

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

**DINÂMICA DA CONTAMINAÇÃO POR EFLUENTE
SANITÁRIO EM ÁREA DE UM CAMPUS
UNIVERSITÁRIO**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Ronaldo Kanopf de Araújo

Santa Maria, RS, Brasil.

2013

DINÂMICA DA CONTAMINAÇÃO POR EFLUENTE SANITÁRIO EM ÁREA DE UM CAMPUS UNIVERSITÁRIO

Ronaldo Kanopf de Araújo

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

Orientadora: Profa. Dra. Delmira Beatriz Wolff
Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Jussara Cabral Cruz

Santa Maria, RS, Brasil.

2013

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Kanopf de Araújo, Ronaldo

Dinâmica da contaminação por efluente sanitário em área de um Campus universitário / Ronaldo Kanopf de Araújo.- 2013.

157 p. ; 30cm

Orientadora: Delmira Beatriz Wolff

Coorientadora: Jussara Cabral Cruz

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, RS, 2013

1. Saneamento ambiental 2. Recursos hídricos 3. Esgotos sanitários I. Beatriz Wolff, Delmira II. Cabral Cruz, Jussara III. Título.

© 2013

Todos os direitos autorais reservados a Ronaldo Kanopf de Araújo. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: ronaldo.kanopf@gmail.com

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil**

**A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado**

**DINÂMICA DA CONTAMINAÇÃO POR EFLUENTE SANITÁRIO
EM ÁREA DE UM CAMPUS UNIVERSITÁRIO**

elaborada por
Ronaldo Kanopf de Araújo

como requisito para obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Civil

COMISSÃO EXAMINADORA:

Delmira Beatriz Wolff, Dr.^a (UFSM)
(Presidente/Orientadora)

Djalma Dias da Silveira, Dr. (UFSM)

Noeli Júlia Schussler de Vasconcellos, Dr.^a (UNIFRA)

Santa Maria, 09 de agosto de 2013.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a toda a minha família pelo apoio ao estudo desde a infância na busca da qualificação profissional e melhores condições de vida, principalmente meus pais, avós e irmãos.

Meu agradecimento à minha orientadora, Delmira Beatriz Wolff, pelos valiosos ensinamentos na área de saneamento, pela oportunidade de trabalho e confiança durante esse período.

Meu agradecimento em especial aos bolsistas e alunos voluntários que participaram dessa pesquisa de forma exemplar, auxiliando nas campanhas de amostragem: Marciano Friedrich, Carine Baggiotto, Pamina Dias Lampert, Thamara Rosa dos Santos, Ana Paula Fiuza de Oliveira, Janaina Goerck, Luciane Calheiro, Dener Wobeto Burtet, Olimpio Rafael Cardoso, Renata Azevedo Xavier e Thaís Martinelli.

A Marielle Medeiros de Souza, Lidiane Bittencourt Barroso e Larissa Alcântara Azambuja pelas contribuições nos momentos finais da escrita dessa dissertação.

A participação de vocês foi fundamental para a realização dessa dissertação!

Agradeço à Tatiana Reckziegel e à professora Jussara Cabral Cruz pelo empenho na pesquisa anteriormente realizada na área de estudo. O material e os conhecimentos adquiridos possibilitaram que eu seguisse adiante esse estudo para a elaboração dessa dissertação.

A professora Noeli Júlia Schussler de Vasconcellos e a bolsista Bruna Leite, do Centro Universitário Franciscano pela ajuda com a identificação dos isópodes.

Aos colegas do mestrado, servidores e professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, bolsistas dos grupos Gerhi e GHidros pelo companheirismo, momentos de desconcentração e aprendizagem e apoio.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Marília Goulart, André Colasiol, José Astério Rosa do Carmo e Alcides Sartori.

A Capes e ao CNPq pelo apoio financeiro durante o mestrado.

Muito obrigado!

“Sem o estudo, não podemos manifestar pleno potencial, especialmente nos momentos cruciais. Sem o estudo, não conseguiremos concretizar nossos sonhos. As pessoas não conseguem se tornar grandiosas sem estudo e empenho.”

(Daisaku Ikeda)

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
Universidade Federal de Santa Maria

DINÂMICA DA CONTAMINAÇÃO POR EFLUENTE SANITÁRIO EM ÁREA DE UM CAMPUS UNIVERSITÁRIO

AUTOR: RONALDO KANOPF DE ARAÚJO

ORIENTADORA: DELMIRA BEATRIZ WOLFF

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 09 de agosto de 2013.

Um dos maiores problemas relacionado à poluição das águas atualmente pode ser considerado o lançamento de efluentes sem tratamento, principalmente os de origem doméstica, uma vez que a coleta e o tratamento desses efluentes é o serviço de saneamento com maior déficit de cobertura no Brasil. O lançamento de efluentes diretamente no solo, sem tratamento adequado pode acarretar a contaminação dos cursos hídricos, do solo e da água subterrânea, de acordo com as características do local. Em meio a essa realidade, a degradação de recursos naturais no Campus da UFSM, devido ao aumento da população acadêmica, tem chamado atenção de pesquisadores e gestores da instituição. Apesar da crescente pressão quanto ao cumprimento da legislação ambiental para lançamento de seus efluentes nos corpos hídricos, a UFSM ainda apresenta dificuldades na destinação final de efluentes líquidos. Esta pesquisa justifica-se pela importância do monitoramento do lançamento de efluentes líquidos no Campus da UFSM para o estudo da possibilidade de atenuação natural no ambiente e da investigação da contaminação do solo e da água subterrânea. Nesta pesquisa tem-se como objetivo geral monitorar a contaminação do solo e da água subterrânea por efluente sanitário em uma área localizada no Campus da UFSM. Foram realizadas dez campanhas de amostragem de efluentes sanitários em quatro fontes pontuais de lançamento de efluentes líquidos (FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50), de efluentes diluídos que escoam no solo em quatro poços rasos (PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05), de água subterrânea em dois poços profundos (PM-01 e PM-02) e de efluente em um canal de drenagem após escoamento pelo solo (CDE). Foram realizadas coletas de amostras de solo e de dez indivíduos da macrófitas aquática *Typha domingensis*, em duas parcelas da área de estudo, denominadas PC-01 e PC-02, para a análise de metais pesados. Ainda como parte integrante da avaliação ambiental dessa área, realizou-se o estudo da densidade e diversidade de isópodes terrestres. Considerando as dez campanhas de amostragem realizadas entre agosto de 2012 e fevereiro de 2013, entre a entrada de efluentes pelas fontes pontuais FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 e o canal de drenagem de efluente (CDE), foi verificada uma redução média de 85,5% na vazão, de 50% na DBO_{5,20}, de 76,97% de sólidos totais, 91,22% de sólidos em suspensão, 99,8588% de coliformes totais, 99,9623% de *E. coli*. Com base nos resultados obtidos, foi verificado que ocorre o processo de atenuação natural de matéria orgânica carbonácea, coliformes totais, *Escherichia coli* e fosfato na área. Entretanto, devido à constatação de que ocorre o transporte de contaminantes nos perfis vertical e horizontal do solo, atingindo as águas superficiais e as águas subterrâneas, devem ser tomadas medidas para melhoria dos sistemas de tratamento de efluentes na UFSM. Foi constatada a contaminação do solo pelos metais pesados bário, cobre e zinco acima das concentrações limites definidas pela Resolução CONAMA n. 420/2009. Também se verificou a presença de metais pesados no tecido vegetal da macrófitas aquática *Typha domingensis*. Foi verificada a diversidade e a densidade de isópodes do solo que podem ser bioacumuladores de metais pesados. As espécies identificadas foram *Oniscus asellus*, que pode ser um organismo bioacumulador de metais pesados, e *Philoscia muscurum*, que pode ser um bioindicador da contaminação pelo lançamento de efluentes na área.

Palavras-chave: esgoto sanitário, contaminação do solo, águas subterrâneas, *Typha domingensis*, isópodes terrestres.

ABSTRACT

Master Course Dissertation
Professional Graduation Program in Civil Engineering
Universidade Federal de Santa Maria

DYNAMICS OF SANITARY EFFLUENT CONTAMINATION IN THE AREA OF A UNIVERSITY CAMPUS

AUTHOR: RONALDO KANOPF DE ARAÚJO

ADVISER: DELMIRA BEATRIZ WOLFF

Defense Place and Date: Santa Maria, August 9, 2013.

One of the biggest problems related to water pollution can currently be considered the release of untreated effluent, mainly from domestic sources, since the collection and treatment of these effluents is the sanitation service with greater coverage gap in Brazil. The effluent discharge directly into the ground without proper treatment can lead to the contamination of water, soil and groundwater, according to the site characteristics. Amid this reality, the degradation of natural resources in the Campus UFSM, due to increased academic population, has drawn attention of researchers and managers of the institution. Despite increasing pressure regarding environmental compliance for launching their effluents into water bodies, UFSM still presents difficulties in the disposal of wastewater. This research is justified by the importance of monitoring the release of wastewater Campus UFSM to study the possibility of natural attenuation in the environment and investigation of soil and groundwater. This research has been aimed at evaluating the natural attenuation of soil contamination by sanitary effluent in an area located on the campus of UFSM. Were performed ten wine sampling wastewater at four point sources of release of liquid effluents (FP-31, FP-32, FP-31A and FP-50), diluted effluent draining soil in four shallow wells (PMR- 02, PMR-03, PMR-04 and PMR-05), groundwater in two deep wells (PM-01, PM-02) and effluent into a drain channel after flow through the soil (EDC). Were collected from soil samples and ten individuals of aquatic macrophytes *Typha domingensis*, in two installments of the study area, called PC-01 and PC-02, for the analysis of heavy metals. Also as part of the environmental assessment of the area, made up the study of the density and diversity of terrestrial isopods. Considering the ten sampling campaigns carried out between August 2012 and February 2013, between the input point source effluents by FP-31, FP-32, FP-31A and FP-50 and channel drainage effluent (CDE), was observed an average reduction of 85.5% in flow, 50% in BOD₅, 20, from 76.97% total solids, 91.22% of suspended solids, 99.8588% of total coliforms, 99.9623% *E. coli*. Based on these results, it was found that there is the natural attenuation process of carbonaceous organic matter, total coliforms, *Escherichia coli* and phosphate in the area. However, due to the fact that the transport of contaminants occurs in the vertical and horizontal profiles of the soil, reaching surface waters and groundwater, should be taken to improve sewage treatment systems in UFSM. Was found soil contamination by heavy metals barium, copper and zinc concentrations above the limits defined by CONAMA. 420/2009. We also found the presence of heavy metals in plant tissue of macrophyte *Typha domingensis*. It was verified diversity and isopods in soil density that can be bio-accumulators of heavy metals. The species were *Oniscus asellus*, which can be a body bioacumulator heavy metals and *Philoscia muscurum*, which can be a biomarker of contamination by the effluent discharge area.

Keywords: sewage, soil contamination, groundwater, *Typha domingensis*, terrestrial isopods.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Processos de atenuação de poluentes nos sistemas de água subterrânea.....	33
Figura 2 - Representação de um <i>wetland</i> natural.	39
Figura 3 - Principais formas biológicas das macrófitas aquáticas. 1. Comunidade epilítica; 2. Comunidade epipélica; 3. Comunidade episâmica; 4. Comunidade epifítica.	41
Figura 4 - Macrófita aquática <i>Typha domingensis</i>	42
Figura 5 - Mecanismos envolvidos no processo de fitorremediação.	51
Figura 6 - Mapa da vulnerabilidade natural das águas subterrâneas no Campus da UFSM. .	57
Figura 7 - Mapa dos conflitos entre a Vulnerabilidade Natural das águas subterrâneas com a área de influência das atividades potencialmente contaminantes.....	58
Figura 8 - Mapa da vulnerabilidade à poluição da água subterrânea da Bacia Escola do Campus da UFSM.	59
Figura 9 - Modelo conceitual de contaminação do sítio degradado por emissão de efluente no solo no Campus da UFSM.....	60
Figura 10 - Foto aérea do Campus da UFSM na década de 1970.	61
Figura 11 - Mapa potenciométrico e indicação da tendência de fluxo subterrâneo.	62
Figura 12 - Localização da área de estudo na Universidade Federal de Santa Maria.	63
Figura 13 - Área de estudo e pontos de coleta de amostras de efluentes, solução do solo, água superficial e subterrânea na UFSM.....	64
Figura 14 - Lançamento de efluente no solo pela fonte FP-31.....	66
Figura 15 - Lançamento de efluente no solo pela fontes pontuais FP-32 e FP-31A.....	67
Figura 16 - Tubulações da fonte pontual FP-50.	67
Figura 17 - Poços rasos PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05.....	69
Figura 18 - Poços rasos PMR-02 e PMR-05 (a); PMR-03 e PMR-04 (b).....	69
Figura 19 - Poços intermediários para coleta de água subterrânea PM-01(a) e PM-02 (b).	70
Figura 20 - Coleta de amostra de efluente e determinação da vazão no ponto CDE.	71
Figura 21 - Parcelas PC-01 e PC-02 na área de estudo.	72
Figura 22 - Calha <i>Parshall</i> para medição de vazão.....	76
Figura 23 - Pontos de coleta de isópodes do solo (I-01, 18/06/2013; I-02, 20/06/2013) na área de estudo.	81
Figura 24 - Vazão das fontes pontuais de lançamento de efluentes líquidos FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 nas campanhas de amostragem.	86
Figura 25 - Concentração de $DBO_{5,20}$ das fontes pontuais de lançamento de efluentes ao longo das campanhas de amostragem.....	87
Figura 26 - Média ponderada ST para as fontes pontuais e ST para CDE.....	92
Figura 27 - Média ponderada SS para as fontes pontuais e SS para CDE.	93

Figura 28 - Valores de vazão para as fontes pontuais e o CDE para as campanhas de amostragem no período dessa pesquisa em comparação com o período de Reckziegel (2012).	95
Figura 29 - Concentrações de DBO _{5,20} nas campanhas de Reckziegel (2012) e nas campanhas dessa pesquisa.	96
Figura 30 - Carga orgânica de DBO para FP-31, FP-32, FP-31A, FP-50 e CDE.....	97
Figura 31 - Concentração de DBO _{5,20} para os poços PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05.	101
Figura 32 - Relação entre o pH e a distância das fontes pontuais de lançamento de efluente no solo para PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05.	105
Figura 33 - Média ponderada das concentrações de DBO _{5,20} das fontes pontuais e a concentração do CDE para as campanhas de amostragem.	109
Figura 34 - <i>Philoscia muscorum</i> coletados na área de estudo (I-02).	119
Figura 35 - <i>Oniscus asellus</i> Linnaeus 1758 coletado na área de estudo (I-02).	119
Figura 36 - <i>Philoscia muscorum</i> coletado na área de estudo (I-02).	120

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Datas das campanhas de amostragem realizadas na área de estudo no Campus da UFSM.	65
Tabela 2 - Descrição dos poços PMR-02, PMR-03, PMR-04, PMR-05, PM-01 e PM-02.	71
Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos e biológicos de análises no LASAM e LABEFLO... ..	74
Tabela 4 - Valores de n e K (para vazão em m ³ /h). Fonte: Adaptado de INCONTROL® (2008).	77
Tabela 5 - Valores orientadores de metais pesados para qualidade de solos (CONAMA, 2009).	79
Tabela 6 - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para FP-31, FP-32, FP-31A, FP-50 e CDE (média, mediana e desvio padrão) nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	85
Tabela 7 - Vazão e carga orgânica para as fontes pontuais de efluente líquido nas campanhas de amostragem, realizadas no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	90
Tabela 8 - Resultados médios de vazão, DBO _{5,20} , sólidos em suspensão e <i>E. coli</i> das fontes pontuais FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 em comparação aos padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONSEMA n. 128/2006.	94
Tabela 9 - Atenuação de coliformes totais e <i>E. coli</i> entre as fontes pontuais e o CDE.	98
Tabela 10 - Resultados médios, mediana e desvio padrão das análises físico-químicas e biológicas para PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	100
Tabela 11 - Resultados médios, mediana e desvio padrão das análises físico-químicas e biológicas para PM-01 e PM-02 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/12 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	104
Tabela 12 - Vazão nas fontes pontuais e no CDE (L/s) e a redução do volume de efluentes, apresentada em porcentagem.	108
Tabela 13 - Concentrações (mg/L) de fosfato, nitrito e nitrato para todos os pontos de amostragem.	111
Tabela 14 - Resultados da análise de elementos químicos no solo nas parcelas PC-01 e PC-02 e valores orientadores de metais pesados para qualidade de solos (CONAMA n. 420, 2009).	114
Tabela 15 - Resultados da análise de elementos químicos em <i>Typha domingensis</i> para a parcela PC-01.	116
Tabela 16 - Resultados da análise de elementos químicos em <i>Typha domingensis</i> para a parcela PC-02.	116

