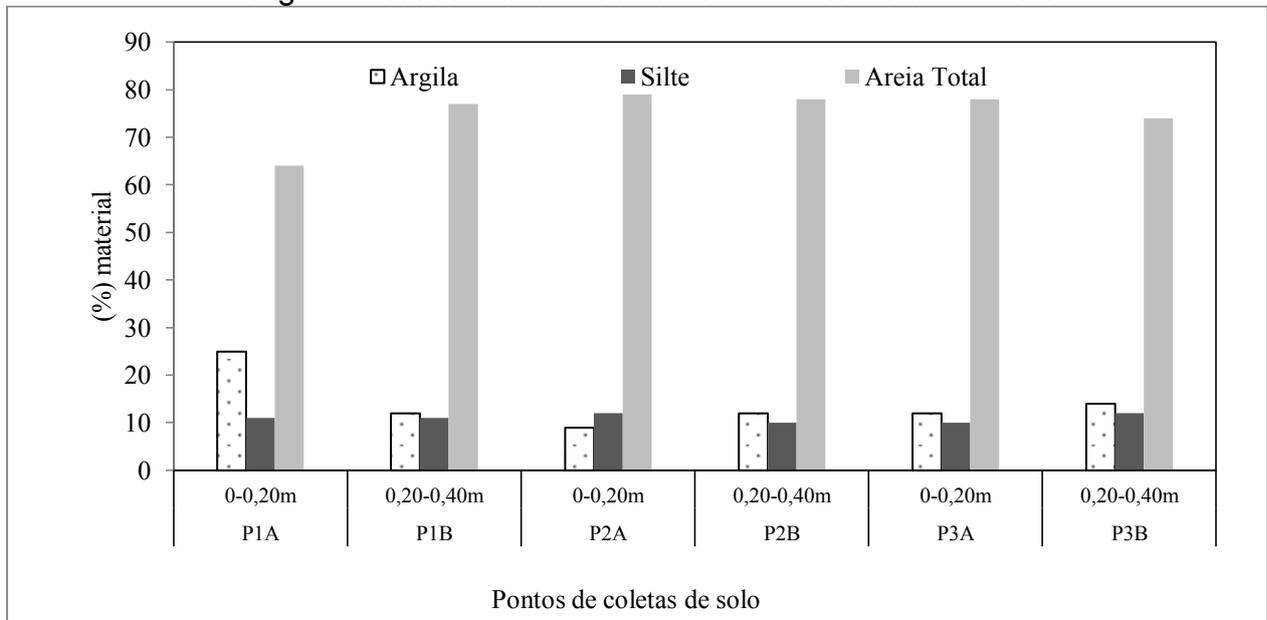


S = escoamento superficial; F = escoamento filtrado; P1= Poço nº 1; P2= Poço nº2. Fonte: Autora (2019).

6.3.2.2 Funcionalidade do biossorvente para o solo

As características do solo do fundo da estrutura de infiltração são monitoradas desde 2014. No entanto, a seguir apresenta-se a textura do solo do fundo da vala modificada na figura 6.17 para o ano de 2018. Os resultados evidenciam a predominância de areia na composição do solo. A predominância de areia induz a migração de poluentes para ambiente subterrâneo, já as concentrações de argila e silte permite a retenção de metais encontrados no solo. Os dados apresentados não favorecem a retenção de íons metálicos. Essas características já haviam sido identificadas nas amostragens realizadas em 2014 a 2017, e também publicadas por Pacheco (2015).

Figura 6-17. Resultado da textura das amostras de solo.



Fonte: Autora (2019).

O solo da região é caracterizado como NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, originados de depósitos arenosos, apresentando textura predominante de areia ao longo de pelo menos 2m (EMBRAPA, 2006). A predominância deste agregado é observada na figura 6-17. Essa classificação de solo possui baixa capacidade de retenção de poluentes, visto também que são considerados de baixa aptidão agrícola. Estes solos também são susceptíveis a erosão, devido à baixa capacidade de agregação de partículas, condicionada pelos baixos teores de argila e de matéria orgânica. Porém, outras características do solo devem ser avaliadas em conjunto para a constatação da retenção de poluentes.

De acordo com Lemke (2009) o solo pode reter um poluente, e assim chama-se processo chama-se de sorção, pois envolve processos de adsorção, absorção e precipitação. O processo de sorção pode ser determinante no destino dos produtos químicos no sistema solo-água, pois o soluto adere às superfícies das partículas do solo, especialmente argilominerais e matéria orgânica. Algumas características e propriedades como o teor de argila, de matéria orgânica, CTC e pH são possíveis indicadores da capacidade de sorção dos solutos pelo solo.

Após a análise da textura do solo, aborda-se o histórico das análises realizadas em três pontos e duas profundidades específicas no solo da estrutura de infiltração. A tabela 6-9 ilustra o histórico das análises do solo coletado no fundo da estrutura antes e depois da modificação. Os dados de 2014 a 2017 são referentes ao funcionamento da vala de infiltração e os dados de 2018 referem-se à estrutura adaptada. Na tabela é apresentado que todos os metais presentes no escoamento superficial foram encontrados em amostras de solo extraídas do fundo da estrutura. As amostras de solo apresentam concentrações de matéria orgânica, CTC e pH neutro e íons metálicos.

Ao comparar os resultados com a legislação somente o Cd está em desconformidade com os valores apresentados no CONAMA 420/2009 para áreas residências. Esses resultados de metais presentes no solo para os anos de 2015 e 2016 foram publicados por Pacheco (2015).

A modificação estrutural da vala ocorreu em 2017. Desta forma, a coleta anual (abril) de solo para o ano de 2018, o colchão de quitina já estava operante. Foi implantação colchões de quitina individuais para cada caixa de inspeção. Estes colchões eram retirados somente em momentos de coleta de solo ou nas coletas do escoamento filtrado.

Tabela 6-9. Resultados das análises no solo do fundo da vala de 2014 a 2018.

VALA ORIGINAL														
Ano	Pontos	Profundidade (m)	MO (g/kg)	pH	CTC cmolc/dm ³	Cr	Pb	Ni	Metais (mg/kg)			Fe	Mn	Cd
									Cu	Zn				
2014	P1	0,0 - 0,20	23,63	6,80	3,73	29,70	51,90	14,80	45,60	290,50	*	448,70	22,40	
		0,20 - 0,40	16,77	7,18	4,75	*	*	*	*	*	*	*	*	
	P2	0,0 - 0,20	20,77	6,46	3,95	23,40	50,50	11,10	41,50	279,40	*	397,60	19,30	
		0,20 - 0,40	9,34	7,42	5,50	41,10	37,30	18,70	31,20	160,50	*	403,20	7,10	
	P3	0,0 - 0,20	33,35	7,22	6,11	33,70	64,80	15,00	78,40	451,40	*	558,60	30,90	
		0,20 - 0,40	31,06	7,62	6,23	26,00	50,70	11,10	47,30	309,10	*	380,80	23,50	
2015	P1	0,0 - 0,20	19,10	8,69	3,60	29,50	39,40	12,30	35,10	224,00	*	497,20	10,20	
		0,20 - 0,40	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	
	P2	0,0 - 0,20	13,03	10,14	2,41	67,00	52,10	24,80	58,50	284,30	*	474,20	17,40	
		0,20 - 0,40	28,00	8,91	2,40	35,00	41,20	16,30	48,40	257,40	*	379,90	14,70	
	P3	0,0 - 0,20	29,11	9,64	2,67	39,70	50,80	17,40	54,00	312,60	*	467,60	22,90	
		0,20 - 0,40	29,38	8,80	3,87	24,70	35,80	9,90	31,10	187,90	*	494,40	9,10	
2016	P1	0,0 - 0,20	185,81	6,89	7,12	57,36	13,80	36,67	17,00	72,60	6692,29	80,90	*	
		0,20 - 0,40	109,36	6,66	5,50	34,31	9,90	9,65	7,50	42,84	6074,13	80,70	*	
	P2	0,0 - 0,20	41,46	7,19	5,63	71,12	3,70	32,17	9,50	29,41	3621,27	37,10	*	
		0,20 - 0,40	45,09	6,82	3,90	50,07	12,40	7,98	5,40	24,32	2869,47	28,90	*	
	P3	0,0 - 0,20	56,49	6,93	5,51	14,64	19,20	0,11	4,80	22,94	5948,84	92,10	*	
		0,20 - 0,40	60,64	6,79	5,94	15,70	12,80	0,00	4,00	17,39	5278,16	74,20	*	
2017	P1	0,0 - 0,20	46,10	7,00	7,12	20,12	8,07	12,24	11,87	43,98	4326,69	54,00	*	
		0,20 - 0,40	39,45	7,00	5,50	1,96	13,62	0,00	10,68	61,11	2443,17	33,56	*	
	P2	0,0 - 0,20	40,20	7,30	5,63	7,13	8,99	1,06	13,00	72,43	3873,74	56,28	*	
		0,20 - 0,40	35,50	6,85	3,90	4,61	0,12	0,00	12,84	44,92	3691,96	40,32	*	
	P3	0,0 - 0,20	48,00	7,00	5,51	3,22	0,00	3,71	11,21	51,39	2563,49	41,12	*	
		0,20 - 0,40	45,02	6,80	5,94	0,00	0,00	2,50	16,48	84,21	3805,35	64,40	*	

VALA MODIFICADA													
Ano	Pontos	Profundidade (m)	MO (g/kg)	pH	CTC cmolc/dm³	Cr	Pb	Ni	Metais (mg/kg)				Cd
									Cu	Zn	Fe	Mn	
2018	P1	0,0 - 0,20	50,528	5,36	20,65	22,09	34,12	27,19	11,87	43,88	11438,3	18,47	*
		0,20 - 0,40	62,768	7,65	8,30	17,57	14,26	22,59	11,60	59,11	1237,58	46,06	*
	P2	0,0 - 0,20	9,729	7,28	3,89	9,49	20,65	4,39	10,00	39,43	369,56	16,20	*
		0,20 - 0,40	10,356	7,94	4,38	31,74	21,37	21,51	11,04	64,20	542,62	64,84	*
	P3	0,0 - 0,20	8,78	6,64	2,53	20,89	18,49	11,53	12,10	55,40	401,10	55,95	*
		0,20 - 0,40	10,04	7,05	6,16	21,46	25,88	13,76	16,75	78,23	1174,13	192,85	*
CONAMA N° 420/2009 (mg/Kg) – ÁREA RESIDÊNCIAIS						300	300	100	400	1000	*	*	8

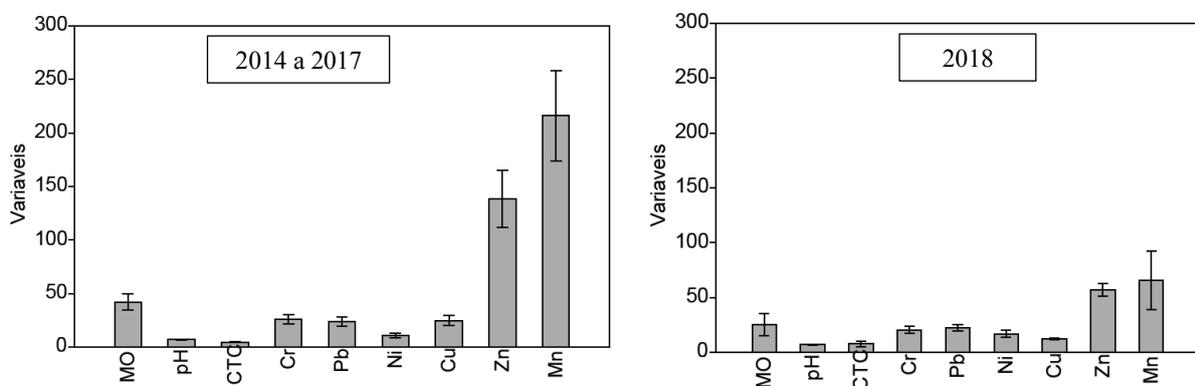
*Não foi realizada a leitura destes íons metálicos. A lâmpada de leitura de Cd estava queimada em 2016. Esta análise foi substituída pelo Fe. Dados de 2014 e 2015 foram publicados por Pacheco (2015). Fonte: Autora (2019).

Observa-se na tabela 6-9 que não houve alterações consideráveis para pH e metais para o ano de 2017 para 2018. Alguns íons metálicos, registrados em 2018, tiveram aumento de suas concentrações, é o caso do Ni e Pb para amostras de 0 a 0,20m e Mn, Ni, Cr e Pb para amostras de 0,20 a 0,40m. Porém, ao analisar os dados antes e após a vala modificada, as concentrações de Zn e Mn de 2014 a 2017 são elevadas, essas informações podem ser observadas na figura 6-18. O teor de matéria orgânica também é maior antes da modificação da vala. Isso se justifica o fato da vala de infiltração original tinha maior área de contato com entre o escoamento e solo.

A maior variação da concentração de metais esta presente no solo com a profundidade de 0,20 a 0,40m. Esse aumento na concentração pode estar relacionado com a variação no nível do aquífero, e desta forma possibilitando a mobilidade de poluentes. Os registros de monitoramento do nível do aquífero na vala modificada iniciaram em maio de 2018, inviabilizando a comparação destes dados. De acordo Iritani e Ezaki (2014) o nível d'água do aquífero pode variar ao longo do ano, pois sofre ação da variação do clima. Assim, em períodos chuvosos, há maior infiltração de água e o nível de água subterrânea se eleva. Já no período de estiagem com pouca infiltração e maior processo de evapotranspiração, o nível de água pode ficar mais profundo.

Outra análise a ser considerada, é que os colchões de quitina instaladas nas caixas de inspeção não atingiram o objetivo na remoção de poluentes. Nestes locais, acumulavam-se as maiores concentrações de sólidos transportados pelo escoamento. Durante a permanência dos colchões que eram móveis, pode ter ocorrido o contato direto do escoamento superficial com o solo. O colchão atuou durante 06 meses na filtragem do escoamento superficial.

Figura 6-18. Comparação de variáveis monitoradas antes e após a vala modificada.



MO=Matéria orgânica (g/kg); CTC = Capacidade de Troca Catiônica (cmolc/dm³); metais (mg/kg). Fonte: Autora (2019).

A tabela 6-10 apresenta a correlação de Pearson para solo considerando as variáveis: íons metálicos, CTC, pH e a matéria orgânica. Observa-se que algumas variáveis apresentaram afinidade (correlação positiva) como é o caso do Pb com a CTC, Ni com Cr, Fe com Matéria orgânica e CTC e o Zn com Cu. Já outras variáveis apresentaram correlação negativa indicando que a presença de um elemento é inversamente proporcional a outro, neste caso foi a CTC com o pH, e o Fe com o pH. Os resultados das análises para 2018 não representaram mudanças nos resultados estatísticos apresentados para os anos anteriores.

Após a tabela de correlação, na figura 6-19 são avaliadas as concentrações médias dos metais para as amostras de solos nas profundidades 0 – 0,20m e a figura 6-20 ilustra as concentrações médias para a profundidade de 0,20 – 0,40m. Nestas figuras é possível observar a variação da concentração de metais entre os anos de 2014 a 2018.

As concentrações médias de metais apresentadas nas figuras 6-19 e 6-20 indicam concentrações semelhantes de para todos os metais independente da profundidade. Indicando que os metais tem mobilidade no solo. Na profundidade de 0,40m é possível encontrar água subterrânea, neste caso a vala tem conexão direta com o ambiente subterrâneo.

Tabela 6-10. Teste de correlação de Pearson para amostras de solo (ano 2016 a 2018).

	Amostra nº 1	Amostra nº 2	Matéria Orgânica	pH	CTC	Cr	Pb	Ni	Cu	Zn	Fe	Mn
Amostra nº 1	1											
Amostra nº 2	-1,000**	1										
Matéria Orgânica	,095	-,095	1									
pH	-,217	,217	-,181	1								
CTC	,210	-,210	,181	-,667**	1							
Cr	,140	-,140	,409	,022	,019	1						
Pb	,103	-,103	-,150	-,279	,495*	,080	1					
Ni	,247	-,247	,401	-,048	,426	,751**	,306	1				
Cu	,076	-,076	,086	,029	,136	-,115	-,037	,327	1			
Zn	-,131	,131	,046	,209	,006	-,248	-,017	,149	,890**	1		
Fe	,250	-,250	,544*	-,762**	,750**	,160	,176	,233	-,105	-,237	1	
Mn	-,251	,251	,059	,135	-,152	,034	,217	,015	,275	,343	-,104	1