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

%	porcentagem
°C	graus Celsius
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Ag	prata
Al	alumínio
APHA/AWWA	Associação Americana de Saúde Pública - Métodos Padrões para a Análise de Água e Efluente; do inglês <i>American Public Health Association – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i>
Au	ouro
Cd	cádmio
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CESNORS	Centro de Ensino Superior Norte-RS
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente (do Rio Grande do Sul)
DBO _{5,20}	Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias a 20°C
DP	Desvio padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
Hg	mercúrio
HPO ₄ ⁻²	ácido fosfórico
H ₂ PO ₄ ⁻	ácido ortofosfórico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
kg	quilograma
LABFLO	Laboratório de Ecologia Florestal
LASAM	Laboratório de Saneamento Ambiental
L/s	litro/segundo
m	metro
m ³ /s	metro cúbicos/segundo
mg/L	miligrama/litro

n	número
NBR	Norma Brasileira de regulamentação técnica
NMP	Número Mais Provável
NO ₃ ⁻	nitrato
NO ₂ ⁻	nitrito
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez; do inglês <i>Nephelometric Turbidity Unity</i>
OMS	Organização Mundial de Saúde
p	página
P	fósforo
Pb	chumbo
pH	potencial hidrogeniônico
SD	sólidos dissolvidos
Sn	estanho
SS	sólidos suspensos
ST	sólidos totais
t	tempo
Ti	titânio
UFES	Universidade Federal de Santa Maria
Zn	zinco

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para FP-31 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	147
APÊNDICE B - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para FP-32 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	147
APÊNDICE C - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para FP-31A nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	149
APÊNDICE D - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para FP-50 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	150
APÊNDICE E - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para CDE nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	151
APÊNDICE F - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PMR-02 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	152
APÊNDICE G - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PMR-03 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	153
APÊNDICE H - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PMR-04 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	154
APÊNDICE J - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PM-01 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/12 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	156
APÊNDICE K - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PM-02 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/12 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.	157

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	23
1.1 OBJETIVOS.....	27
1.1.1 Objetivo geral.....	27
1.1.2 Objetivos específicos.....	27
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	29
2.1 Lançamento de efluentes no solo e a contaminação da água subterrânea.....	29
2.2 <i>Wetlands</i> Naturais.....	37
2.3 Macrófitas aquáticas.....	39
2.4 Nutrientes nos efluentes domésticos.....	44
2.4.1 Fósforo.....	44
2.4.2 Nitrogênio.....	45
2.5 Metais pesados no solo.....	46
2.6 Fitorremediação de áreas contaminadas.....	48
2.7 Isópodes do solo e a bioacumulação de metais pesados.....	52
2.8 Histórico de pesquisas realizada na área de estudo.....	56
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	63
3.1 Caracterização da área de estudo.....	63
3.2 Fontes pontuais de lançamento de efluentes no solo.....	65
3.3 Poços de monitoramento.....	68
3.4 Canal de drenagem de efluente.....	71
3.5 Delimitação de parcelas para coleta de amostras de solo e <i>Typha domingensis</i>	72
3.6 Coletas, medição de vazão e análise de efluentes líquidos.....	73
3.6.1 Coletas de amostras e análises de qualidade de efluentes líquidos.....	73
3.6.2 Medições de vazão de efluentes líquidos.....	75
3.7 Medições do nível freático nos poços de monitoramento.....	78
3.8 Análises de metais pesados em amostras de solo e <i>Typha domingensis</i>	78
3.8.1 Coleta de amostras de solo e análise de metais pesados.....	78
3.8.2. Análise de metais pesados em <i>Typha domingensis</i>	79
3.9 Diversidade e densidade de isópodes do solo.....	80
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	83
4.1 Remoção de matéria orgânica carbonácea, coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	83
4.1.1 Fontes pontuais de lançamento de efluentes líquidos.....	83
4.1.2 Efluentes líquidos diluídos no solo e água subterrânea.....	99
4.2 Remoção de fosfato e concentrações de nitrito e nitrato.....	110
4.3 Análise de metais em amostras de solo e <i>Typha domingensis</i>	113
4.3.1 Análise de metais pesados em amostras de solo.....	113
4.3.2 Análise de elementos químicos em amostras de <i>Typha domingensis</i>	115
4.4 Diversidade e densidade de isópodes do solo.....	117
4.4.1 Densidade de isópodes do solo.....	117
4.4.2 Diversidade e descrição de isópodes encontrados no solo.....	118
6 CONCLUSÕES.....	123
7 RECOMENDAÇÕES.....	125
REFERÊNCIAS.....	127
APÊNDICES.....	145

INTRODUÇÃO

Um dos maiores problemas relacionado à poluição das águas, atualmente, pode ser considerado o lançamento de efluentes sem tratamento, principalmente os de origem doméstica, uma vez que é o serviço de saneamento com maior déficit de cobertura no Brasil. Um dos fatores para esta problemática no país é o fato de o crescimento populacional vir acompanhado do aumento das cargas orgânicas, de nutrientes e outras substâncias lançados em corpos receptores e no solo, causando inúmeros impactos ambientais e à saúde pública.

A poluição pode ser de caráter perene, acidental ou sazonal. O contínuo lançamento de esgoto nos corpos d'água ou infiltração proveniente de sistemas de tratamento simplificados e aterros sanitários constituem exemplos clássicos de poluição permanente. Por outro lado, a lixiviação dos solos e rompimento de tubulações refletem exemplos de poluição acidental ou sazonal.

Além disso, em relação às variações sazonais ela pode ser classificada em difusa e pontual. A primeira refere-se fundamentalmente àquela lançada principalmente pela atividade agrícola, é sazonal não sendo possível identificar a fonte e atingindo áreas extensas. Já a emissão de poluentes através de fontes pontuais geralmente é originária de lançamentos de efluentes domésticos e industriais, assumindo a forma de disposição linear e de fácil identificação na fonte.

Porém, o lançamento de efluentes diretamente no solo, sem tratamento adequado pode acarretar a contaminação dos cursos hídricos, do solo e da água subterrânea, de acordo com as características do local. Como bem se sabe, a falta de saneamento produz situações de vulnerabilidade socioambiental, sobretudo em áreas ocupadas por segmentos sociais mais empobrecidos da população e representam, eventualmente, risco potencial (presente ou futuro) de degradação do meio ambiente, bem como possibilidade de contaminação da base de recursos com consequências generalizadas sobre a saúde da população.

Em função do processo histórico de ocupação do Campus da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) a degradação de recursos naturais tem chamado atenção de pesquisadores e gestores da instituição. Credita-se esse passivo ambiental ao crescimento contínuo e acelerado e o dimensionamento dos sistemas de tratamento de efluentes não previram tal crescimento (RECKZIEGEL, 2012).

A UFSM utiliza como fontes de abastecimento de água potável, poços tubulares subterrâneos e água proveniente da Companhia Riograndense de Saneamento – CORSAN, para o Hospital Universitário de Santa Maria.

Conforme verificado por Marion (2009) o sistema de esgotamento sanitário da UFSM é subdividido em duas grandes redes de coleta principais. Tais redes atendem a grande parte da Cidade Universitária e apenas alguns prédios isolados não estão ligados a ela, possuindo suas redes individuais e contando com estações de tratamento constituídas por tanque séptico e filtro anaeróbio e/ou sumidouro. De acordo com dados do Setor de Manutenção da UFSM existem atualmente setenta e cinco unidades de tratamento no Campus. Dessas, 46 recebem esgoto sanitário, dezoito recebem esgoto sanitário e de laboratório, 10 recebem somente esgoto de laboratório e uma recebe resíduos de cozinha (MARION, 2009).

Grande parte do passivo ambiental da UFSM é proveniente de períodos anteriores à legislação, quando os sistemas individuais de tratamento de efluentes eram adequados à situação. Porém, com o crescimento da população acadêmica, devido ao aumento de vagas proporcionado pelo governo federal, especialmente nos últimos cinco anos, a instituição ficou a margem do desenvolvimento de uma infraestrutura que acompanhasse esse aumento populacional. Desta forma, os sistemas de tratamento de efluentes apresentam-se subdimensionados e obsoletos à realidade do consumo de água e da produção de efluentes líquidos.

O solo e as águas superficiais e subterrâneas do Campus da UFSM enfrentam perdas significativas de qualidade, reflexo este que é perceptível pelo seu aspecto visual e da formação de gases mal odorantes, de acordo com esses estudos realizados por Reetz (2002), Angnes (2004), Moreira (2005), D'Ávila (2009) e Reckziegel (2012).

O estudo proposto é uma continuidade aos trabalhos efetuados pelos autores citados, em que foi investigada a qualidade das matrizes ambientais dentro do Campus da UFSM. A área de estudo dessa pesquisa apresenta diversos indícios de degradação e de conexão entre a superfície alagada pelas contribuições de efluente sanitário e o aquífero que abastece a Universidade.

A sensibilização em relação à contaminação de recursos naturais, seja o solo ou a água, representa o primeiro passo em direção ao desenvolvimento de estruturas políticas, legais e institucionais na sociedade para que novas áreas contaminadas não sejam geradas. Além disso, de acordo com Bertolino et al. (2008) há poucos estudos publicados que tratam da caracterização e quantificação de efluentes de campus universitários. Segundo D'Ávila (2009), a avaliação das fontes pontuais de emissão de efluentes líquidos do Campus da UFSM

é uma importante ferramenta para identificar os problemas mais significantes e, assim, priorizar ações de recuperação de áreas degradadas e propor medidas mitigadoras.

Esta pesquisa justifica-se pela importância do monitoramento do lançamento de efluentes líquidos no Campus da Universidade Federal de Santa Maria para o estudo da possibilidade de atenuação natural no ambiente e da investigação da contaminação do solo, das águas subterrâneas e superficiais. D'Ávila (2009) em sua pesquisa já indicava a necessidade de atenção especial aos locais de lançamento de efluentes no solo, por provavelmente estarem contaminados, pela possibilidade de proliferação de organismos nocivos à saúde e pelo alto potencial para a poluição da água subterrânea no Campus da UFSM.

Além disso, esta pesquisa pode contribuir para a busca do entendimento de que soluções mais adequadas para o tratamento de efluentes líquidos na UFSM devem ser buscadas, devido ao crescimento da população acadêmica, com consequente aumento do consumo de água e volume de efluentes líquidos lançados na Bacia do Campus.

O estudo pode contribuir para a formação de um banco de dados consistente para o planejamento e organização do processo de licenciamento ambiental, outorga e cobrança pela emissão de efluentes líquidos e enquadramento dos corpos receptores em classes desejadas no Campus da Universidade Federal de Santa Maria.

O estudo de caso dessa pesquisa é uma amostra da realidade em praticamente todos os municípios do país. A experiência adquirida poderá auxiliar na busca por soluções para inúmeras situações relacionadas ao tratamento e disposição final de efluentes e à avaliação e recuperação de áreas degradadas nas cidades, contribuindo para reduzir os riscos e mitigar os danos causados.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

O objetivo geral é avaliar a dinâmica da contaminação do solo e da água subterrânea por efluente sanitário em uma área localizada no Campus da Universidade Federal de Santa Maria.

1.1.2 Objetivos específicos

- Estudar a remoção de matéria orgânica carbonácea, coliformes totais, *E. coli* e fosfato dos efluentes líquidos dispostos no solo em área de ocorrência de macrófitas naturais;
- Avaliar a retenção de metais pesados e outros contaminantes químicos por *Typha domingensis*;
- Investigar o efeito da contaminação sobre um grupo da fauna edáfica.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Lançamento de efluentes no solo e a contaminação da água subterrânea

O World Resources Institute (1998) estimou que menos de 5% de todos os efluentes em países em desenvolvimento passam por algum tratamento antes do lançamento no ambiente. Segundo a Funasa (2008), em relação ao aspecto sanitário, o destino adequado dos dejetos humanos, visa, fundamentalmente, aos seguintes objetivos: evitar a poluição do solo e dos mananciais de abastecimento de água; evitar o contato de vetores com as fezes; propiciar a promoção de novos hábitos higiênicos na população; promover o conforto e atender ao senso estético.

O Brasil é um país que apresenta dimensões continentais, o que faz com que a realidade dos serviços de saneamento básico seja extremamente diversificada, variando de acordo com diversos fatores políticos e socioeconômicos. De acordo com o IBGE (2011), as principais soluções alternativas de tratamento de esgoto sanitário no país são tanques sépticos e sumidouro, fossa rudimentar, fossa seca, vala a céu aberto e lançamentos em corpos d'água.

Nos processos de tratamento de esgoto têm-se como objetivo principal corrigir as características indesejáveis apresentadas pelos despejos provenientes das diversas atividades humanas, de tal maneira que o seu uso ou sua disposição final ocorra de acordo com as regras e critérios definidos pelas autoridades legislativas. Os principais constituintes do esgoto são: sólidos em suspensão, material orgânico biodegradável, nutrientes, e organismos patogênicos. (van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Os esgotos sanitários variam no espaço, em função de diversas variáveis, como o clima e os hábitos culturais da população. Por outro lado, variam também ao longo do tempo, o que torna complexa sua caracterização. Metcalf & Eddy (2003) classificam os esgotos em forte, médio e fraco, conforme as características físico-químicas. Em relação à DBO, concentrações de 400,0 mg/L caracterizam esgotos fortes, 220,0 mg/L, efluentes médios e 110,0 mg/L efluentes fracos. Considerando esses valores citados pelos autores, os efluentes lançados pelas fontes FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 podem ser classificados como fortes, apresentando em algumas ocasiões concentração de $DBO_{5,20}$ muito acima de 400,0 mg/L.

Em relação às concentrações de sólidos em esgotos, Metcalf & Eddy (2003) consideram que um esgoto forte possui 1.200,0 mg/L de sólidos totais, 850,0 mg/L de sólidos dissolvidos e 350,0 mg/L de sólidos em suspensão totais. Já um efluentes médio possui 720,0 mg/L de sólidos totais, 500,0 mg/L de sólidos dissolvidos e 220,0 mg/L de sólidos em suspensão, e efluentes considerados fracos apresentam concentrações de 350,0 mg/L de sólidos totais, 250,0 mg/L de sólidos dissolvidos e 100,0 de sólidos em suspensão. Dessa forma, os efluentes das fontes pontuais dessa pesquisa apresentam grande variabilidade nos valores de concentração das frações de sólidos, tornando imprecisa a classificação em forte, médio ou fraco.

Os efluentes são lançados sobre ou abaixo da superfície do solo de várias maneiras. O uso generalizado de tanques sépticos e drenos, não somente contribui para que o efluente infiltrado alcance a superfície do terreno, como se constitui, provavelmente, numa das principais causas de contaminação da água subterrânea no mundo.

Para se ter uma ideia do potencial de contaminação dos aquíferos, de acordo com o Departamento de Saúde da Flórida, existe mais de 2,6 milhões de sistemas locais de tratamento de esgotos e sistemas de disposição (tanques sépticos) nesse estado Americano. As áreas rurais apresentam maior quantidade de tanques sépticos porque a infraestrutura municipal não possui rede para transporte dos efluentes até as estações de tratamento (USEPA, 1997).

Os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul contabilizam juntos cerca de 25 mil poços de água subterrânea, segundo dados da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM). Estima-se que somente no estado gaúcho existam mais de 100 mil poços. Além disso, cerca de 70% da água distribuída pela rede pública no Rio Grande do Sul é proveniente de aquíferos (AGUIAR, 2013).