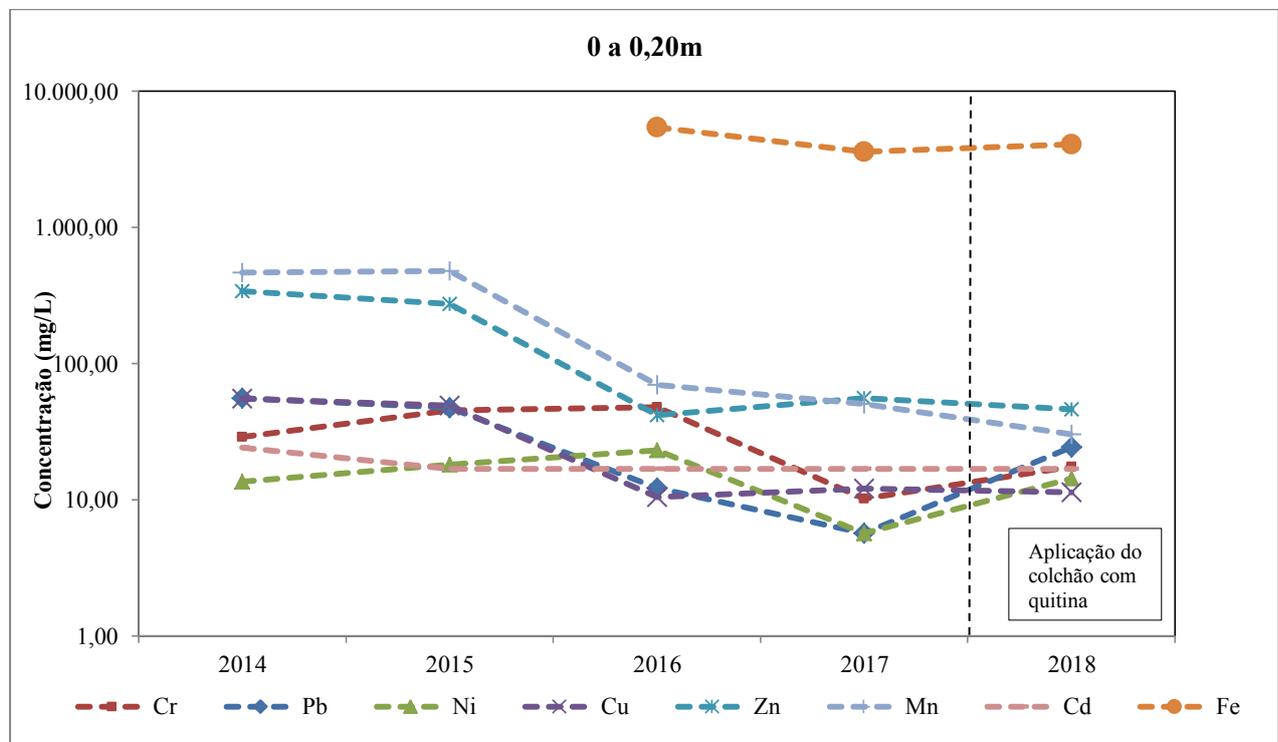
** A correlação é significativa no nível 0,01 ou 1% (2 extremidades).

* A correlação é significativa no nível 0,05 ou 5% (2 extremidades).

Amostra nº 1 – profundidade de 0-0,20m. Amostra nº 2 – profundidade de 0,20m a 0,40m.

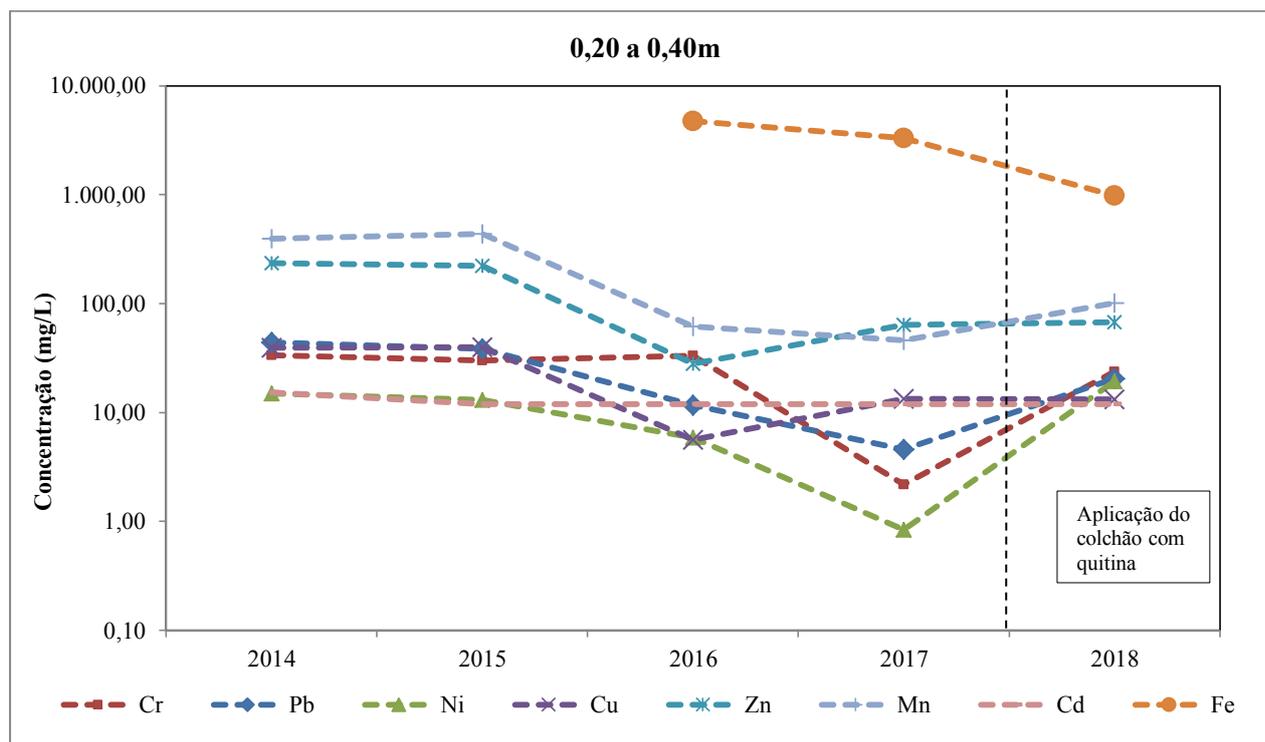
Fonte: Autora (2019).

Figura 6-19. Média de metais presentes nas amostras de solo na profundidade 0 a 0,20m (2014 a 2018).



Fonte: Autora (2019).

Figura 6-20. Média de metais presentes nas amostras de solo na profundidade de 0,20 – 0,40m (2014 a 2018).



Fonte: Autora (2019).

6.3.3 Nível do Aquífero na vala modificada

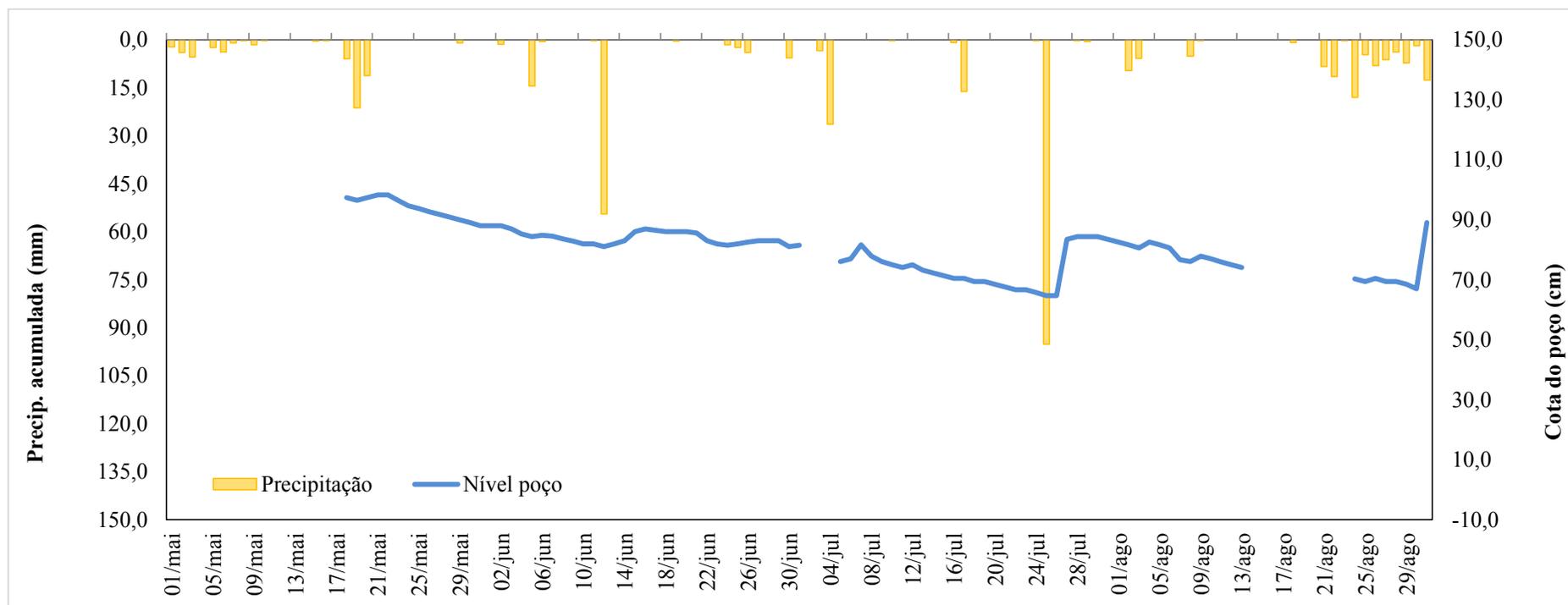
Na região do Distrito do Campeche, há um aquífero localizado superficialmente e vulnerável a contaminação (CAPRARIO et al., 2019) pois é predominantemente livre, composto por areias finas a médias, com intercalação descontínua de níveis areno-argilosos (CASAN, 2002).

Visto a principal forma de recarga do aquífero do Campeche é por infiltração direta da precipitação, seguido por infiltração de efluentes domésticos e por perdas do sistema de abastecimento de água potável.

Para auxiliar na compreensão da dinâmica do aquífero e também na mobilidade de metais do solo para água subterrânea foi instalado um sensor de nível em um dos poços de monitoramento, localizado a jusante da vala modificada. A comparação entre os dados de precipitação e cota da água no poço são apresentados na figura 6-21. Os dados são do mês de maio a agosto de 2018. O período que antecede maio não tem registro do nível do poço. O poço possui 3,5m de profundidade, sendo que 0,50m é a altura do filtro.

Ao observar os dados apresentados no gráfico, as cotas registradas no poço variaram de 65 cm a 98,5 cm. A elevação das cotas ocorre justamente em períodos chuvosos, e depois tende a reduzir as cotas. As precipitações que refletiram no aumento considerável do nível do poço são: 17/05/18; 12/06/18; 06/07/18 e 25/07/18. De acordo com o relatório da CASAN (2002) e Caprario (2017) o Distrito do Campeche apresenta temperatura média anual é 20°C, com precipitações entre 1450 e 1650 mm ao ano, com média de 160 dias de chuvas. O clima é caracterizado por subtropical mesotérmico úmido, com verões quentes, invernos frescos e chuvas bem distribuídas ao longo do ano, classificado como clima Cfa segundo Köppen.

Figura 6-21. Variação da cota do poço em relação à precipitação registrada, nos meses maio a agosto de 2018.



Fonte: Autora (2019).

O rebaixamento do aquífero observado na figura 6-21 está diretamente relacionado à exploração de sua água. De acordo com a CASAN (2002), a concessionária possui cadastrados 26 poços tubulares com vazão de exploração aproximada de 400L/s no Distrito do Campeche. Esses poços abastecem o Distrito do Campeche e a parte leste do Distrito da Lagoa. Após a exploração, a água é conectada diretamente a rede de distribuição. Além dos poços tubulares utilizados pela concessionária local, há também os poços domiciliares, chamados de ponteira, construídos por moradores. Esses poços são rasos, podendo chegar até 36m.

Todos os poluentes investigados no escoamento superficial foram encontrados no escoamento subterrâneo. As concentrações são semelhantes, o que põe em risco a qualidade da água consumida na localidade. Conforme Rech et al., (2017) a 300m da vala de modificada há um poço com 10m de profundidade sendo usado para abastecer 03 famílias. Amostras dessa água foram encaminhadas para laboratório para verificação da presença de íons metálicos: Cr, Pb, Ni, Cu, Zn, Fe e Mn. Os resultados das amostras foram comparados com a Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914/2011 com limites para o consumo humano. Os resultados evidenciaram concentrações excessivas de Cr, Pb, Ni e Mn, e esses poluentes possuem alta toxicidade quando ingeridos.

A região é turística com maior intensidade de fluxos de pessoas no verão, e é nesse período em que os poços são utilizados, a fim de suprir a demanda. No entanto, a exploração excessiva do aquífero pode provocar a intrusão salina, pelas águas do oceano. Um regime intensivo de bombeamento de poços de abastecimento público ou privado provoca esse deslocamento, para o interior da zona costeira, resultando em água doce/água salina.

6.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A proposta de adequação estrutural em uma vala de infiltração com o uso de bioissorvente apresentou resultados satisfatórios tanto para a permanência da infiltração, quanto para retenção de poluentes presentes no escoamento superficial. A área em que a estrutura atuava era fragilizada e necessitava de melhorias para que continuasse operante e suprisse aos novos os requisitos determinados pela gestão pública e vizinhança. Desta forma, surgiu a oportunidade de avaliação em escala real de estrutura modificada e com aplicação de bioissorventes.

De acordo com os eventos analisados, a vala modificada permitiu a infiltração de 15,7 a 28,4%, sendo que a antiga estrutura atuava permitindo a infiltração de até 80% (PACHECO, 2015). Ao comparar eventos com precipitações semelhantes entre a vala original e a vala modificada houve diferença entre 10,6 a 53,7% de perda da capacidade de infiltração. Já em grandes precipitações, as duas estruturas apresentaram baixa taxa de infiltração, atuando como um canal de passagem.

Apesar da redução da capacidade da infiltração, com a instalação do colchão de quitina comercial, foi possível reter os poluentes encontrados no escoamento superficial. Houve retenção superior a 50% da quantidade de cada espécime presente no escoamento. Na avaliação de retenção ocorrida no dia 14.04.2018 os resultados superaram significativamente os resultados obtidos em laboratório. O uso de bioissorvente em sistemas de drenagem apresentou resultados promissores, porém há necessidade de investigação da capacidade de saturação desses bioissorventes. A técnica permitiu a redução de poluentes e permitiu que a melhora da qualidade do escoamento percolado para o aquífero.

O solo classificado como NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, apresentou predominância de areia em sua textura e baixa concentração de argila e silte. Essas condições condizem com a baixa capacidade de retenção de poluentes pelo solo. Ao analisar as amostras de solo, observou que houve um pequeno aumento de Mn, Ni, Cr e Pb nas amostras coletadas na profundidade de 0,20 a 0,40m em 2018. Esse aumento pode estar relacionado à variação do nível da água do aquífero, porém não há dados de monitoramento do aquífero no período que antecede a coleta de solo na estrutura. Outra possibilidade, que o colchão com bioissorvente aplicado nas caixas de inspeção não apresentou resultados satisfatórios, visto ao grande volume acumulado de sedimentos nesses pontos, permitindo a passagem do escoamento não filtrado para o solo.

E por fim, ao analisar as cotas da água subterrânea em um poço de monitoramento próximo a estrutura, observou que o aumento das cotas em períodos chuvosos e logo após, ocorre à recessão. A recessão pode estar ligada a exploração de água para consumo humano no aquífero do Campeche. De acordo com a CASAN (2002) na localidade há 26 poços operantes para a concessionária, em que a água é direcionada a rede de abastecimento, sem tratamento. De acordo com Rech et al. (2017) próximo a vala há um poço superficial (ponteira) com profundidade de 10m utilizado para abastecimento de três famílias. Neste poço, as análises de metais apresentaram concentrações excessivas de Cr, Pb, Ni e Mn. A exploração da água resulta no rebaixamento do nível do aquífero e também interfere no transporte de poluentes da zona não saturada para saturada.

Nesta pesquisa, todos os metais encontrados no escoamento superficial foram encontrados no escoamento subterrâneo, indicando a contaminação. Porém, após a aplicação de um biossorvente para reter esses poluentes, a qualidade do escoamento é melhorada significativamente. Novos estudos, e maiores períodos de monitoramento são sugeridos sobre a temática.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1 CONCLUSÕES

De acordo com as três interfaces investigadas concluem-se:

Monitoramento I: A vala de infiltração está recebendo concentrações elevadas de metais juntamente com o escoamento superficial. Todos os metais investigados nesta pesquisa foram encontrados nos três ambientes monitorados. A estrutura permite uma alta taxa de infiltração, resultando na infiltração de até 78% do volume passante na estrutura original. Esse dado de infiltração é excelente, pois a estrutura a pesar de ter mais de 30 anos desde a construção atua eficientemente no quesito infiltração. No entanto, o escoamento superficial transporta poluentes para o ambiente subterrâneo.