Jordão e Pessoa (2011) descrevem que a eficiência dos tanques sépticos está intimamente vinculada aos recursos humanos e materiais dos seus usuários. Estas unidades são negligentemente utilizadas e têm sua eficiência de tratamento de efluentes afetada pelos seguintes fatores: (i) desconhecimento comum da obrigatoriedade de se evitar a poluição; (ii) incapacidade material para a execução dos serviços de limpeza periódica do material acumulado nos tanques sépticos (lodo); (iii) localização inadequada dos tanques sépticos e dos sistemas de disposição dos seus efluentes (líquidos e sólidos); (iv) dificuldade de locais adequados à disposição do material sólido removido (lodo); (v) aversão natural do manuseio da matéria fecal; (vi) negligência dos usuários, em harmonia com a ausência de fiscalização dos órgãos públicos responsáveis.

Em seu aspecto físico e mecânico, o solo pode funcionar como um filtro à contaminação, tendo a capacidade de depuração e mobilização de substâncias nele depositadas. No entanto, essa capacidade é limitada, podendo ocorrer alterações da qualidade do solo devido ao efeito cumulativo do lançamento de resíduos (CASARINI et al., 2001).

Segundo Darvishi et al. (2010) o escoamento de efluentes pelo solo reduzir as concentrações de DBO e DQO, além de incrementar nutrientes para o crescimento de plantas nas atividades agrícolas. As características químicas das águas subterrâneas dependem dos meios por onde percolam, ocorrendo uma estreita relação com os tipos de rochas e com os produtos das atividades humanas descartados. Os sistemas de subsuperfície possuem heterogeneidade, o que dificulta muito a detecção de zonas de águas subterrâneas degradadas (FREEZE; CHERRY, 1979).

Segundo Araújo et al. (2011), as águas subterrâneas, por se encontrarem total ou parcialmente confinadas, são geralmente mais protegidas da poluição que as superficiais devido à presença do solo atuando como meio filtrante. Quando estas águas se tornam poluídas e se concentram num aquífero, este, por estar mais protegido, é também mais difícil de ser recuperado, pois não está sujeito aos processos de autodepuração comuns aos sistemas livres, tais como fotodecomposição, ampla oxigenação, transformações microbianas aeróbicas, etc.

Como a água se infiltra através do solo, que é purificada e na maioria dos casos, não requer tratamento posterior antes de ser consumida. Contudo, quando o solo está sobrecarregado com um contaminante tratável, ou quando o contaminante não pode ser tratado pelo solo, a qualidade das águas subterrâneas subjacente pode alterar significativamente (ONSITE TREATMENT PROGRAM, 2011).

Segundo Freeze e Cherry (1979), uma das mais sérias consequências do lançamento de efluentes no solo, por meio de tanques sépticos, foi a contaminação da água subterrânea por alquibenzeno sulfonatos (ABS), que são substâncias não biodegradáveis e que até meados dos anos 1960 eram os principais componentes dos detergentes de uso doméstico. Vários casos de contaminação de aquíferos freáticos pouco profundos por esse surfactante foram descritos nos Estados Unidos por Perlmutter et al. (1964).

A partir de 1965, a indústria de detergentes substituiu o ABS pelo LAS (alquibenzeno linear sulfonado), que é um composto biodegradável em ambiente aeróbico. A partir desse ano em diante, os casos de contaminação de poços por detergentes praticamente desapareceram, o que foi até certo ponto considerado surpreendente, porque muitos sistemas

sépticos drenam para ambientes anaeróbicos de água subterrânea, nos quais os efeitos da biodegradação provavelmente são mínimos. O LAS pode sofrer retardamento por adsorção.

Outro contaminante oriundo de sistemas sépticos de tratamento de efluente e presente na água subterrânea que pode ser citado é o nitrato, considerado como um dos mais frequentes. Geralmente é transportado com a água subterrânea e não ocorre sua completa redução bioquímica para a forma de nitrogênio gasoso (N_2).

Outro problema também associado com o lançamento de efluentes, tratados ou não, na superfície do terreno ou à pequena profundidade, é a que distância e a que velocidade bactérias patogênicas e vírus podem se mover em sistemas de fluxo subterrâneo. Esse problema é também crucial na delimitação de áreas de proteção de poços que utilizam água subterrânea para abastecimento humano nas proximidades de rios contaminados.

Quando as bactérias são transportadas com a água subterrânea no meio poroso, elas são removidas por filtração e adsorção, de maneira que o seu avanço é muito retardado em relação à velocidade do fluxo advectivo. Em areias médias ou em materiais mais finos, organismos patogênicos e coliformes somente conseguem penetrar alguns metros (KRONE et al., 1958). Estudos de campo, todavia, mostraram que em aquíferos heterogêneos de areia ou cascalho, bactérias oriundas de esgotos podem ser transportadas por dezenas ou centenas de metros na água subterrânea (KRONE et al., 1957; WESNER e BAIER, 1970).

O solo é uma das maiores defesas contra a contaminação antrópica de aquíferos, não somente pela sua posição, entre a carga poluente e a zona saturada, mas, também, por suas características bio-físico-químicas, que induzem à degradação de substâncias e microrganismos patogênicos.

A zona não saturada e, particularmente, o solo biologicamente ativo, mostram uma grande capacidade de atenuação relacionada a: (i) mecanismos de sorção (adsorção e absorção) e eliminação de bactérias e vírus patogênicos; (ii) adsorção, troca catiônica e precipitação, por exemplo, de carbonatos, sulfatos e hidróxidos, são mecanismos importantes para a atenuação de metais pesados e outros compostos inorgânicos; (iii) adsorção e biodegradação de muitos hidrocarbonetos e compostos orgânicos sintéticos. Na figura 1 são apresentados os processos de atenuação de poluentes nos sistemas de água subterrânea, de acordo com Foster, Ventura e Hirata (1993).

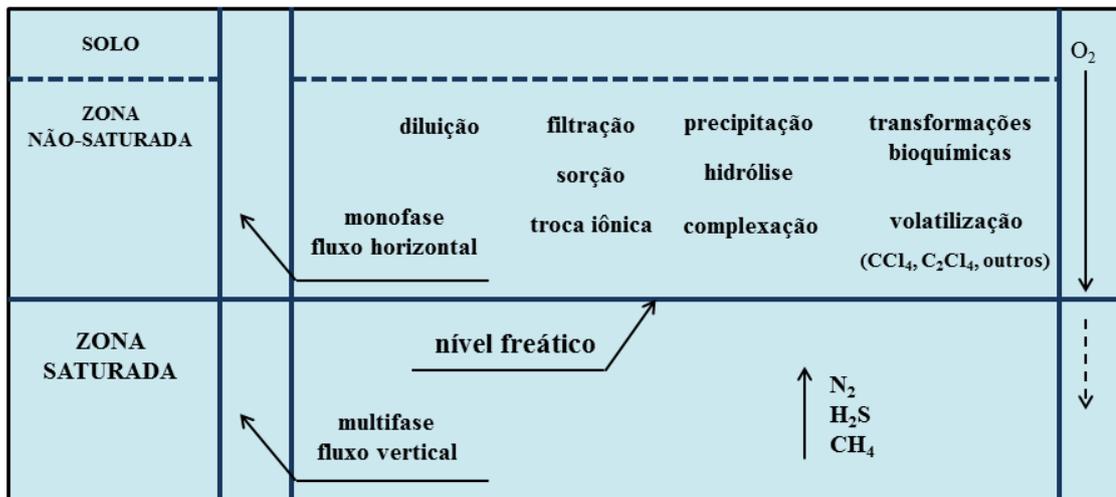


Figura 1 - Processos de atenuação de poluentes nos sistemas de água subterrânea.

Fonte: Adaptado de Foster, Ventura e Hirata (1993).

Em relação à disposição de efluentes diretamente no solo, pode-se fazer algumas relações com as legislações existentes. A Resolução CONAMA n° 430/2011 dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357/2005. No seu Art. 2° é determinado que a disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não está sujeita aos parâmetros e padrões de lançamento dispostos na Resolução, não podendo, todavia, causar poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas. A Resolução CONSEMA n° 128/2006 dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. No seu Art. 4° é estabelecido:

Esta Resolução aplica-se a todas as atividades geradoras de efluentes líquidos e que contemplem o lançamento dos mesmos em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul, excluindo lançamentos no mar e infiltrações no solo, que serão objetos de avaliações independentes no licenciamento pelo órgão ambiental competente.

Além disso, há uma proposta de Resolução do CONAMA, de autoria de Roberto Monteiro, de 2007, que em seu Art. 16, no Capítulo IV, que trata das condições e diretrizes para lançamento ou disposição de efluentes no solo, consta:

Os efluentes de qualquer fonte poluidora não poderão ser lançados ou injetados diretamente nas águas subterrâneas ou, ainda, dispostos no solo em condições que possam afetar negativamente as condições naturais das águas subterrâneas.

No Art. 17 dessa mesma proposta de Resolução do CONAMA ainda fica estabelecido que:

É vedado o lançamento e a disposição de efluentes no solo em desacordo com as condições e diretrizes estabelecidas nesta Resolução.

Em parágrafo único, ficaria definido ainda que o órgão ambiental competente poderá, excepcionalmente, autorizar o lançamento e a disposição de efluente no solo acima das condições e diretrizes estabelecidas em um artigo a definir desta Resolução, desde que observados os seguintes requisitos: I - comprovação de relevante interesse público, devidamente motivado; II - atendimento ao enquadramento e às metas intermediárias e finais, progressivas e obrigatórias; III - realização de Estudo de Impacto Ambiental-EIA, às expensas do empreendedor responsável pelo lançamento; IV - estabelecimento de tratamento e exigências para este lançamento; e V - fixação de prazo máximo para o lançamento excepcional.

No Art. 18 da proposta da mesma Resolução ainda pretende-se que os órgãos ambientais federal, estaduais e municipais, no âmbito de sua competência, definam, por meio de norma específica ou no licenciamento da atividade ou empreendimento, estabelecer a carga poluidora máxima para o lançamento no solo de substâncias passíveis de estarem presentes ou serem formadas nos processos produtivos, listadas ou não em um artigo a definir, de modo a não comprometer as metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final, estabelecidas pelo enquadramento para o corpo de água.

Apesar da impossibilidade de lançamento de efluentes diretamente no solo, de acordo com a legislação, existem técnicas de tratamento em que se utilizam parcelas de solo com vegetação para a aplicação controlada, constituindo uma alternativa para o saneamento em locais afastados dos centros urbanos, como comunidades rurais. Os efluentes são distribuídos na parte superior de um terreno inclinado, percolando na interface solo-plantas até serem coletados por uma canaleta na parte inferior. Dependendo da carga orgânica lançada, o ambiente pode ter condições de receber e decompor substâncias de forma que não haja danos

ao ecossistema local e circunvizinho. Isso ocorre porque alguns processos naturais têm condições de promover o tratamento dos esgotos desde que não ocorra sobrecarga e que haja condições para que os microrganismos evoluam, reproduzam-se e cresçam (CAVINATTO e PAGANINI, 2007).

A aplicação de efluente no solo, em vez de sua disposição direta em cursos d'água, além de ser uma maneira alternativa para disposição de resíduos e controle biológico de poluentes, constitui um modo adequado de fornecimento de nutrientes ao solo e as plantas (FONSECA, 2000).

Segundo Couracci Filho et al. (1999) o tratamento de efluentes pela infiltração no solo ocorre por meio do processo de adsorção e da atividade de microrganismos, os quais usam a matéria orgânica contida nos despejos como alimento, convertendo-a em matéria mineralizada (nutrientes) que fica disponível para utilização pela vegetação.

Segundo Paganini et al. (2004) a disposição de efluentes no solo tem se afigurado como uma das principais alternativas para o pós-tratamento de efluentes gerados por reatores anaeróbios, pois constitui um método natural de tratamento bastante eficiente.

O conjunto formado pelo solo, vegetação superior, energia solar e água asseguram a transformação da matéria orgânica em energia renovável. No sistema solo-microrganismo-planta encontram-se os elementos que atuam no tratamento por disposição no solo: solo e superfície do solo, sistema foliar, colo da planta e sistema radicular. Esses elementos irão atuar com maior ou menor intensidade dependendo do método de disposição adotado (PAGANINI et al., 2004).

Segundo von Sperling (1996), um poluente no solo tem, basicamente, três possíveis destinos: retenção na matriz do solo, retenção pelas plantas e aparecimento na água subterrânea. O autor salienta que vários mecanismos de ordem física (sedimentação, filtração, radiação, volatilização, desidratação), química (oxidação e reações químicas, precipitação, adsorção, troca iônica e complexação) e biológica (biodegradação e predação) atuam na remoção de poluentes no solo.

Em sistemas de escoamento superficial para o tratamento de esgotos, os sólidos em suspensão acabam sendo retidos na rampa e a matéria orgânica é oxidada pelos microrganismos que vivem aderidos à vegetação e ao solo (NOUR, 1990). O sistema radicular das plantas utilizadas nesses sistemas, como espécies de gramíneas, acaba por diminuir o efeito da lixiviação e absorve os macro e microelementos mineralizados da matéria orgânica (TERADA, et al., 1985). A ação dos microrganismos presentes nos solos não estéreis e nas

plantas é um dos principais fatores de remoção de microrganismos patogênicos que chegam ao solo pelo lançamento de águas residuárias (CAVINATTO e PAGANINI, 2007).

Cordeiro et al. (2011) estudaram a contaminação por efluentes de tanques sépticos nos poços de abastecimento de assentados sobre área de restinga, no bairro Lagomar, município de Macaé-RJ. O bairro está localizado na macroárea da orla norte, limítrofe e zona de amortecimento do Parque Nacional Restinga de Jurubatiba, que possui grande relevância ecológica e beleza cênica. Entretanto a população não é atendida por sistemas de tratamento de efluentes e nem abastecimento de água, agravando o risco de doenças relacionadas a má qualidade do saneamento ambiental. A presença de coliformes termotolerantes em todas as amostras avaliadas, inclusive numa amostra de água tratada, indica riscos a saúde da população local, bem como riscos de alteração ecossistêmica na região do Parque Nacional e no seu entorno.

A problemática da contaminação do solo e de águas subterrâneas nos municípios necessita de atenção especial para as próximas décadas, pois mesmo em locais onde há o atendimento de serviços de saneamento básico podem ocorrer o transporte de poluentes de sistemas de tratamento simplificados. De acordo com Lerner, (2002), vazamentos nas tubulações de distribuição de água e redes de coleta de esgotos são geralmente da ordem de 20 a 25% do volume total distribuído na recarga de aquíferos nas cidades. Em municípios onde não há rede de coleta de efluentes e a disposição final é feita utilizando-se tanques sépticos, estas podem ser consideradas as principais fontes de recarga de aquíferos (YANG et al., 2009).

Gardner e Vogel (2005) buscaram determinar tendências espaciais e temporais nos dados históricos de qualidade da água subterrânea em Nantucket, Massachusetts (EUA), usando modelo estatístico para previsão das concentrações de nitrato frente aos padrões de uso do solo. Os resultados indicaram que a presença desse contaminante na água subterrânea está diretamente relacionada ao uso e ocupação do solo. Dentre os indicadores e/ou fontes, destacam-se o número de sistemas de tanques sépticos, percentagem de florestas e a alta densidade de loteamentos residenciais num raio de aproximadamente 300,0 m dos poços de abastecimento.

2.2 *Wetlands* Naturais

Alguns locais de deposição de efluentes líquidos no solo podem apresentar comportamento semelhante ao das áreas úmidas (*wetlands*). Essas áreas transitórias entre o solo e a água, com vegetação característica, são complexos ecossistemas que podem funcionar como locais de recarga de aquíferos e servem de suporte a uma ampla diversidade de vida selvagem (GOPAL, 1991; KIVAISI, 2001).

Os *wetlands* naturais, segundo Hegemann (1996) apresentam alta capacidade autodepuradora e por isso vêm sendo utilizados para o tratamento de águas residuárias. O substrato do solo, juntamente com as raízes de macrófitas aquáticas, constitui um local ideal para a remoção de nutrientes e consumo de matéria orgânica pela formação do biofilme microbiano (COSTA et al., 2003; BEDA, 2011).

Ao entender o solo como um elemento depurador e o sistema solo-plantas como um reator renovável, pode-se entender também, nesse contexto, os esgotos como fonte de energia, e não como um grande problema ambiental (RIBAS & FORTES NETO, 2008).