As concentrações de metais encontrados no escoamento superficial não apresentaram correlação com o volume precipitado no dia da coleta. A possível relação seja com a disponibilidade do poluente na área de contribuição. O solo por sua vez, apresentou concentrações para todos os metais investigados, mas com excesso de Cd quando comparado ao (CONAMA 420/2009). As características de texturas indicam a predominância de areia, o que reduz retenção de íons metálicos. O pH manteve-se em neutralidade, característico de regiões tropicais (entre 6 e 8) e CTC baixa. Entende-se que valores baixos de CTC, representa que o solo tem baixa capacidade de reter cátions em forma trocável, desta forma permite a migração de poluentes do ambiente superficial para o subterrâneo.

Os resultados das amostras do escoamento subterrâneo foram comparados com os valores de referência da Resolução do CONAMA 396/200. Alguns metais presentes neste ambiente, Pb, Cr, Fe, Ni e Mn estavam presentes em excesso no escoamento superficial. O monitoramento do nível do aquífero indicou uma redução considerável de até 1m resultante em dois anos de monitoramento. As causas desse rebaixamento são amplas, porém influência na mobilidade e direção dos poluentes.

Neste artigo, é possível concluir que a vala esta localizada em ambiente vulnerável, e que é um dos pontos de injeção direta de poluentes para o aquífero do Campeche. Outras inúmeras estruturas de infiltração possivelmente contribuem para a degradação da qualidade do Aquífero, que por sua vez é utilizado para abastecimento humano. Ao evidenciar a defasagem da estrutura na retenção de metais este resultado instiga a busca por metodologias que permitam a remoção/retenção destes poluentes e que permita a

infiltração, sem causar danos ao local. O uso de bioissorvente naturais é uma opção a ser considerada.

Procedimento Experimental: Neste artigo investigou-se o uso da quitina comercial e da casca de camarão não processada (fresca) como bioissorvente de metais no escoamento superficial proveniente da vala de infiltração. Quantidades diferentes de bioissorventes foram testadas. Testes iniciais (amostras brancas) indicaram altas concentrações de metais em casca de camarão não processada, aumentando as concentrações finais no escoamento superficial, principalmente para Pb e Ni. Os melhores resultados de bioissorção foram obtidos para Fe (62,8%) e Cr (55,6%) no teste com 5 g de material. Os testes com 10g de casca de camarão fresco mostraram resultados satisfatórios para Fe (63,4%) e Cr (62,2%).

Os resultados dos testes com quitina comercial (5 g) foram satisfatórios para: Cr (82,4%), Cu (82,2%), Zn (76,2%), Fe (83,5%), Mn (93,9%). Testes com 10 g de quitina comercial permitiram a remoção de todos os metais testados. Notou-se que essa quitina comercial, bioissorvente, aumentou o pH de 6,3 para 8,10.

Os testes com quitina comercial demonstraram os melhores resultados na adsorção de íons metálicos, provavelmente devido ao processamento industrial aplicado ao resíduo utilizado como fonte de matéria-prima. O processamento das cascas envolve produtos para o branqueamento dos resíduos, neste processo existe a eliminação parcial de contaminantes, especialmente os íons metálicos. O uso de quitina comercial também elevou o pH; este fator pode evitar a mobilidade de metais no solo.

Recomendam-se mais repetições de testes com bioissorventes para trabalhos futuros. Neste caso, o uso de quitina comercial apresentou os melhores resultados, exceto para Pb e Ni. Essa baixa remoção pode estar relacionada ao cuidado efetivo durante os tratamentos, pois é determinante para os resultados, principalmente com o processo de filtração na remoção dos resíduos de bioissorventes. Observamos nesta pesquisa que o aumento da quantidade de bioissorvente no efluente aumentou a remoção de íons metálicos. Desta forma, testes com quantidades maiores também podem ser investigados.

Monitoramento II: Esta etapa contempla a modificação estrutural da vala de infiltração. Foi projetada, construída e monitorada a adequação de uma estrutura de infiltração visando à remoção de metais com o uso de bioissorventes, a quitina comercial. Foram inseridos na vala tubos de drenagem com diâmetro de 0,80m totalmente

perfurados. Essa condicionante permitiu a infiltração, porém com uma taxa bem inferior ao apresentado na vala original.

De acordo com os eventos analisados, a vala modificada permitiu a infiltração de 15,7 a 28,4%, sendo que a antiga estrutura atuava permitindo a infiltração de até 80% (PACHECO, 2015). Ao comparar eventos com precipitações semelhantes entre a vala original e a vala modificada houve diferença entre 10,6 a 53,7% de perda da capacidade de infiltração. Já em grandes precipitações, as duas estruturas apresentaram baixa taxa de infiltração, atuando como um canal de passagem.

Apesar da redução da capacidade da infiltração, com a instalação do colchão de quitina comercial, foi possível reter os poluentes encontrados no escoamento superficial. Houve retenção superior a 50% da quantidade de cada espécime presente no escoamento. Na avaliação de retenção ocorrida no dia 14.04.2018 os resultados superaram significativamente os resultados obtidos em laboratório. O uso de biossorvente em sistemas de drenagem apresentou resultados promissores, porém há necessidade de investigação da capacidade de saturação desses biossorbentes. A técnica permitiu a redução de poluentes e permitiu que a melhora da qualidade do escoamento percolado para o aquífero.

O solo manteve-se com as mesmas características anteriormente citadas, com predominância de areia. Porém houve um aumento de alguns íons metálicos, indicando falhas na instalação dos colchões de quitina individual. E por fim, ao analisar as cotas da água subterrânea em um poço de monitoramento próximo a estrutura, observou que o aumento das cotas em períodos chuvosos e logo após, ocorre à recessão. A recessão pode estar ligada a exploração de água para consumo humano no aquífero do Campeche

Algumas interferências foram observadas nesta pesquisa e que impediram detalhamentos mais completos sobre o funcionamento do biossorvente. Porém, resultados evidenciaram o excelente funcionamento de biossorvente na estrutura, possibilitando que água infiltrada no aquífero, esteja em melhor qualidade que a próprio aquífero.

7.2 RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista os resultados obtidos com a presente pesquisa, sugerem-se as seguintes recomendações:

- (i) Analisar as concentrações de metais presentes no sedimento dentro das tubulações de drenagem;
- (ii) Analisar a influência da maré na dispersão os poluentes no aquífero do Campeche;
- (iii) Testar outros biossorventes naturais encontrados em abundância na região de estudo;
- (iv) Avaliar a capacidade máxima de adsorção do colchão composto pela quitina comercial e na medida do possível, avaliar mais amostras de água filtrada;
- (v) Projetar e adequar um sistema de infiltração que permita a troca do colchão drenante de acordo com informações de saturação e comaltação;

REFERÊNCIAS

- ABIA A.A. HORSFALL JR M. & Didi O. The use of chemically modified and unmodified cassava waste for the removal of Cd, Cu and Zn ions from aqueous solution. **Bioresour. Technol.** 90, 345–348, 2003.
- ABDELFAH, I.; ISMAIL, A. A.; SAYED, F. A.; Biosorption of heavy metals ions in real industrial wastewater using peanut husk as efficient and cost effective adsorbent. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management** 6, 176-183p, 2016.
- ABIDA H. & SABOURIN J. F. Grass Swale-Perforated Pipe Systems for Stormwater Management. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, 132(1), 55–63, 2006.
- ALCANTARA, D. & SCHUELER. A. S. Gestão das águas e sustentabilidade: desafios globais e respostas locais a partir do caso de Seropédica, na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Cad. **Metropole**. vol.17, n.33, p.109-126, 2015.
- ALLEN, P. D. Grassed Swale Pollutant Removal Efficiency Studies. Department of Civil and Environmental Engineering, University of Maryland, 30p, 2005.
- ALI. M. M. ALI, M. L.; ISLAM. M. S. Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**. V.5. p. 27-35, may, 2016.
- ALKORTA, I.; HERNÁNDEZ-ALLICA, J.; BECERRIL, J.M.; AMEZAGA, I.; ALBIZU, I.; GARBISU, C. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. **Environ. Sci. Biotechnol.**, v.3, p.71-90, 2004.
- AMARAL, M. A. B. Poluição dos solos por metais pesados na zona urbana de Ponta Delgada: Implicações na saúde pública. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biomédicas – Universidade dos Açores, Ponta Delgada – Portugal, 113p, 2012.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). Standard methods for the examination of water and wastewater. 22. ed. APHA, Washington, USA. 1498 p, 2012.
- AMORA, A. M. G. A. O lugar do público no Campeche. Dissertação de Mestrado em Geografia, Programa de Pós-Graduação, Centro de Filosofia e Ciências Humanas da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis – SC, 1996, 197p.
- AMOUEI A.I., AMOOEY A.A. & ASGHARZADEH F. Cadmium removal from aqueous solution by canola residues: adsorption equilibrium and kinetics. **Iranian J. Chem. Eng.** 10 (3), 39–50, 2013.
- ANTONINO N.A. Otimização do processo de obtenção de quitina e quitosana de exoesqueletos de camarões oriundos da indústria pesqueira paraibana. Dissertação de Mestrado no Programa de Pós Graduação em Química – Universidade Federal da Paraíba – UFPB, 89p, 2007.