Wetlands são áreas que estão inundadas ou saturadas na superfície ou na água subterrânea numa frequência ou duração suficiente e sob condições normais de suportar uma vegetação típica adaptada para a vida em solo saturado (EPA). Este tipo de ecossistema inclui as várzeas, pântanos, mangues e outros similares.

As funções importantes dos *wetlands* nos ecossistemas (SALATI, 2003) são:

- Capacidade de regularização dos fluxos de água, amortecendo os picos de vazão;
- Capacidade de modificar e controlar a qualidade das águas;
- Importante na função da reprodução e alimentação da fauna aquática;
- Proteção à biodiversidade como área de refúgio da fauna terrestre;
- Controle da erosão, evitando o assoreamento dos rios.

Existem diferentes tipos de *wetlands* naturais e o principal critério de classificação é o tipo de vegetação que cresce no wetland natural. As diferentes categorias são subemergente, emergente, livre flutuante e flutuante (VYMAZAL, 2010).

Os *wetlands* naturais são conhecidos também como terras úmidas, zonas úmidas, brejos, várzeas, pântanos, manguezais e lagos rasos.

Wetlands naturais (Figura 2) executam muitas funções benéficas tanto para seres humanos quanto para animais selvagens. Uma de suas funções mais importantes é a

filtragem da água. Com fluxos de água através de uma zona úmida ocorre a redução de muitos dos sólidos em suspensão, que ficam presos por vegetação. Outros poluentes são transformados em formas menos solúveis e absorvidos pelas plantas ou tornam-se inativos. Plantas de zonas úmidas também promovem as condições necessárias para que microrganismos possam viver nesses ambientes. Por meio de uma série de processos complexos, esses microrganismos também transformam e removem os poluentes da água.

Itoh et al. (2011) monitoraram um *wetland* natural na Mongólia, em que ocorre o lançamento de efluente tratado da cidade de Ulaanbaatar, que depois atinge o rio Tuul. Segundo os autores, a Organização Mundial de Saúde (OMS) e a União Europeia estabeleceram padrão de concentração de nitrato em água de abastecimento de 50 mg/L, enquanto os padrões federais do Japão e dos Estados Unidos permitem concentração de 10 mg/L. Ainda segundo esses autores, como os nitratos raramente podem ser encontrados em concentrações maiores do que essas de forma natural nas águas, concentrações anormais são geralmente indicadores de poluição por materiais orgânicos, esgotos, despejos industriais e fertilizantes.

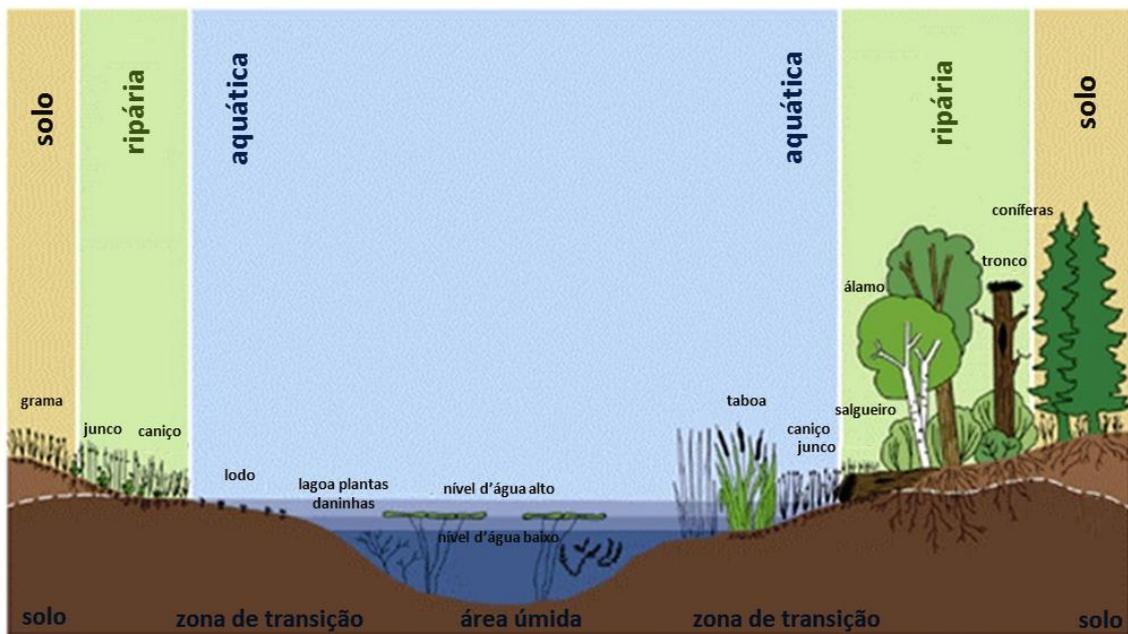


Figura 2 - Representação de um *wetland* natural.

Fonte: <http://www.ducks.ca/resource/general/wetland/work1.html>

2.3 Macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas possuem uma função determinante na remoção dos constituintes de efluentes líquidos. A sua principal característica é captar oxigênio da atmosfera através de suas folhas e hastes e transportá-lo para a zona de raízes (WEF, 1990). Outras pesquisas também enfatizam a função de macrófitas aquáticas na cadeia alimentar no ambiente, em especial na cadeia de detritos (BARBIERI et al., 1984; BRIX, 2000).

Entender como ocorre a ciclagem de nutrientes em função do estágio de desenvolvimento da planta é de grande importância para o conhecimento da dinâmica de ecossistemas aquáticos. A cada estágio de crescimento a planta necessita de determinados recursos e condições ambientais, e também responde de maneiras diferentes às influências externas (LARCHER, 2000). Assim, o estágio fenológico em que o vegetal se encontra está relacionado ao papel que exercerá no sistema.

As macrófitas aquáticas são classificadas como um grupo diverso de organismos fotossintéticos, cujas partes vegetativas se desenvolvem, periodicamente ou integralmente,

sobre a superfície da água (CHAMBERS et al., 2008). Devido à grande heterogeneidade do grupo, estes vegetais são preferencialmente classificados quanto às suas formas de vida (tipo biológico), refletindo o grau de adaptação que possuem em relação ao ambiente aquático (THOMAZ e ESTEVES, 2011).

Macrófitas aquáticas ou plantas aquáticas vasculares são aquelas cujas partes da planta que realizam o processo de fotossíntese permanecem submersas em água ou flutuantes na superfície (PEDRALLI, 2003).

Desde a criação do termo macrófitas aquáticas em 1938, o conceito desses vegetais foi sendo elaborado por alguns autores, como COOK (1974) e IRGANG e GASTAL (1996). De acordo com o primeiro autor, as plantas aquáticas são todos os vegetais desde Charophyta, Bryophyta e Spermatophyta cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente ou por alguns meses em cada ano submersas no corpo d'água ou flutuantes na superfície d'água. IRGANG e GASTAL (1996), com base no conceito de COOK (1974) incluem plantas de ambientes salobros e marinhos à definição.

Segundo Esteves (2011), os principais grupos de macrófitas aquáticas são:

- macrófitas aquáticas emersas: plantas enraizadas no sedimento e com folhas para fora d'água. Ex.: *Typha*, *Pontederia*, *Echínodorus*, *Eleocharis*, etc.;
- macrófitas com folhas flutuantes: plantas com folhas flutuando na superfície da água e conectadas aos rizomas e raízes por pecíolos longos e flexíveis. Ex.: *Nymphaea* sp., *Victoria* sp. e *Nymphoides* sp.;
- macrófitas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento que crescem totalmente submersas na água, podendo atingir 11 m de raízes. Ex.: *Myriophyllum*, *Elodea*, *Egeria*, *Hydrilla*, *Vallisneria*, etc.;
- macrófitas aquáticas submersas livres: plantas que têm rizoides pouco desenvolvidos e que permanecem flutuando submergidas na água em locais de pouca turbulência. Ex.: *Utricularia* sp. e *Ceratophyllum* sp.;
- macrófitas aquáticas flutuantes livres: plantas que flutuam livremente e cujas raízes permanecem na subsuperfície, mas sem se fixarem em nenhum substrato, geralmente em locais onde há proteção contra o vento ou de pouca correnteza. Ex.: *Eixhornia* sp., *Salvinia* sp., *Pistia* sp..

Na figura 3 são apresentadas as principais formas biológicas das macrófitas aquáticas (ESTEVES, 2011).

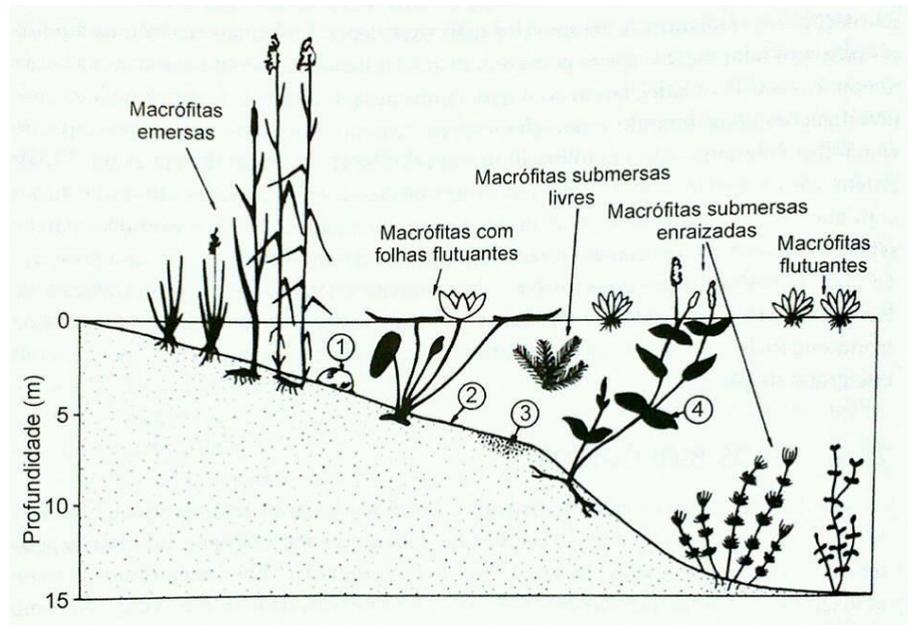


Figura 3 - Principais formas biológicas das macrófitas aquáticas. 1. Comunidade epilítica; 2. Comunidade epipélica; 3. Comunidade episêmica; 4. Comunidade epifítica.

Fonte: Esteves (2011).

Segundo Esteves (2011), as macrófitas aquáticas podem exercer influência sobre o metabolismo dos ecossistemas aquáticos das seguintes formas:

- pela redução da turbulência da água ocorre o efeito de filtro, sedimentando grande parte do material alóctone em regiões litorâneas;
- pelo efeito de bombeamento, em que as raízes absorvem nutrientes de partes profundas do sedimento, onde não estariam disponíveis para outras comunidades e os liberam posteriormente para a coluna d'água por excreção ou durante a decomposição da biomassa;
- pela alta taxa de produtividade primária, em especial das macrófitas emersas;
- pela importância na cadeia herbívora e detritívora de muitas espécies de animais, tanto aquáticos quanto terrestres;
- pela produção de nitrogênio assimilável devido à associação com bactérias e algas perifíticas fixadoras de nitrogênio.

Diversos estudos de um grupo de pesquisadores reportam que há aproximadamente 250 espécies de macrófitas aquáticas na região Sul do Brasil (MALTCHIK et al., 2002; BERTOLUCI et al., 2004; ROLON et al., 2004; ROLON et al., 2008).

A macrófita *Typha domingensis* (Figura 4) é conhecida popularmente como taboa no Brasil. O termo americano utilizado para nomear esta planta é *cattail* ou *southern cattail*, que define as características da inflorescência do gênero.



Figura 4 - Macrófita aquática *Typha domingensis*.

Fonte: (USDA; NRCS, 2013).

Typha domingensis é uma espécie rizomatosa que forma densos estandes em muitos ecossistemas aquáticos continentais do Brasil (HOEHENE, 1948). Quando presente, frequentemente é uma espécie dominante em comunidades de macrófitas aquáticas (IRGANG, 1999).

Typha é um gênero cosmopolitano de onze espécies de plantas monocotiledôneas da família Typhaceae, que apresenta uma larga distribuição no hemisfério Norte e pode ser encontrada em áreas úmidas, margens, águas doces e salgadas (LONG e LAKELA, 1976).

As macrófitas aquáticas são as comunidades vegetais que melhor representam uma *wetland*. As macrófitas afetam os atributos do meio ambiente e os processos biogeoquímicos em uma variedade de caminhos, incluindo a redução da luz (necessária para a existência de

algas e macrófitas submersas), redução da temperatura e circulação da coluna da água, com efeitos resultantes sobre as trocas de gás e transporte de material. Dos efeitos diretos e indiretos na biogeoquímica, a estrutura da vegetação é um dos fatores mais importantes, afetando a cadeia alimentar e bioenergética em ecossistemas de *wetlands* (LEMLY, 1999; TASSI, 2008).

Segundo Esteves (2011), as macrófitas aquáticas influenciam ecossistemas aquáticos de diversas formas e determinam sua estrutura e funcionamento. Essas plantas alteram a estrutura espacial desses ecossistemas pelo aumento da complexidade espacial dos habitats. Essa função seria desempenhada mesmo por outras estruturas inertes, como rochas e galhos. Porém, por serem extremamente dinâmicas, as macrófitas aquáticas representam estruturas que mudam os habitats continuamente ao longo do tempo.

Estudos indicam que com o aumento da profundidade da lâmina de água ocorre a predominância de espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, como também uma tendência à redução do número de espécies de macrófitas aquáticas (MARQUES et al., 1997), mesmo para uma variação relativamente pequena de 0,75 a 0,93 m (TASSI, 2008).

Sabe-se que plantas acumulam metais pesados em seus tecidos vegetais, podendo, dessa forma, serem utilizadas com sucesso na técnica de fitorremediação (SALT et al., 1998). Diversos autores utilizam a macrófita aquática *Typha domingensis* em filtros plantados com macrófitas para o tratamento avançado de efluentes líquidos. O único problema associado à fitorremediação é o longo tempo necessário para a descontaminação do solo ou da água. As plantas primeiramente solubilizam o contaminante na rizosfera para depois ser transportado para as partes aéreas. Em geral as plantas crescem naturalmente (BROOKS, 1998). Entretanto a absorção pode ser igualmente significativa pelas folhas (VARDANYAN e INGOLE, 2006).

Zocche et al. (2010), de acordo as concentrações de Zn e Mn encontradas nas folhas e raízes de *Typha domingensis*, afirmam que essa macrófitas apresenta capacidade de concentrar de metais pesados e apresenta potencialidade na fitorremediação de áreas degradadas.

Ainda que existam muitas incertezas sobre a especificidade dos mecanismos de absorção dos metais pesados, sobretudo daqueles não essenciais, geralmente o teor e o acúmulo do elemento nos tecidos são funções de sua disponibilidade na solução do solo, e os teores nas raízes e parte aérea aumentam com a elevação da concentração de metais na solução do solo (GUSSARSSON et al., 1995).

Hegazy et al. (2011) estudaram o potencial de fitorremediação de contaminantes pela absorção dos metais pesados alumínio, ferro, zinco e chumbo pela macrófita *Typha*

domingensis, coletada em lagoa de efluentes industriais na cidade de El-Sadat, no Egito. Segundo os autores, a macrófita foi capaz de acumular altos valores de íons desses metais nas raízes, nos rizomas e nas folhas.

Quando o efluente é originado essencialmente de rejeitos domésticos, as quantidades de metais pesados tóxicos fornecidos ao solo e absorvidas pelas plantas são geralmente baixas (NASCIMENTO et al., 2004; ARAÚJO & NASCIMENTO, 2005). No entanto, mesmo para essa condição, a absorção de metais por plantas cultivadas em solos adubados com lodo deve ser monitorada visando à aplicação ambientalmente segura do resíduo, visto que o efeito de biomagnificação da concentração de metais na parte aérea das plantas pode ser uma via de contaminação da cadeia trófica.

Segundo Tanner (2001), o clima local é muito importante nos sistemas de tratamento de efluentes, pois pode influenciar nos processos biológicos que regulam a remoção de nutrientes em *wetlands*.

2.4 Nutrientes nos efluentes domésticos

2.4.1 Fósforo

O fósforo pode ser encontrado em águas naturais, principalmente, devido ao lançamento de efluentes sanitários em corpos receptores. Nestes, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte de fósforo (15,5% de P_2O_5), além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas.

Alguns efluentes de indústrias de fertilizantes, pesticidas, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais, por conta da aplicação de fertilizantes no solo.

O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas químicas diferentes. Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas. Os ortofosfatos, por outro lado, são representados pelos radicais PO_3^{4-} , HPO_4^{-2} (ácido fosfórico) e $H_2PO_4^-$ (ácido ortofosfórico), que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas. Os polifosfatos ou fosfatos condensados são polímeros de ortofosfatos. No entanto,

esta terceira forma não é muito importante nos estudos de controle de qualidade das águas, porque os polifosfatos passam por hidrólise, convertendo-se rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais.

Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macronutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células.

Os esgotos sanitários no Brasil apresentam, tipicamente, concentração de fósforo total na faixa de 6,0 a 10,0 mg/L, não exercendo efeito limitante sobre os tratamentos biológicos de efluentes. Alguns efluentes industriais, porém, não possuem fósforo em suas composições, ou apresentam concentrações muito baixas. A contribuição per capita diária de fósforo no Brasil para os ecossistemas aquáticos a partir de efluentes domésticos é estimada entre 0,7 e 2,5 g (von SPERLING, 2005) ou até 3,3 g, considerando uma população de 180 milhões de habitantes, segundo (ABIPLA, 2004).

Ainda por ser nutriente para processos biológicos em plantas, o excesso de fósforo em esgotos sanitários e efluentes industriais, por outro lado, conduz a processos de eutrofização das águas naturais.

2.4.2 Nitrogênio

Quando ocorre o descarte inapropriado em ambientes aquáticos, efluentes com altas concentrações de nitrogênio podem causar efeitos adversos à microbiota aquática e, em contrapartida, provocar o aumento da demanda de oxigênio. Este efeito é caracterizado como eutrofização, resultado do excesso de nutrientes na água, possibilitando a proliferação excessiva de algas e bactérias que levam à conseqüente diminuição da qualidade do corpo hídrico (ZHANG et al., 2008).

Nas águas residuais urbanas o nitrogênio se encontra fundamentalmente na forma de amônia e também como nitrogênio orgânico (von SPERLING, 2005). Em *wetlands* o principal mecanismo de remoção de nitrogênio é a ação microbiana e consiste na conversão da amônia pela nitrificação seguida de desnitrificação. Todavia, também ocorrem outros processos que contribuem para a remoção, como a absorção de amônia e a assimilação realizada pelas plantas.

Nos *wetlands* o ciclo do nitrogênio está ligado ao ciclo do carbono, fundamentalmente por meio da desnitrificação (SERRANO e HERNÁNDEZ, 2008).

O nitrato é uma forma química de nitrogênio nocivo para a saúde humana, encontrado cada vez mais em águas de poços, devido ao lançamento de efluentes no solo. Em geral, este íon ocorre em baixos teores nas águas superficiais, mas pode atingir altas concentrações em águas profundas.

O seu consumo por meio das águas de abastecimento está associado a dois efeitos adversos à saúde humana: a indução à metemoglobinemia, especialmente em crianças, e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (BOUCHARD et al., 1992). O desenvolvimento da metemoglobinemia a partir do nitrato nas águas potáveis depende da conversão bacteriana do nitrito durante a digestão, o que pode ocorrer na saliva e no trato gastrointestinal (AWWA, 1990; MATO, 1996).

O nitrato ocorre naturalmente em águas subterrâneas, mas a sua presença em concentrações elevadas é geralmente resultante da atividade antrópica, dentre elas, se destacam principalmente a aplicação de fertilizantes orgânicos e inorgânicos e o uso de sistemas de saneamento *in situ*.

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio aplicado ao solo são: (i) vegetação – 35 a 60%; (ii) processo de desnitrificação (15 a 25%). Já a remoção de fósforo é da ordem de 90 a 99% (TELLES e COSTA, 2007).

2.5 Metais pesados no solo

O esgoto doméstico possui pequenas concentrações de metais pesados, dentre os principais tem-se: prata (Ag), arsênio (As), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), níquel (Ni), chumbo (Pb), selênio (Se) e zinco (Zn) (ANDREOLI, 2006). Embora a concentração de metais pesados em efluentes domésticos seja muito menor do que em efluentes industriais, quanto maior as vazões de origem doméstica, menores serão as concentrações de metais pesados nos biossólidos ou lodo de esgoto de sistemas de tratamento (TSUTIYA, 1999).

Estes elementos podem ser encontrados naturalmente nos solos, plantas e animais, porém devem estar dentro dos limites que não coloquem em risco a saúde humana e do meio ambiente, segundo a Resolução CONAMA n. 420/2009.

Os metais pesados encontrados nas águas residuárias possuem origens nas contribuições de produtos de limpeza, cosméticos, xampus, desinfetantes, combustíveis, medicamentos, amálgamas dentários, termômetros clínicos, produtos alimentícios, tintas, lubrificantes, agentes de polimento, pesticidas e produtos de jardinagem, preservadores de madeira, fezes, urina, tubulações metálicas e água de abastecimento (ANDREOLI, 2006).

Existem alguns metais que são considerados essenciais do ponto de vista biológico, como o cobre, o manganês e o zinco, enquanto outros são considerados não essenciais (Ag, Cd, Sn, Au, Hg, Tl, Pb e Al). Porém, mesmo aqueles elementos essenciais, podem causar impactos negativos a ecossistemas terrestres e aquáticos quando encontrados em concentrações acima dos valores de referência (GUILHERME et al., 2005). Baird (2002) investigando ainda sobre os metais pesados prejudiciais ao ambiente constatou que os principais são: mercúrio, chumbo, cádmio e arsênio (semimetal). Esses elementos destacam-se pelo fato de apresentarem maiores riscos ambientais em razão de seus usos intensos, da sua toxicidade e sua ampla distribuição.

A atividade de uma substância tóxica depende sempre de sua concentração no organismo, independente do mecanismo de intoxicação. Embora alguns metais sejam biogênicos, isto é, sua presença é essencial para permitir o funcionamento normal de algumas atividades metabólicas, a maioria dos metais pesados, se ingeridos em concentrações altas, são venenos acumulativos para o organismo. Assim, alguns metais dependendo do tempo de exposição e da dose podem causar problemas ambientais e de saúde pública (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

A toxicidade manifesta-se como distúrbios na função metabólica, implicando em possíveis mudanças na distribuição e na abundância de populações de plantas e animais (ELDER, 1988). Efeitos subletais podem incluir mudanças morfológicas, fisiológicas, bioquímicas, comportamentais e na reprodução (CONNELL e MILLER, 1984).

Por muito tempo o solo foi considerado um receptor ilimitado de substâncias nocivas descartáveis como os resíduos domésticos e industriais, com base no suposto poder tampão e potencial de autodepuração, que leva ao saneamento dos impactos criados. Porém esta capacidade, como comprovado posteriormente, foi superestimada e somente a partir da década de 1970 maior atenção foi direcionada à sua proteção.

O solo pode ser considerado como a parte mais importante do meio ambiente. Além de ser um recurso limitado, sua utilização no cenário urbano não está restrita somente a edificações, pois é utilizado como receptor de resíduos (área de disposição, estocagem ou

processamento de produtos) podendo ser definido como meio indutor de contaminação entre diferentes compartimentos.

A mobilidade dos metais pesados nos solos depende da dinâmica da água no perfil do solo e da interação química dos metais com a fase sólida, por meio das reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução e complexação (CAMARGO et al., 2001; CORNU et al., 2001; ROSS, 1994). A adsorção é geralmente o processo predominante, uma vez que os metais têm uma forte afinidade pelos oxihidróxidos de manganês e ferro, por matéria orgânica particulada e, em menor grau, por minerais argilosos, tendendo, portanto, a se acumularem nos sedimentos de fundo (ELDER, 1988; MOURA, 2003).

Geralmente a mobilidade dos metais é maior em solos arenosos, ácidos, com baixa capacidade de troca catiônica (CTC), com baixo teor de matéria orgânica e de argila ou estado de oxidação mais elevado (ROSS, 1994).

A interconversão entre essas diferentes formas é dependente, principalmente, das condições de pH, força iônica, temperatura, da presença de ligantes disponíveis, da velocidade das correntezas e da atividade biológica. Portanto, uma diminuição na velocidade de fluxo favorece a sedimentação, enquanto um pH elevado e uma maior força iônica induzem a precipitação (MEYNBURG et al., 1995).

2.6 Fitorremediação de áreas contaminadas

A fitorremediação, que pode ser definida como a seleção e utilização de espécies de plantas para assimilar, transformar e também decompor certos contaminantes, é um processo natural que oferece a possibilidade de uma ação eficaz na remediação de solos, sedimentos e sistemas aquíferos contaminados. Na fitorremediação utilizam-se plantas para estabilizar, colher ou mudar quimicamente os contaminantes para formas não perigosas (CUNNINGHAM; BERTI, 1993). Por meio de culturas sucessivas, os metais podem ser translocados do solo (sedimento ou água) para a planta, que pode então ser colhida e fundida para reciclar os metais.

Como vantagens da utilização da fitorremediação estão o baixo custo de investimento e de operação, sua aplicabilidade *in situ*, e geração mínima de degradação e desestabilização da área a ser descontaminada (CHAVES et al., 2010). A efetividade da técnica aplicada está limitada pela capacidade da planta em sorver os metais das superfícies das partículas do solo e

da solubilidade desses metais. Todavia, os metais podem ser solubilizados pela adição de agentes complexantes, fazendo com que as plantas aumentem a sua captação (DOUMETT et al., 2008).

A utilização da fitorremediação tem sido estudada e difundida principalmente nos Estados Unidos e na Europa. Quando comparada com técnicas tradicionais como bombeamento e tratamento, ou remoção física da camada de solo contaminada, a fitorremediação tem sido considerada vantajosa, principalmente por sua eficiência na descontaminação e pelo baixo custo (PERKOVICH, 1996) e (CUNNINGHAM et al., 1996).

O uso de plantas para a remoção de xenobióticos e metais pesados em áreas de transbordo, águas residuárias, lodos e as áreas poluídas tornou-se uma abordagem experimental e prática importante ao longo dos últimos 15 anos (MOJIRI, 2012).

O processo de remediação que se dá no local contaminado é denominado biorremediação *in situ*. Quando há total ausência de interferência da ciência, o processo é denominado intrínseco-natural. Porém, quando são utilizados processos semelhantes aos realizados pela própria natureza, com o objetivo de fortalecer a ação dos microrganismos no processo de biodegradação, o processo é denominado intrínseco-auxiliado (MARTINS et al., 2003).

É parte fundamental de um estudo de biorremediação a investigação hidrogeológica com o intuito de compreender o movimento dos fluidos, dos materiais dissolvidos e dos microrganismos nos poros do solo. Para tanto, geralmente são utilizados modelos que podem ser teóricos, matemáticos ou computacionais. É importante que, no modelo, sejam considerados valores e características particulares do local no qual se deseja implantar a biorremediação (BAKER e HERSON, 1994).

Quando um material entra em contato com o solo pode ocorrer uma série de transformações físicas, químicas e biológicas, tanto em micro quanto em macro escala (BAKER e HERSON, 1994).

Na micro escala essas transformações podem resultar da distribuição do contaminante no solo. O contaminante pode estar distribuído na forma de gás nos interstícios do solo, dissolvido na água entre os poros ou associado com partículas de solo, ou, ainda, estar na forma de produto livre (BAKER e HERSON, 1994).

Na macro escala, o material pode ser transformado por processos bióticos ou abióticos e transportado pelo solo. Pode, também, deixar o solo para entrar na atmosfera, por meio da volatilização e evaporação, ou na água subterrânea, por meio da lixiviação (BAKER e HERSON, 1994).

Os cinco principais grupos de microrganismos presentes nos solos são as bactérias, os actinomicetos, os fungos, as algas e os protozoários. Grande parte da comunidade microbiana presente nos solos é formada pelas bactérias, tanto em quantidade de indivíduos (de 10⁹ a 10¹⁰ por g de solo) quanto em variedade de espécies (MELLO, 2005).

A concentração na forma biodisponível determina o nível de toxicidade do metal à planta, provocando mudanças estruturais e ultraestruturais em nível celular, de tecidos ou de órgãos. As injúrias causadas na planta não visíveis ocorrem como resposta às alterações bioquímicas e fisiológicas, na forma de perda da produtividade na ausência de sintomas visíveis (KOZLOWSKI, 1980). Sob condições críticas, as alterações passam a ser visíveis manifestando-se na forma de clorose, necrose, abscisão foliar, entre outros sintomas (BROOKS, 1983; BARCELÓ, POSCHENRIEDER, 1999).

Segundo Cunningham e Ow (1996), as plantas podem prosperar em solo contaminado em níveis que são frequentemente de ordem superior do que os limites regulatórios atuais definidos. Estes limites são muitas vezes fixados relativamente independente de limites de tolerância das plantas e muitas vezes estão relacionados à proteção da saúde humana e toxicologia aquática.

Na fitoextração natural, são plantadas no local contaminado espécies chamadas hiperacumuladoras, que possuem capacidade natural de capturar para si os elementos contaminantes. Essa vegetação remove os metais do solo e, com a colheita e o replantio, o solo é gradualmente descontaminado.

Já na fitoextração induzida são utilizadas plantas não-hiperacumuladoras, mas que possuem crescimento rápido e elevada produção de biomassa. Neste caso, são adicionadas ao solo substâncias químicas que reagem com os metais pesados presentes, reduzindo sua toxicidade e permitindo o desenvolvimento da vegetação no ambiente contaminado. Desta forma, a poluição é controlada, impedindo que ocorra percolação até os lençóis freáticos ou que seja dispersa pelo vento, por exemplo.

Tratamentos que usam o solo como meio de depuração de efluentes combinam mecanismos físicos, químicos e biológicos. De acordo com Metcalf & Eddy (2003), a qualidade dos efluentes aplicados em solos visando o tratamento é similar, ou melhor, que aqueles provenientes de estações convencionais de tratamento. Alguns solos apresentam capacidade de remoção de 99% do fósforo, nitrogênio, coliformes totais, sólidos em suspensão e demanda bioquímica de oxigênio presente nos esgotos (NUCCI et al., 1978; USEPA, 1981).

O processo é mais eficiente quando há uma vegetação estabelecida no local (NUCCI et al., 1978) e, de acordo com Couracci Filho et al. (1996), os parâmetros de qualidade dos efluentes tratados de sistemas de infiltração em solos são compatíveis com a legislação brasileira para a disposição final.

Os processos pelos quais as plantas promovem a remediação dos compostos tóxicos (Figura 5) em áreas contaminadas incluem: (i) modificação de propriedades do meio contaminado; (ii) liberação de exsudatos radiculares, aumentando as concentrações de carbono orgânico; (iii) aumento da aeração por liberar oxigênio diretamente na zona de raízes, bem como aumento da porosidade das camadas superiores dos solos; (iv) interceptação e retardo do movimento dos poluentes; (v) transformações enzimáticas co-metabólicas entre plantas e microrganismos; (vi) redução da migração lateral e vertical de poluentes para água (SUSARLA et al., 2002).

Dentre as vantagens da fitorremediação, está o fato de que as plantas são mais favoráveis esteticamente (melhoria da paisagem) do que qualquer outra técnica de biorremediação, e podem ser implementadas com mínimo distúrbio ambiental, reduzindo o impacto ambiental (VIEIRA et al., 2011).