ARAUJO. J.; A; SOUZA. R.; F. Aporte antropogênico de metais pesados em sedimentos de corrente de áreas de lixão, urbanizadas e agrícolas, em Parelhas –RN, região semiárida do Brasil. **Revista Geografia**, Londrina - PR v.21. n.3, p-5-22, set/dez. 2012.

ARULVEK S., ELAYAPERUMAL A. & JAGATHEESCHWARAN M.S. Discussion on the feasibility of using proteinized/deproteinized crab shell particles for coating applications: Synthesis and characterization. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 4, 3891-3899, 2016.

BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S.; Técnicas Compensatórias em drenagem urbana. Associação Brasileira de Recursos Hídricos- ABRH, 266p, 2005.

BARBOSA, T.C. Material de referência 01: Ecologia e Recursos Naturais na Planície do Campeche. Pp. 99-114. In: Tirelli, J.; Burgos, R.e Barbosa, T.C. (Orgs.). O Campo de Peixes e os Senhores do Asfalto: memória das lutas do Campeche. Florianópolis - SC, Cidade Futura, 2007.

BARBASSA, A. P.; SOBRINHA, L. A.; MORUZZI, R. B. Poço de infiltração para controle de enchentes na fonte: avaliação das condições de operação e manutenção. **Ambiente Construído**. Porto Alegre – RS, v.14, n.2, p 91-107, 2014.

BARLOW, P. & REICHARD, E. Saltwater intrusion in coastal regions of North America. *Hydrogeol. J.* 18, 247–260, 2010.

BARRETT, M.E., WALSH, P.M., MALINA, J.F., CHARBENEAU, R.J. Performance of vegetative controls for treating highway runoff. *Journal of Environmental Engineering* 124 (11) 1121–1128, 1998.

BARRIADA J.L., HERRERO R., PRADA-RODRIGUEZ D., SASTRE M.E. Waste spider crab shell and derived chitin as low-cost materials for cadmium and lead removal. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, 82, 39–46, 2007.

BENTO, T. A. Estudo e avaliação de carga de lavagem no Distrito do Campeche, Florianópolis – SC. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, 64p, 2015.

BELLINE, J. B. Sorção de lantanídeos em meio aquoso visando ao estudo de rejeitos nucleares. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geociência, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 96p, 2009.

BELOTTI, F. M. Capacidade de retenção de metais pesados pelo solo em áreas de implantação de estruturas de infiltração para águas pluviais urbanas em Belo Horizonte-MG. Instituto de Geociências. Universidade Federal de Minas Gerais – MG. 142p, 2011.

BEUX, F. C.; OTTONI, A. B. Métodos alternativos de drenagem a partir da retenção e infiltração das águas de chuva no solo, visando a redução das enchentes urbanas. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 03, n.17, 13p, 2015.

BRAGA, R. M. B. Estudo da remoção de poluentes de águas da drenagem urbana por um dispositivo de biorretenção. Dissertação de Mestrado – Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas - UFA, 89p, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução no 357. Diário Oficial da União, Brasília, mar. 2005. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Resolução no 420. Diário Oficial da União, Brasília, mar. 2005. Publicação DOU nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Resolução nº 396. Diário Oficial da União, Brasília, abr. 2008. Publicação DOU nº 66, de 07/04/2008, págs. 64-68, 2008.

BRASIL. Portaria do Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Portaria MS Nº 2914 DE 12/12/2011 (Federal). Publicação DOU nº 249, de 14/12/2011, 2011.

CALIFORNIA STORMWATER QUALITY ASSOCIATION. California Stormwater Best Management Practices Handbook: New Development and Redevelopment. 378 p, 2003.

CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. Estudo do manancial subterrâneo da Costa Leste Campeche, Município de Florianópolis – Santa Catarina, 157, 2002.

CAMPANÁRIO, P. Florianópolis: dinâmica demográfica e projeção da população por sexo, grupos etários, distritos e bairros (1950-2050). Florianópolis, Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis-SC, 24p, 2007.

CAMPONELLI, K. M., LEV, S. M., SNODGRASS, J. W., LANDA, E. R., & CASEY, R. E. Chemical fractionation of Cu and Zn in stormwater, roadway dust and stormwater pond sediments. *Environmental pollution Barking, Essex*: 1 87, 158(6), 2143–9. 2010.

CAPRARIO J., RECH A.S. & FINOTTI A.R. Vulnerability assessment and contamination potential of unconfined aquifer. *Water Science and Technology: Water Supply*, 19, 1008-1016, 2019.

CAPRARIO, J.; RECH, A.S.; TASCIA, F.A; FINOTTI, A.R. Influence of drainage network and compensatory techniques on urban flooding susceptibility. *Water Science And Technology*, v. 79, n. 6, p. 1152-1163, 2019.

CAPRARIO, J.; FINOTTI, A.R. Socio-technological tool for mapping susceptibility to urban flooding. *Journal Of Hydrology*, v. 574, p. 1152-1163, 2019.

CAPRARIO, J., RECH, A.S., TASCIA, F.A., FINOTTI, A.R., 2018. Influence of drainage network and compensatory techniques on urban flooding susceptibility. In: Mannina, G., 2018. Proceedings of 11th International Conference on Urban Drainage Modelling. Sep. 23-26, 2018, Palermo, ITALY.

CAPRARIO, J.; RECH, A. S.; MIRANDA, N. M. G.; FINOTTI, A. R. Inventário de alagamentos e inundações urbanas ocorridas no Distrito do Campeche. In: XI Encontro Nacional de Águas Urbanas, Belo Horizonte, 2017. Anais do XI Encontro Nacional de Águas Urbanas. Porto Alegre: ABRH, 2017.

DELETIC, A.; FLETCHER. Performace of grass filters used for stormwater treatment – a field and modeling study. **Journal of Hydrology** 317 261 – 275, 2006.

DEMUELENAERE, R. G. A. Caracterização de propriedades de transporte de metais pesados em solos residuais do Rio de Janeiro. Departamento de Engenharia Civil. Pontifica Universidade Católica do Rio de Janeiro. 112p, 2004.

DUBEY S.P. & GOPAL, K. Adsorption of Chromium (VI) on low-cost adsorbents derived from agricultural materials: a comparative study, J. Hazard. **Mater.** 145, 467–470, 2006.

ECKHARDT R.R., DIEDRICH V.L., FERREIRA E.R., STROHSCHOEN E. & DEMAMAN L.C. Mapeamento e avaliação da potabilidade da água subterrânea do município de Lajeado, RS, Brasil. **Ambiente & Água** 4(1), 58-80, 2009.

EDWARDS. E. C.; HARTE, T.; FOGG, G.E.; WASHBURN, B.; HAMAD, H. Assessing the effectiveness of drywells as tools for storwater management and aquifer recharge and their groundwater contamination potential. JOURNAL OF HYDROLOGY. V.539, p.539-553, august 2016.

ELLIS J., CHOCAT B., FUJITA S., MARSALEK J. & RAUCH W. Urban drainage: a multilingual glossary. London: **IWA Publishing**, 2004, 528p, 2004.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2006. 306p.

FADIGA, F. S.; AMARAL-SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; ANJOS, L. H. C.; FREIXO, A. A. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. Bragantina vol. 61, nº 2. Campinas – SP, 9p. 2002.

FÄRM, C. Accumulation of sediment and haevy metals in a storn-water detention pond. In: 4ª International conference on innovative techhologies ir urban drainage. Novatech, Lyon, França, v. 1. P.589-596. 2001.

FÁTIMA, M. Impactos da drenagem na saúde pública em municípios de pequeno porte no Estado do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. Tese do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 250p, 2013.

FEIZI M. & JALALI M. Removal of heavy metals from aqueous solutions using sunflower, potato, canola and walnut shell residues. J. Taiwan Inst. **Chemistry**. Eng. 54, 125–136, 2015.

FLETCHER T.D., SHUSTER W., HUNT W.F., ASHLEY R., BUTLER D., ARTHUR S., TROWSDALE S., BARRAUD S., DAVIES A.S., KRAJEWSKI J.L.B., MIKKELSEN P.S., RIVARD G., UHL M., DEGENAIS D. & VKLANDER M. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**, 12, (7), 525-542, 2015.