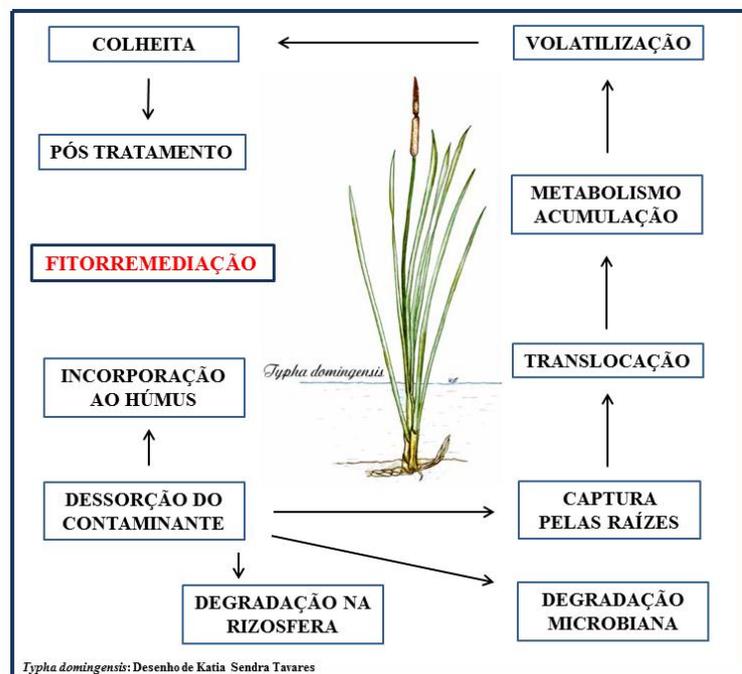


Figura 5 - Mecanismos envolvidos no processo de fitorremediação.

Fonte: Adaptado de Cunningham et al. (1995).

Segundo Mattiazzo (2001), a absorção de nutrientes pela planta e a toxicidade de muitos metais apresentam uma grande dependência na especiação aquosa do metal, e as respostas, na maioria dos casos, correlacionam-se melhor com a atividade do metal livre. Isto se deve ao fato que apenas o metal livre pode atravessar o plasmalema e entrar no citoplasma da célula.

Das e Das (2003) monitoraram um sistema natural de tratamento de esgoto por meio do lançamento no solo após tratamento por tanque séptico e verificaram uma boa redução de poluentes pela absorção. Porém, o solo e a vegetação possuem um limite de atenuação, ocorrendo saturação ao longo do tempo e a contaminação da água subterrânea.

2.7 Isópodes do solo e a bioacumulação de metais pesados

O solo é o habitat de um grande conjunto de organismos que estão em constante interação e cujas atividades determinam, em grande parte, as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo por alterá-las de diferentes formas (PANKHURST e LYNCH, 1994; THEENHAUS e SCHEU, 1996).

As estimativas para a biodiversidade global da fauna do solo são de cerca de 5 a 80 milhões de espécies. Uma área de 1,0 m² de solo em uma floresta temperada pode conter mais de 200 espécies de artrópodes e até 1.000 espécies de animais do solo em geral (USHER e PARR, 1997).

Segundo Topp et al. (2001) a fauna do solo acarreta melhorias nas propriedades físicas e químicas em áreas submetidas a processos de recuperação. Esta melhoria depende de como ocorre a colonização do substrato, da taxa de sobrevivência das espécies e sua capacidade de manter altas densidades no solo. Fontes de matéria orgânica, com diferentes espécies de plantas utilizadas na recomposição, possuem diferentes atributos químicos e físicos, e servem de alimento, para espécies saprófagas (ZIMMER e TOPP, 1997).

A fauna edáfica é considerada um indicador eficiente da qualidade do solo e esses organismos podem ser classificados conforme seu tamanho corpóreo. Quando são maiores que 4,0 mm são denominados de macrofauna (LAVELLE, 1997). Dentre esses organismos, estão os isópodes terrestres, que segundo Primack e Rodrigues (2001), são animais que trazem muitos benefícios ao solo, sendo essenciais no processo de decomposição da matéria orgânica, além de ajudar na aeração e na retenção de umidade.

Isópodes são crustáceos que possuem limitada habilidade de conservação de água, constituindo um dos poucos grupos de crustáceos com sucesso na exploração de ambientes terrestres. Esta característica os permite habitar diferentes ambientes, como zonas litorâneas, campos, florestas e desertos (ARAÚJO, 1994).

A diversidade e densidade de certas espécies de isópodes terrestres têm sido utilizadas como indicadores da qualidade de paisagens naturais e antropizadas. No entanto, ainda são necessárias pesquisas para determinar níveis de abundância e diversidade associados a cada tipo de paisagem, de acordo com Paoletti e Hassal (1999). Segundo Quadros (2010), em projetos de revegetação de áreas degradadas, esses animais podem desempenhar um papel importante na estimulação da ciclagem de nutrientes por meio da fragmentação do material vegetal e servindo como base para muitas teias alimentares.

Existe uma tendência a maior abundância de isópodes em pradarias seminaturais do que em ambientes florestais, que por sua vez, abrigam maior densidade do que as áreas agrícolas (PAOLETTI e HASSAL, 1999). Segundo Correia et al. (2001), áreas de floresta apresentam densidades de isópodes com variação entre 229 e 288 indivíduos/m², mais elevadas do que em áreas de plantio de culturas, independente da espécie arbórea presente. As mais baixas densidades foram registradas em áreas de pastagem, com 1,8 indivíduos/m². Entretanto, com o abandono da pastagem e início da sucessão vegetal ocorre a colonização de isópodes, podendo chegar a uma densidade de 67 indivíduos/m².

Correia et al. (2001) afirmam que em ambientes mais úmidos as densidades de isópodes observadas são mais elevadas. Já em ambientes florestais da região sudeste do país, segundo esses autores, a densidade varia entre 19 e 370 isópodes/m². Em uma área de floresta úmida em Valença-RJ, os autores encontram quase o dobro de isópodes do que em uma floresta seca adjacente, com o lado da encosta mais exposto à radiação solar.

Segundo Loureiro et al. (2006), os isópodes respondem de forma positiva à adição de matéria orgânica ao solo, colonizando rapidamente, por exemplo, pilhas de esterco e resíduos de cultura, mesmo quando possuem elevadas concentrações de xenobióticos. Segundo Schill e Köhler (2004) *Oniscus asellus* Linnaeus 1758 é uma espécie bioacumuladora constante de metais pesados em um órgão chamado hepatopâncreas. Os autores observaram proporcionalidade entre o número de grânulos de metais acumulados no hepatopâncreas e a distância da fonte de contaminação.

De acordo com Quadros (2010):

Por constituírem uma fonte de alimento para muitos invertebrados e vertebrados, os isópodos participam da biomagnificação da contaminação, o que salienta a importância de se estudar a acumulação de metais pelas suas populações. Para tanto, é necessário incentivar as pesquisas que levem ao entendimento da fisiologia da acumulação e tolerância aos metais pelas espécies a serem utilizadas como modelos.

A ordem Isopoda constitui um grupo muito diverso e é atualmente constituída de cerca de 10.000 espécies (DREYER e WÄGELE, 2002), das quais 3.637 são espécies semi-terrestres e terrestres da subordem Oniscidea (SCHMALFUSS, 2003).

Esses animais são popularmente conhecidos como “tatuzinhos”, “tatuzinhos-de-jardim”, “bichos-de-conta”, “tatus-bolas” ou “tatus-bolinha”, devido à capacidade que algumas espécies possuem de se enrolar. Porém, existem outros hábitos de fuga e locomoção relatados em estudos com isópodes do solo.

Segundo Schmalfluss (1984) a arquitetura corporal dos isópodes está relacionada ao tipo de ambiente colonizado e ao comportamento dos grupos considerados. Existem formas transicionais com características intermediárias entre os tipos ecomorfológicos descritos, mas 90% das espécies podem ser classificadas de acordo com o autor.

Os tipos ecomorfológicos propostos por Schmalfluss (1984) são:

- Corredores: isópodes que ao encontrarem-se descobertos correm até encontrar um novo local que sirva de abrigo. Ex.: *Philoscia muscorum*.
- Aderentes: isópodes que ao encontrarem-se descobertos pressionam o corpo ao substrato, aderindo as bordas côncavas, o que dificulta sua remoção. Ex: *Oniscus asellus*.
- Roladores: isópodes cujo corpo tem uma seção transversal semi-circular, de modo que quando se enrolam formam uma esfera perfeita. Ex: *Armadillidium vulgare*.
- Espiniformes: possuem protuberâncias em forma de espinhos no dorso para proteção contra predadores e também são capazes de se enrolar. Ex: *Panningillo*.
- Rastejadores: possuem o corpo com estruturas em arco longitudinais que minimizam a possibilidade de contato com substratos úmidos, evitando que o isópodes fique preso. Ex: *Haplophthalmus*.
- Não-conformistas: a arquitetura corporal desses isópodes não se enquadra em nenhum tipo ecomorfológico e apresentam adaptações específicas para determinado habitat. Ex: *Schoebelia*.

A determinação do tamanho amostral é fundamental, em especial em estudos sobre diversidade (MELO, 2004).

De acordo com Silveira Neto et al. (1976) a população de organismos do solo apresenta dependência direta dos fatores ambientais que, quando são predominantemente favoráveis, a população aumenta; ao contrário, a população diminui.

Os organismos possuem diferentes capacidades de resistir a mudanças em seu nicho ecológico. Esta resistência apresenta como limites extremos as zonas de tolerância fisiológicas (SCHUBERT, 1991). A tolerância fisiológica de um indivíduo às mudanças no seu nicho ecológico mostra seu valor como indicador de uma situação abiótica. Esta indicação, tanto dos fatores abióticos quanto bióticos de um nicho ecológico, é conhecida com bioindicação (RABE, 1982). Neste sentido, a degradação biológica se manifesta pelas alterações das interrelações dos organismos aos processos do solo, caso ocorra alguma perturbação, como a queima da vegetação, a aplicação excessiva de fertilizantes e/ou biocidas (AZEVEDO, 2004), área em processo de recuperação após a extração de carvão a céu aberto.

Bioindicadores devem ser definidos como organismos ou comunidades bastante sensíveis e que reajam às alterações na estrutura de um ecossistema, modificando suas funções vitais e/ou sua composição química e com isso, forneçam informações sobre a situação ambiental caracterizando inclusive a qualidade da cobertura do solo (SCHUBERT, 1991; LIMA et al., 2003; MALUCHE et al., 2003; CORDEIRO et al., 2004; JULIÃO et al., 2005; FARINHA, 2006).

Segundo Quadros e Araujo (2008), apesar da importância que os isópodes terrestres para a ecologia do solo, existem poucos estudos sobre eles. Como há uma grande potencialidade em termos de diversidade, torna-se fundamental a pesquisa para se conhecer mais sobre as características de cada espécie, a estrutura e a dinâmica das comunidades da fauna do solo.

De acordo com Quadros (2010), o conhecimento sobre organismos bioindicadores, em especial os isópodes terrestres, devido à sua abundância e capacidade de acumular metais pesados, é indispensável para o sucesso de projetos de restauração ecológica que utilizem ferramentas de fitorremediação.

2.8 Histórico de pesquisas realizada na área de estudo

Segundo estudos realizados por Reetz (2002), Angnes (2004), Moreira (2005), Marion (2009), D'Ávila (2009) e Reckziegel (2012), o solo e as águas superficiais e subterrâneas do *Campus* enfrentam perdas significativas de qualidade, reflexo este perceptível no seu aspecto visual e na formação de gases mal odorantes.

Nos trabalhos realizados por Marion (2009) e D'Ávila (2009) foram determinadas as áreas de maior vulnerabilidade ao risco de contaminação da água subterrânea e as principais fontes pontuais de lançamento de efluentes líquidos dentro da UFSM.

Na figura 6 apresenta-se o mapa de vulnerabilidade natural das águas subterrâneas no Campus da UFSM, elaborado por Marion et al. (2010). A área de estudo dessa pesquisa está situada na zona do Campus da UFSM recebeu classificação como de alta vulnerabilidade, utilizando o método *DRASTIC*. Segundo os autores, 32,12% da área do Campus apresenta vulnerabilidade alta, 47,17% apresenta vulnerabilidade média e 20,71% baixa vulnerabilidade, considerando o monitoramento de 24 poços tubulares de captação de água subterrânea que estão atualmente em atividade.

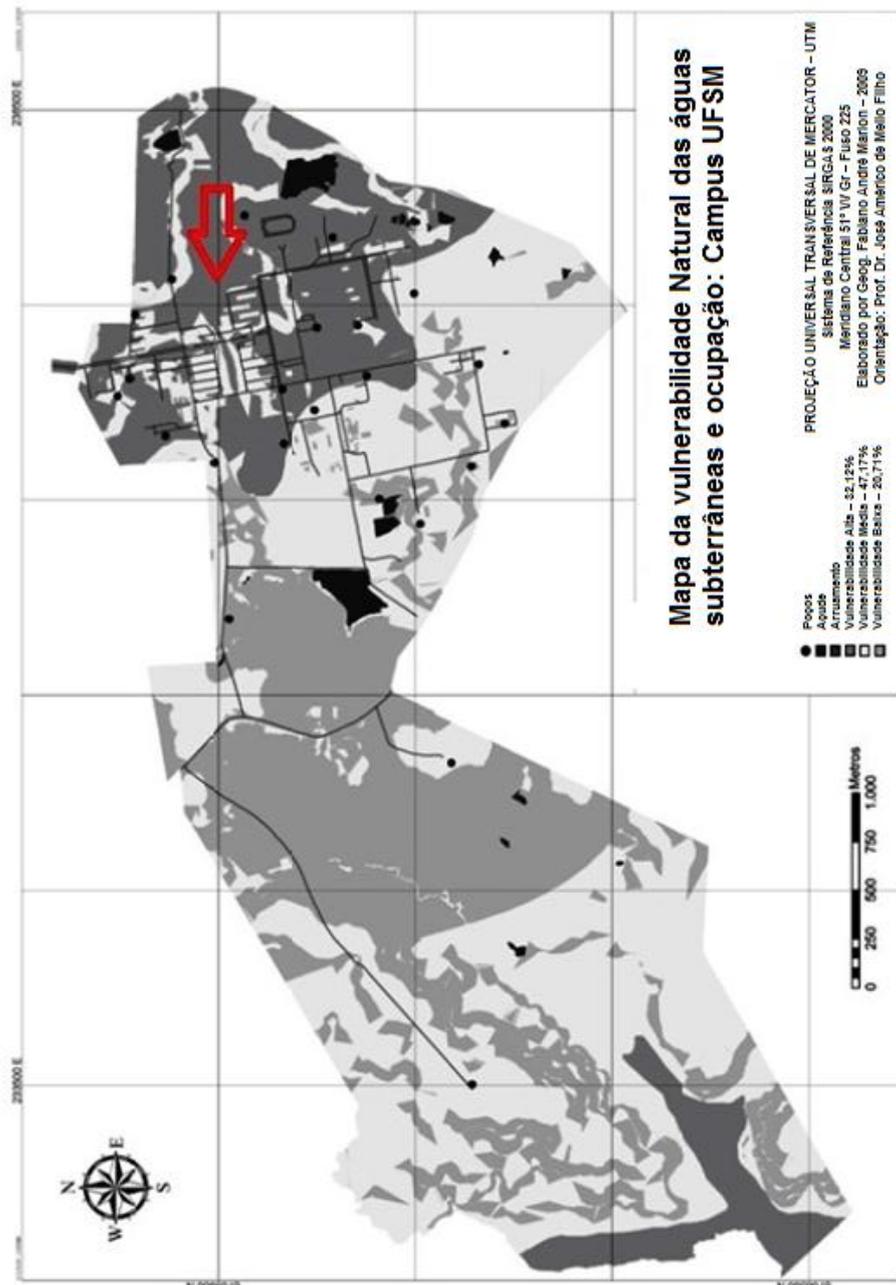


Figura 6 - Mapa da vulnerabilidade natural das águas subterrâneas no Campus da UFSM.

Fonte: Marion (2010).

Na figura 7 é apresentado o mapa de vulnerabilidade natural das águas subterrâneas *versus* atividades potencialmente poluidoras no Campus da UFSM (MARION, 2011). A área de estudo onde ocorre o lançamento de efluentes no solo apresenta, segundo os autores, vulnerabilidade alta, representada pela cor vermelha no mapa.

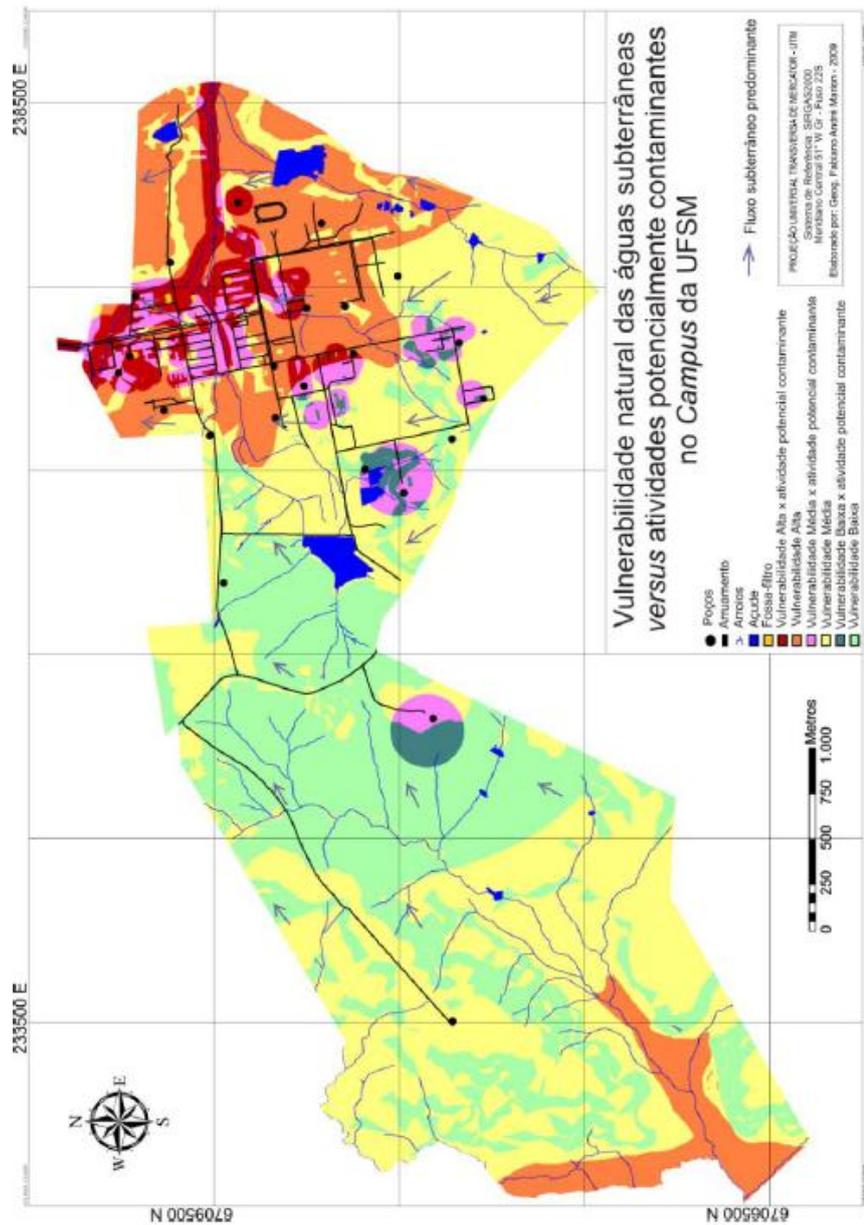


Figura 7 - Mapa dos conflitos entre a Vulnerabilidade Natural das águas subterrâneas com a área de influência das atividades potencialmente contaminantes.

Fonte: Marion (2009).

Na figura 8 mostra-se o mapa da vulnerabilidade à poluição da água subterrânea da Bacia Escola do Campus da UFSM (D'ÁVILA, 2009).

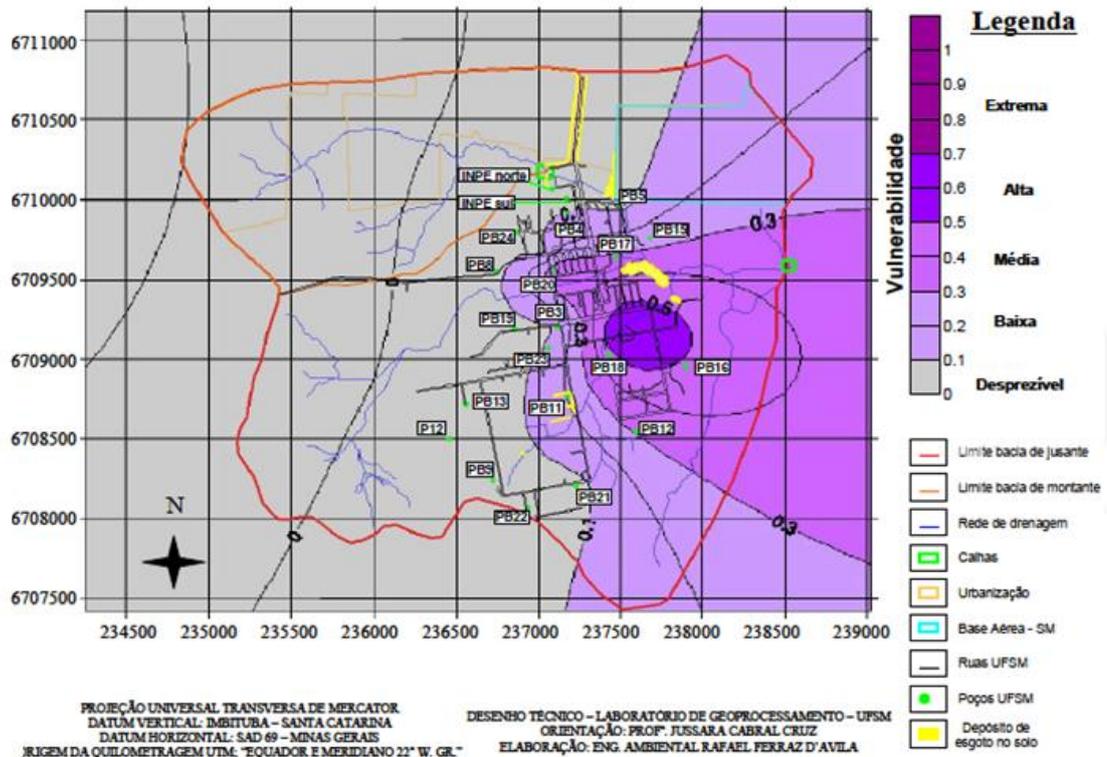


Figura 8 - Mapa da vulnerabilidade à poluição da água subterrânea da Bacia Escola do Campus da UFSM.

Fonte: D'Ávila (2009).

Pela observação do mapa mostrado na figura 7, elaborado por Marion (2009), pode-se verificar a alta vulnerabilidade e a atividade potencial contaminante da área de estudo dessa pesquisa, onde ocorre lançamento de efluentes diretamente no solo.

Na abordagem metodológica para a avaliação da potencial contaminação existente no local, Reckziegel (2012) identificou a existência das três entidades na elaboração do Modelo Conceitual de Contaminação: a fonte de contaminação; o alvo ou meio receptor da contaminação; e o trajeto ou caminho que permite a condução da contaminação até o alvo (Figura 9).

De acordo com as campanhas de amostragem de Reckziegel (2012), a fonte de contaminação foi representada, no Modelo Conceitual, por duas fontes pontuais de efluente líquido, a FP-31 e a FP-32, que apresentaram variáveis indicadoras de contaminação da água, ou seja, concentrações de elementos poluentes acima dos limites estabelecidos pela legislação vigente no Estado do Rio Grande do Sul.

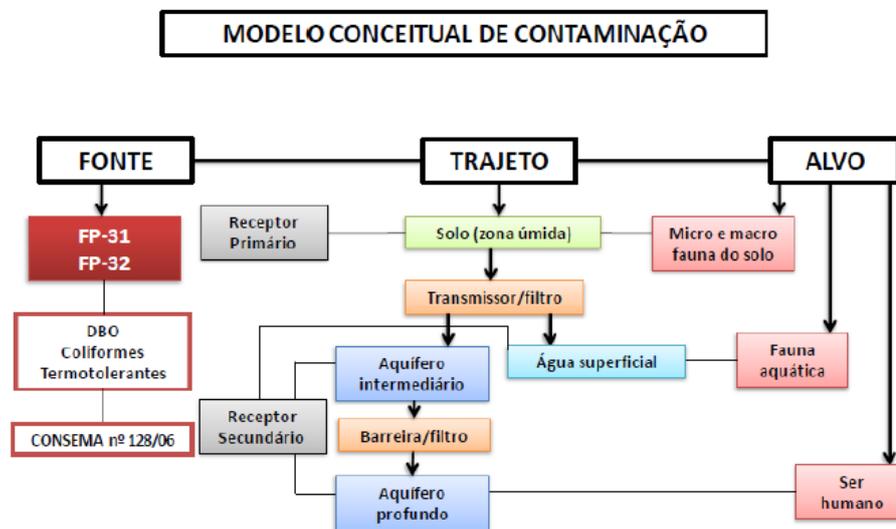


Figura 9 - Modelo conceitual de contaminação do sítio degradado por emissão de efluente no solo no Campus da UFSM.

Fonte: Reckziegel (2012).

Durante a continuação dessa pesquisa investigativa, identificou-se na área de estudo mais uma fonte pontual de lançamento de efluentes líquidos, que foi denominada de FP-50, seguindo a numeração da nomenclatura utilizada por D'Ávila (2009), em que foram catalogadas quarenta e nove tubulações de lançamento de efluentes no Campus da UFSM.

O estudo apresentado nesta dissertação é uma continuidade dos trabalhos efetuados pelos autores citados sobre qualidade da ambiental dentro do Campus da UFSM. Entre as mais variadas fontes de contaminação, este estudo apresenta enfoque no lançamento de efluentes no solo.

Na figura 10 mostra-se uma imagem aérea da UFSM na década de 1970, em que se pode visualizar a área onde atualmente ocorre o lançamento de efluentes. Esse local passou por diversas alterações ao longo dos anos e não apresenta mais as mesmas características de solo e vegetativas.



Figura 10 - Foto aérea do Campus da UFSM na década de 1970.

Fonte: Departamento de Engenharia Rural - UFSM.

Na figura 11 apresenta-se o mapa potenciométrico da área de estudo, elaborado por Reckziegel (2012) utilizando-se diferentes níveis da água em poços de monitoramento rasos e intermediários (PM-01, PM-02 e PMR-04) e das cotas altimétricas. Observa-se uma tendência de fluxo subterrâneo de direção principal sudoeste para nordeste na direção do curso de água Sanga Lagoão do Ouro. Este fluxo coincide em parte com a declividade do terreno, o qual localmente apresenta linhas de drenagem sem fluxo de água perene ocorrendo formação de poças de água mantidas pelas condições do terreno.

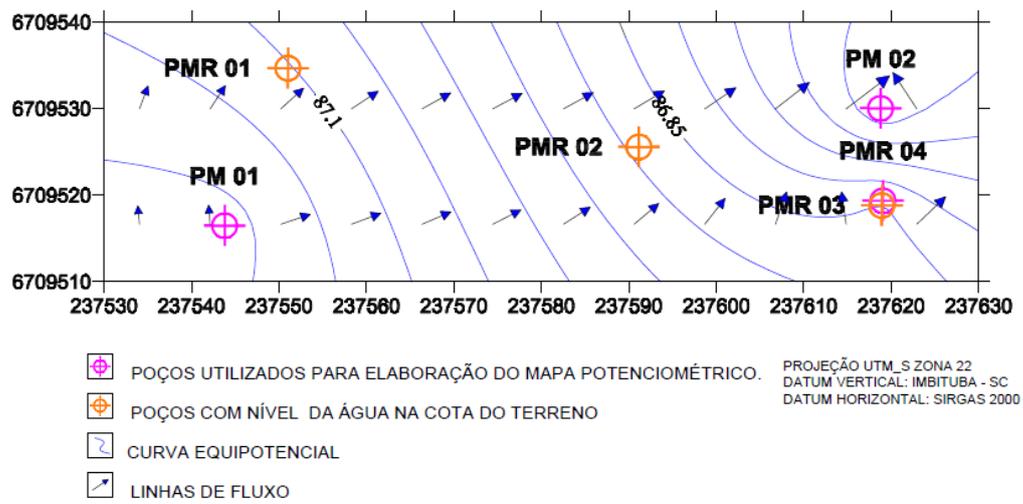


Figura 11 - Mapa potenciométrico e indicação da tendência de fluxo subterrâneo.

Fonte: Reckziegel (2012).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo desta pesquisa está localizada no Campus da Universidade Federal de Santa Maria, na Bacia Escola Campus (Figura 12), situada entre as coordenadas geográficas 29°43'00" de latitude Sul e 53°43'45" longitude Oeste, próximo à Biblioteca Central e aos prédios da Casa do Estudante.

Nessa área, de cerca de 1.700 m², ocorre o despejo final de efluentes líquidos, diretamente na superfície do solo, que escoam por zonas de fluxos preferenciais até atingir um curso d'água, a Sanga Lagoão do Ouro, de acordo com denominação atribuída pela Prefeitura Municipal de Santa Maria. Este córrego foi registrado no cadastro da Agência Nacional de Águas (ANA) com o nome de Arroio da Gráfica. Trata-se de uma referência ao prédio da gráfica da UFSM, localizado na entrada no Campus, onde o córrego adentra o terreno da universidade.



Figura 12 - Localização da área de estudo na Universidade Federal de Santa Maria.

Na figura 13 observam-se os pontos de coleta de efluentes líquidos lançados no solo, de efluentes diluídos no solo, do efluente do canal de drenagem até a Sanga Lagão do Ouro e de água subterrânea na área de estudo no Campus da UFSM. A porção delimitada na cor verde representa a área que está sobre influência direta dos efluentes líquidos que escoam pelo solo.

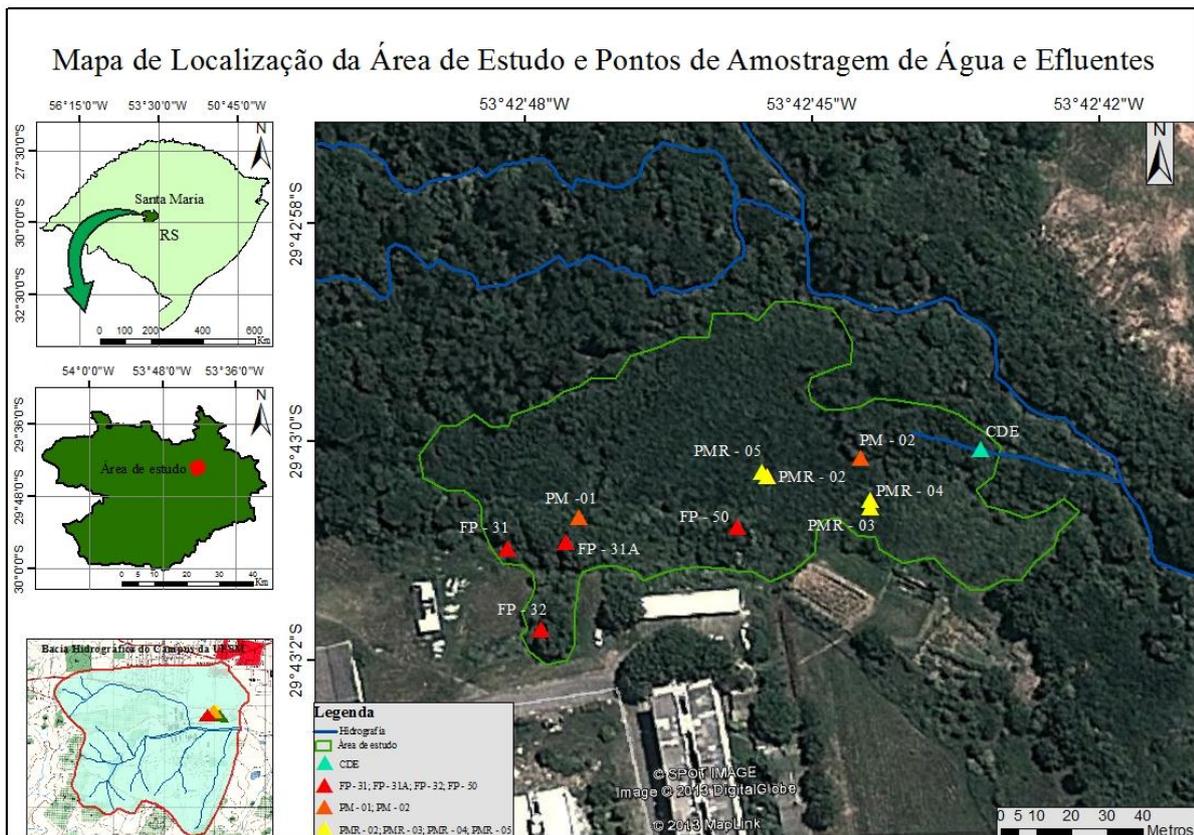


Figura 13 - Área de estudo e pontos de coleta de amostras de efluentes, solução do solo, água superficial e subterrânea na UFSM.