FONTES, A. R. M.; BARBASSA, A. P. Diagnóstico e prognóstico da ocupação e da impermeabilização urbanas. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v 8, nº2, p 137-147, 2003.

FRANCO L.D. Heavy metal biosorption by chitin and chitosan isolated from *Cunninghamella elegans* (IFM 46109). **Brazilian Journal of Microbiology** 35: 243-247, 2004.

FRELLO, A. S. Avaliação quantitativa de uma vala de infiltração como técnica compensatória em drenagem urbana. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, 109p, 2016.

GAMAGE A. & SHAHIDI F. Use of chitosan for the removal of metal ion contaminants and proteins from water. **Food Chemistry** 104, 989-996, 2007.

GARCIA, J. I. B. Monitoramento hidrológico e modelagem da drenagem urbana da bacia hidrográfica do arroio Cancela. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Santa Maria – RS, 169p 2005.

GAVA, T.; FINOTTI, A. R. Resíduos sólidos urbanos na rede de drenagem da bacia hidrográfica do rio do meio, Florianópolis/SC. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**. E-ISSN: 2316-9834, DOI:10.5585/GEAS.V1 Nº 2.24, P. 79-101, 2012.

GIWA A.A., BELLO I.A., OLADIPO M.A. & ADEOYE D.O. Removal of cadmium from wastewater by adsorption using the husk of melon (*Citrullus lanatus*) seed, *Int. J. Basic Appl. Sci.* 2 (1), 110–123, 2013.

GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; PIERRANGELI, M.A.P.; ZULIANI, D.Q.; CAMPOS, M.L.; MARCHI, G. Elementos-traço em Solos e sistemas aquáticos. In: TORRADO, P.V.; ALLEONI, L.R.F.; COOPER, M.; SILVA, A.P.; CARDOSO, E.J. **Tópicos Especiais em Ciências do Solo**, SBCS, Viçosa-MG, v. 4, p. 345-390, 2005.

HORSTMAYER, N.; HUBER, M.; DREWES, J. E.; HELMREICH. Evaluation of site-specific factors influencing heavy metal contents in the topsoil of vegetated infiltration swales. **Science of the Total Environment**. P. 19-28, 2016.

HUGEN, C. Valores de referência para teores de Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em solos do estado de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias – Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Lages - SC, 71p, 2010.

HUTCHINSON, S. L.; KEANE, T.; CHRISTIANSON, R. D.; SKABELAND, L.; MOORE T. L.; GREENE. A.M.; KINGERY-PAGE, K. Management practices for the amelioration of urban stormwater. **Procedia Environmental Sciences**. v.9. pg. 83-89, 2009.

IGWE J.C. & ABIA A.A. Adsorption kinetics and intraparticulate diffusivities for bioremediation of Co (II): Fe (II) and Cu (II) ions from wastewater using modified and unmodified maize cob. **Int. J. Phys. Sci.** 2 (5), 119–127, 2007.

INGVERTSEN, S. T.; SOMMER, H.; CEDERKVIST, K.; RÉGENT, Y.; JENSEN, M. B.; MAGID, J. Infiltration and treatment of urban stormwater: how well do swale-trench systems work? Université de Lyon, NOVATECH, INSA de Lyon – França. 10p. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA (IBGE). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2000.

ISMAIL, A.F.; SAPARI, N.; ABDUL WAHAB, M. M. Vegetative swale for treatment of stormwater runoff from construction site. **Science & Technology**, Pertanika J. Ci & Technol. v.22: p 55-64, 2014.

IRITANI & EZAKI. Caderno: as águas subterrâneas do estado de São Paulo. 3ª ed. 106p, 2014.

J.S. WU, C.J. ALLAN, W.L. SAUNDERS, J.B. EVETT. Characterization and pollutant loading estimation for highway runoff. **J. Envir. Eng. ASCE**, v.24 pp. 584–592, 1998.

JACOPIN, C.; LUCAS, E.; DESBORDES, M.; BOURGOGNE, P. Lutte lês inondations et reducion de la pollutions: analyse dês contraentes lieés au double employ dês bassins de retenue. In: 4ª International conference on innovative techhologies ir urban drainage. Novatech, Lyon, França, v. 1. P.597-604, 2001.

JIA H., YAO H. & YU L. Advances in LID BMPs research and practice for urban runoff control in China. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, 7(5), 709–720, 2003.

JOANINHA, C.; BIBBIANI, C.; FANTOZZI, F.; CAMPIOTTI, C. A. Environmental Impacto of green roofing: the contribute of green roof to the sustainable use of natural resources in a life cycle approach. **Agriculture and Agricultural Science Procedia**, v. 8, pg 646-656, 2016.

KALIRAJ S., CHANDRASEKAR N., PETER T.S., SELVAKUMAR S. & MAGESH, N.S. Mapping of coastal aquifer vulnerable zone in the south west coast of Kanyakumari, South India, using GIS-based DRASTIC model. **Environment Monitoring and Assessment** 187, 1-27, 2015.

KALMYKOVA, Y.; STRÖMVALL, A. M.; STEENARI, B. M. Alternative materials for adsorption of heavy metals and petroleum hydrocarbons from contaminated leachates. **Environ Technology**, Jan 29 (1) 111-22, 2008.

KINNIBURG, D. G.; MILNE, C. J.; BENEDETTI, M. F.; PINHEIRO, J. P.; FILIUS, J.; KOOPAL, L. K.; VAN RIEMSDIJK. Metal ion binding by humic acid: Applications of the NICA-Donnan Model. **Environmental Science & Tecnology**, nº30, p. 1678-1698, 1996.

KRISHNANI K.K., MENG X., CHRISTODOULATOS C. & BODDU V.M. Biosorption mechanism of nine different heavy metals onto biomatrix from rice husk, **J. Hazard. Mater.** 153, 1222–1234, 2008.

LANGE, C. N. Contaminação do solo e mobilidade de AS, CD, Mo, PB e Zn em colunas de solo franco arenoso com cinzas de carvão. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN. São Paulo-SP, 165p, 2012.

LEROY, M. C.; KOLTALO, F. P.; LEGRAS, M.; LEDERF, F.; Performance of vegeted swale for improving road runoff quality in a moderate traffic urban area. **Science of The Total Environment**. v. 566-567, p 113-121, 2016.

LIMA, S. F. O. Aplicação de tecnologias de baixo impacto no gerenciamento das águas pluviais em espaços livres urbanos: caso do campus da universidade federal de Mato Grosso do Sul. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia em Tecnologias Ambientais, Centro de Ciência Exatas e Tecnologias da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 185p, 2009.

LUCAS, A. H.; SOBRINHA, L. A.; MORUZZI, R. B.; BARBASSA, A. P. Avaliação da construção e operação de técnicas compensatórias de drenagem urbana: o transporte de finos, a capacidade de infiltração, a taxa de infiltração real do solo e a permeabilidade da manta geotêxtil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, 17-28p, 2015.

MACEDO, J.A.B. Introdução à Química Ambiental – Química & Meio. **Ambiente & Sociedade**. Juiz de Fora –MG, 487p, 2002.

MANUAL DE DRENAGEM URBANA. Programa de Saneamento Ambiental da Região Metropolitana de Curitiba, Secretaria de Estado do meio Ambiente e Recursos Hídricos, Governo do Estado do Paraná, 150p, 2002.

MCBRIDE, M.B. Environmental Chemistry of Soils. Oxford University Press, New York, 416,1994.

MEDEIROS, C. M.; BARBOSA, D. L.; CEBALLOS, B. S. O.; RIBEIRO, M. M. R.; ALBUQUERQUE, J. P. T. Qualidade das águas subterrâneas na porção sedimentar na região do baixo curso do rio Paraíba. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Campo Grande – MS, 10p, 2009.

MILLON, M. M. B. Água subterrâneas e políticas de recursos hídricos estudo de caso: Campeche Florianópolis – SC. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção. 101p, 2004.

MONTES, R. M.; LEITE, J. F. A drenagem urbana de águas pluviais e seus impactos no cenário atual da bacia do Córrego Vaca – Brava Goiânia – GO. Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia, Universidade Católica de Goiás, 29p, 2009.

MORET A. & RUBIO J. Sulphate and molybdate ions uptake by chitin-beads shrimp shells. *Miner. Engineering*, 16, 715–722, 2003.

MOURA C., MUSZINSKI, P., SCHMIDT, C., ALMEIDA J., PINTO, L. Quitina e quitosana produzidas a partir de resíduos de camarão e siri: avaliação do processo em escala piloto. **Vetor**, Rio Grande, 16(1/2): 37-45, 2006.

NAYAK A., BRIJ B., GUPTA V. & RODRIGUEZ-TURIENZO L. Development of a green and sustainable clean up system from grape pomace for heavy metal remediation. **Journal of Environmental Chemical Engineering** v.4, 4342-435, 2016.

NÚÑEZ-GÓMEZ D., ALVES A.A.A., LAPOLLI F.R. & LOBO-RECIO M. Application of the statistical experimental design to optimize mine-impacted water (MIW) remediation using shrimp-shell. **Chemosphere** 167, 322-329, 2017.

NÚÑEZ-GÓMEZ D., Hessemer M.E.N., Lapolli F.R. & Lobo-Recio M. Potential of shrimp-shell residue in natura for the remediation of mine impacted water (MIW). **Polímeros**, 261-273 (2016).

GÓMEZ-NUÑEZ, D. Potencial da casca de camarão para remediação de águas contaminadas com drenagem ácida mineral visando seu reuso secundário não potável. Dissertação de Mestrado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, 152p, 2014.

ORLANDO, E. G. Avaliação do fenômeno da carga de lavagem na área de contribuição de uma vala de infiltração localizada no Distrito do Campeche (Florianópolis/SC). Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, 128p, 2017.

PACHECO, E. F. Avaliação quali-quantitativa do desempenho de uma vala de infiltração de águas pluviais implantada em Florianópolis. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 200p, 2015.

PACHECO, Elisa F. Estudo dos impactos da drenagem urbana nos recursos hídricos do distrito do Campeche. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 72p. 2012.

PEREZ-MARIN A.B., ZAPATA V.M., ORTUNO J.F., AGUILA, M., SAEZ J. & LLORENS M. Removal of cadmium from aqueous solutions by adsorption onto orange waste. **J. Hazard. Mater.** 139 (1), 122–131, 2007.

POMPEO, C. A. Drenagem Urbana Sustentável. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos-RBRH**, v.5, nº1, p. 15-23, 2000.

RECH, A.S.; RECH, J.C.; CAPRARIO, J.; TASCA, F.A.; LOBO-RECIO, M.A.; FINOTTI, A.R. Use of shrimp-shell for adsorption of metals present in surface runoff. **Water Science And Technology**, In press., 2019.

RECH, A.S., RECH, J.C., CAPRARIO, J., TASCA, F.A., LOBO RECIO, M.A., FINOTTI, A.R.. Use of shrimp-shell for adsorption of metals present surface runoff. In: Mannina, G., 2018. Proceedings of 11th International Conference on Urban Drainage Modelling. Sep. 23-26, Palermo, ITALY, 2018.

RECH, A. S.; CAPRARIO, J.; MIRANDA, N. M. G.; TASCA, F.A.; FINOTTI, A. R.; RECH, J. C.; DURANTE, T.; FAVERO, M.; CHIUCHI, L.; LEORATTO, J.; FRIGO, D.; SIMIONI, L. Uso de técnicas de infiltração e os riscos de contaminação de aquíferos superficiais. In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2017, Florianópolis - SC. Anais, 2017.

REGINATO, P. A. R.; BRANCHER, L.; SCHAFER, A. E.; LANZER, R. M. Poços como vetores de contaminação: o caso dos aquíferos da planície costeira do Rio Grande do Sul. XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Natal – RN, 2008, 11p.

RIBEIRO, L. F., SOUZA, M. M., BARROS, F., HATJE, V. Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos e alternativas mitigadoras. **Journal of Integrated Coastal Zone Management** 14(3), 365-383, 2014.

- RUSSEL, J. B. Química Geral. V.2, 2ª edição. São Paulo –SP, Makron Books, 1268p, 1994.
- SAITO, T.; NAGASAKI, S.; TANAKA, S.; KOOPAL, L.K. Application of the NICA-Donnan model for próton, copper and uranyl binding to humic acid. *Radiochim. Acta* **92**, p. 567-574, 2004.
- SANTA CATARINA. Secretaria de Desenvolvimento Urbano, Social e Meio Ambiente – SDM. Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina – Diagnóstico Geral. Florianópolis. 173p. 1997.
- SANTOS L. T. S. O. Jesus T. B. Caracterização de metais pesados das águas superficiais da bacia do Rio Subaé (Bahia). *Geochimica Brasiliensis* 28(2) 137-148, 2014.
- SANTOS, G. C. G. Comportamento de B, Zn, Cu, Mn e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adiação de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico. Tese apresentada em Agronomia na Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, São Paulo –SP, 153 p, 2005.
- SANTOS, P. T. S. ET AL. Telhado Verde: desempenho do sistema construtivo na redução do escoamento superficial. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 13, n. 1, p. 161-174, jan./mar. 2013.
- SCHUCK, A.; RECH, J. C.; BERNARDO, E. L.; PACHECO, E. F.; FINOTTI, A. R. Análise da manutenção de dispositivos de drenagem urbana em loteamentos habitacionais In: **Editora Interciência**. 1 ed. Rio de Janeiro - RJ : Editora Interciência, 2015, v.1, 15 p, 2015
- SEBASTIAN, C.; BARRAUD, S.; BECOUZE-LAREIRE, C. GONZALEZ-MERCHAN. C.; LIPEME-KOUYI. G.; GIBELLO, C. Accumulated sediments in a large dry stormwater retention-detention basin: physic-chemical spatial characterization and evolution – Estimation of metals, pesticides, PAHs and Alkylphenols contents. Université de Lyon, NOVATECH, INSA de Lyon – França. 10p. 2013.
- SOUSA, J. T. P. S. An experience in communitary urban planning. The case of the Campeche plain – Florianópolis-SC/Brazil. *Revista Jatálysis*, v. 6, n.2, 10p, 2003.
- SPARKS, D. L. Environmental soil chemistry. San Diego – EUA, 263p, 1995.
- STAGGE, H. J.; ALLEN, D.; JAMIL, E.; KIM, H. Performace of grass swales for improving water quality from highway runoff. *Water Research*. v. 46, 20, p. 6731-6742, 2012.
- STEPHENSON T. Problems of developing countries. **Proceedings of the Symposium**, 18-20 June, Marseille, France, 264-312, 2001.
- STIGTER T.Y. & DILL A.M.M.C. Limitações do modelo DRASTIC: aplicação a duas regiões algarvias contaminadas por nitratos. **Proceeding of 1st Joint World Congress on Groundwater**, Fortaleza, Brazil, 1–19, 2000.
- SUN, G.; SHI, W. Sunflower stalks as adsorbents for the removal of metal ions from wastewater. *Ind. Eng.Chem. Res.* 37, 1324-1328, 1998.
- SUTHERSAN, S. S. Remediation Engineering: Desing Concepts. **Lewis Publichers**, CRC press LLC. Florida, USA, 362p, 1996.

TASCA F.A., Assunção L.B. & Finotti A.R. International experiences in stormwater fee. **Water Science and Technology**. 1, 287-299, 2018.

TASSI, R; TASSINARI, L. C. Da S; PICCILLI, D. G. A; PERSCH, C. G. Green roof: a sustainable alternative for stormwater. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v.14 n.1, p 139-154, jan/mar, 2014.

TAVANT, D. R.; BARBASSA, A. P. Análise dos desenvolvimentos urbanos de baixo impacto e Convencional. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.17, nº 4, p. 17-28, 2012.

TORRES, C. Characterization and pollutant loading estimation for highway runoff in Omaha, Nebraska – EUA. University of Nebraska – Lincoln, 153 p. 2010.

TUCCI, C. E. M. Águas Urbanas. Estudos Avançados, vol. 22, nº 63, São Paulo – SP, 16 p. 2008.

TUCCI, C.M. Gestão da drenagem urbana. Brasília – DF: Cepal. Escritório no Brasil/IPEA, 50p, 2012.

VISTUBA, Jacqueline Pereira. Remoção de ferro e manganês de água de abastecimento por meio de filtração adsortiva. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 110 p. 2010.

WERNER, A.; SIMMONS, A. Impact of Sea-Level Rise on Sea Water Intrusion in Coastal Aquifers. Vo. 47, no.2 – **Ground Water**, p. 197-204, 2009.

WINER, R. National Pollutant Removal Performance Database for Stormwater Treatment Practices. 2nd Edition, **Rebecca Winer**, 10p.2000.

ZHANG, L.; ZENG, Y.; CHENG, Z. Removal of heavy metal ions using chitosan and modified chitosan. **Journal of Molecular Liquids** 214, 175-191, 2016.

ZHENG, Y.; ZHONGRONG, L.; LI, H.; GE, Y.; ZHANG, W.; YE, YUBIN.; WANG, X. Assessing the polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollution of urban stormwater runoff: A dynamic modeling approach. **Science of the Total Environment**, 481, p. 554 - 563, 2014.