Foram realizadas dez campanhas de amostragem entre o período de agosto de 2012 a fevereiro de 2013 (Tabela 1).

Tabela 1 - Datas das campanhas de amostragem realizadas na área de estudo no Campus da UFSM.

Campanha	Data
1	15/08/2012
2	05/09/2012
3	12/09/2012
4	26/09/2012
5	05/12/2012
6	19/12/2012
7	16/01/2013
8	06/02/2013
9	18/02/2013
10	27/02/2013

3.2 Fontes pontuais de lançamento de efluentes no solo

Nesta área existem quatro tubulações denominadas fontes pontuais de lançamento de efluentes: FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50. D'Ávila (2009) identificou em sua pesquisa quarenta e nove tubulações de emissão de efluente líquido no Campus da UFSM. Dessa forma, a tubulação encontrada no mês de maio de 2012 foi denominada seguindo essa numeração adotada no ano de 2009, recebendo a denominação FP-50.

O efluente líquido lançado pela fonte pontual FP-31 é proveniente do Restaurante Universitário (RU) e, possivelmente, de alguns prédios da Casa de Estudantes (CEU) (Figura 14). O efluente lançado recebe tratamento por meio de tanque séptico seguido de filtro anaeróbico, localizados a cerca de 30,0 metros do ponto de despejo. O efluente escoar por cerca de 30,0 metros até alcançar a área de acúmulo no solo.



Figura 14 - Lançamento de efluente no solo pela fonte FP-31.

O efluente da fonte FP-32 é proveniente dos prédios 40, 42 e 44, da Reitoria e das instalações do Centro de Educação Física e Desporto, segundo levantamento realizado com o auxílio da planta digital do Campus, fornecido pela prefeitura da Cidade Universitária. Esta fonte FP-32 é proveniente do sistema de tratamento, também constituído por tanque séptico e filtro anaeróbico, com fluxo variável, não ocorrendo descarga de efluente na maior parte do tempo (sistema de extravasamento de segurança).

No mesmo local de saída da fonte FP-32 há outro ponto de lançamento, denominado FP-33, proveniente do prédio 35 da Casa do Estudante. Durante as campanhas de monitoramento de Reckziegel (2012) foram registradas vazões intermitentes e grande variação nos horários de lançamento de efluentes. Essa fonte foi monitorada em estudo anterior por Binotto (2004). Devido às dificuldades de coleta pela variabilidade de horários com vazão e a pequena descarga, esta fonte não foi incluída no plano de amostragem. A fonte pontual FP-31A foi localizada por Reckziegel (2012) e recebeu essa denominação por estar localizada próxima à FP-31 e apresentar-se “afogada”, formando um canal de escoamento do efluente. Não foi possível confirmar a origem do efluente lançado pela fonte FP-31A. Na planta digital do Campus o local coincide com a saída do sistema de drenagem de águas pluviais. Porém, esta fonte foi a que apresentou maiores vazões durante o estudo de Reckziegel (2012), bem como efluentes com características de esgoto sanitário sem tratamento.

As fontes pontuais de lançamento de efluentes FP-32 e FP-31A podem ser visualizadas na figura 15.



Figura 15 - Lançamento de efluente no solo pela fontes pontuais FP-32 e FP-31A.

A fonte pontual de lançamento de efluentes FP-50 (Figura 16) foi encontrada no final do mês de maio de 2012, após a última campanha de amostragem de Reckziegel (2012). Para a determinação da vazão foi coletado o efluente lançado pelas duas tubulações paralelas.

Essa fonte pontual não é apresentada na planta digital do Campus da UFSM e está localizada à direita das demais fontes, atrás de uma garagem de carros de funcionários da UFSM, onde também há espaço para armazenagem de ferramentas e materiais diversos. A FP-50 é composta por duas tubulações de 100,0 mm de diâmetro dispostas em paralelo, que lançam efluentes a 50,0 metros do provável ponto de origem (prédio 36 da Casa do Estudante).



Figura 16 - Tubulações da fonte pontual FP-50.

Em relação à disposição dos efluentes das fontes pontuais FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 diretamente em solo, a Resolução CONAMA nº 430/2011 define apenas que o efluente disposto em solo não pode causar nenhum dano às águas superficiais e subterrâneas. A mesma situação ocorre para a legislação estadual definida pela Resolução nº 128/2006, a qual, também não considera disposição de efluente em solo.

Portanto, considerando que os efluentes dessas fontes são lançados no solo para destinar-se ao corpo receptor entende-se que os padrões a serem observados devem ser os da Resolução nº 430/2011.

3.3 Poços de monitoramento

A partir da pesquisa realizada por Reckziegel (2012) foi elaborada a continuidade da investigação da contaminação dessa área de estudo no Campus da Universidade Federal de Santa Maria. As etapas realizadas pela pesquisadora foram: investigação preliminar (definição da região de interesse para investigação, levantamento do histórico de ocupação e alterações da área e avaliação das características do terreno) e avaliação exploratória (instalação de poços de monitoramento para coletas e análises físico-químicas e microbiológicas de água subterrânea).

Para elaboração do Modelo Conceitual de Contaminação, Reckziegel (2012) realizou sondagens investigativas para estabelecer locais para perfuração dos poços rasos e intermediários e definiu as profundidades a fim de determinar o transporte dos contaminantes através das camadas do substrato (matriz de solo e rocha). A escolha seguiu, de maneira geral, a orientação da topografia plana do local, a disposição das camadas do solo, a hidrogeologia da área (quando disponível) e as condições de acesso da equipe ao terreno. À medida que as prospecções ocorreram, algumas informações alteraram a estratégia de perfuração dos poços.

A construção dos poços seguiu as normas técnicas para perfuração de poços de monitoramento em aquíferos granulares da NBR 15.495-1 (ABNT, 2007) e a metodologia proposta por Feitosa et al. (2008) e da CETESB 6.410 (1999).

À jusante do ponto de emissão de efluente, foram instalados quatro poços rasos, denominados PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05 (Figura 17).



Figura 17 - Poços rasos PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05.

Estes poços foram perfurados na área parcialmente alagada do solo e distribuídos de maneira que fosse possível determinar a qualidade do efluente em relação à distância do ponto de lançamento (decaimento da pluma de contaminação). Os poços PMR-03 (1,0 metro de profundidade) e PMR-04 (2,5 m de profundidade) foram construídos um ao lado do outro, com profundidade diferente, a fim de mensurar a qualidade da solução do solo em níveis verticais diferentes, devido à infiltração no solo. O mesmo ocorreu para os poços PMR-02 e PMR-05 (Figura 18).

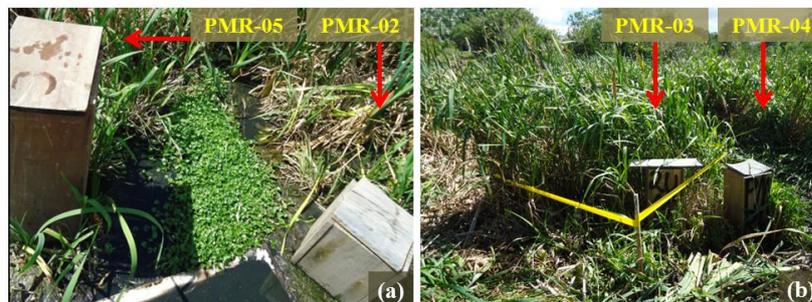


Figura 18 - Poços rasos PMR-02 e PMR-05 (a); PMR-03 e PMR-04 (b).

Os poços PMR-02, PMR-03 e PMR-04 foram instalados em janeiro de 2012 para a pesquisa de RECKZIEGEL (2012). O poço PMR-05 foi instalado em julho de 2012 para esta pesquisa e a perfuração foi realizada de acordo com a NBR 15.495-1 (ABNT, 2007). Além disso, seguiram-se as instruções da norma CETESB 6.410 (1999). O material utilizado foi tubulação de PVC de 3,0 m de comprimento e 50,0 mm de diâmetro e duas tampa de PVC, para o fundo e a abertura. Para a escavação dos poços foi utilizado trado manual tipo holandês. Foi colocada uma proteção de madeira com tampa ao redor da tubulação para proteção do poço.

O monitoramento da água subterrânea foi realizado por meio de coletas de amostras em dois poços de água subterrânea, construídos em janeiro de 2012 para a pesquisa de Reckziegel (2012), com profundidade de 15,0 metros para o poço PM-01 e 15,4 metros de profundidade para o poço PM-02 (Figura 19). A perfuração foi feita por meio de percussão com jato de água, com diâmetro de quatro polegadas, por uma equipe de uma empresa contratada para a pesquisa de Reckziegel (2012).



Figura 19 - Poços intermediários para coleta de água subterrânea PM-01(a) e PM-02 (b).

Reckziegel (2012) utilizou o termo poços intermediários para a nomenclatura de PM-01 e PM-02, pois a camada estratigráfica de coleta de amostras de água subterrânea está situada, considerando o perfil vertical, entre a camada do solo saturada por efluentes (poços rasos) e o aquífero profundo em que é feito o bombeamento de água para abastecimento no Campus.

Segundo Marion et al. (2010) atualmente há vinte e quatro poços em funcionamento no Campus da UFSM.

Na tabela 2 apresentam-se as principais características dos seis poços monitorados nessa pesquisa.

Tabela 2 - Descrição dos poços PMR-02, PMR-03, PMR-04, PMR-05, PM-01 e PM-02.

Denominação	Profund. (m)	Data perfuração	Camada estratigráfica	Aquífero
PMR-02	1,0	janeiro 2012	Silte arenoso	livre
PMR-03	1,0	janeiro 2012	silte arenoso	livre
PMR-04	2,5	janeiro 2012	silte argiloso	camada selante entre
PMR-05	2,5	junho 2012	silte argiloso	o livre e o confinado
PM-01	15,0	janeiro 2012	Areia média	confinado
PM-02	15,4	janeiro 2012	Areia média	confinado

3.4 Canal de drenagem de efluente

Para análise quali-quantitativa superficial escolheu-se um ponto localizado à jusante dos poços de monitoramento de efluentes e água subterrânea onde ocorre a saída de esgoto da zona saturada. O local da coleta é denominado CDE (canal de drenagem de efluente (Figura 20) e é um canal que escoar até encontrar a Sanga Lagoão do Ouro, tributário do rio Vacacaí-Mirim. A medição de vazão nesse ponto foi realizada com o auxílio de um medidor *Parshall* instalado no local.



Figura 20 - Coleta de amostra de efluente e determinação da vazão no ponto CDE.

3.5 Delimitação de parcelas para coleta de amostras de solo e *Typha domingensis*

Como o objetivo geral dessa pesquisa é investigar a atenuação dos contaminantes nessa área onde ocorre o escoamento e possivelmente a infiltração de efluentes, foram estudadas duas parcelas, denominadas PC-01 e PC-02 (Figura 21).

Cada um desses locais configura uma parcela de avaliação do sistema de solo-plantas no processo de tratamento do esgoto lançado diretamente no solo pela atenuação natural.

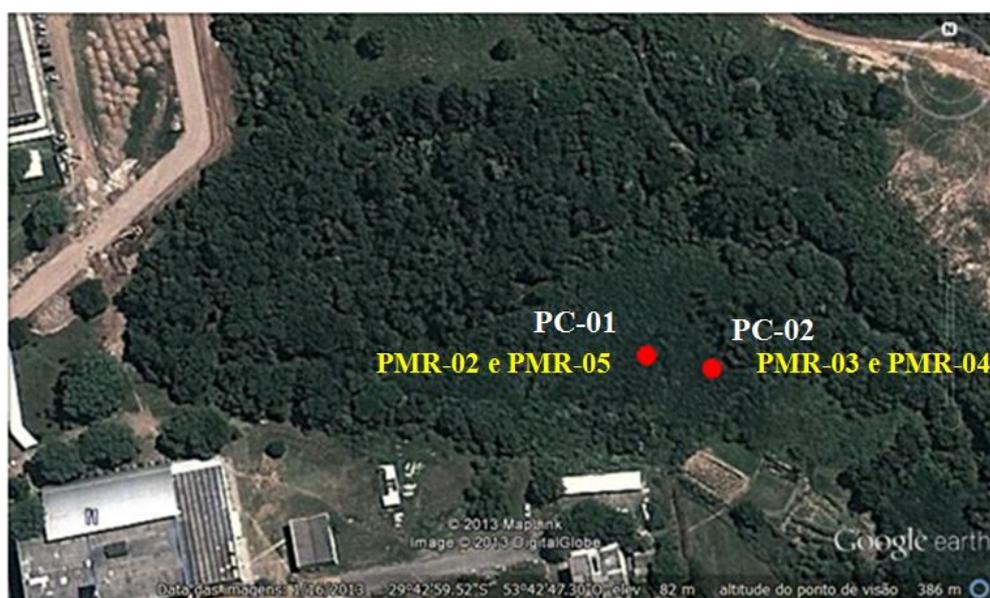


Figura 21 - Parcelas PC-01 e PC-02 na área de estudo.

Fonte: Google Earth (2013)

A parcela PC-01 é incluída os poços rasos de monitoramento PMR-03 e PMR-04, perfurados para a pesquisa de Reckziegel (2012). Na parcela PC-02 encontram-se os poços rasos de monitoramento (PMR-02 e PMR-05).

A área de estudo apresenta três ocupações distintas de vegetação. O primeiro ambiente é constituído por solo saturado pelo escoamento de efluente, em que ocorre dominância de macrófitas aquáticas da espécie *Typha domingensis* (Taboa) e da gramínea *Panicum purpureum* (capim-elefante).

A vegetação no entorno da Sanga Lagoão do Ouro caracteriza o segundo ambiente, com presença de mata ciliar nativa e faixa de solo não saturado.

Devido à declividade do terreno, parte do efluente que não infiltra no solo é drenado por um canal com largura de calha entre 20 e 30 m e comprimento de cerca de 67 metros, que escoar até atingir a Sanga Lagoão do Ouro. Este terceiro ambiente apresenta-se como uma faixa de transição entre a vegetação herbácea da área úmida e a vegetação herbáceo-arbustiva ciliar, podendo estar relacionado às mudanças na condição do solo.

3.6 Coletas, medição de vazão e análise de efluentes líquidos

3.6.1 Coletas de amostras e análises de qualidade de efluentes líquidos

As coletas nas fontes pontuais de lançamento de efluente sanitário (FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50) tiveram frequência quinzenal e eram realizadas ao meio-dia, segundo indicado por Reckziegel (2012) a realização de um estudo de caracterização do lançamento médio de efluentes pela medição de vazão a cada hora do dia.

Foram realizadas coletas quinzenais nos poços de monitoramento, entre os meses de agosto de 2012 e fevereiro de 2013.

A coleta de amostras de efluentes diluídos no solo (PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05) e água subterrânea (PM-01 e PM-02) foi realizada utilizando-se coletor descartável de PVC (CESTESB, 1999) tipo bailer, com diâmetro externo de 41,0 mm, comprimento de 95,0 cm e volume de 1,1 L. Antes de cada coleta foi realizado o purgamento dos poços, conforme recomendado por Feitosa et al. (2008), para evitar a coleta de águas estagnadas e aumentar a representatividade do aquífero.

A metodologia de amostragem e monitoramento da água subterrânea seguiu a norma da CETESB 6.410 (1999) e Feitosa et al. (2008). Os valores encontrados para os poços PM-01 e PM-02 nas análises de qualidade da água foram comparados aos valores de referência sugeridos por Santos (2008).

Após a coleta as amostras foram armazenadas em recipientes plásticos do tipo PET com capacidade de 2,0 L, refrigeradas para a sua preservação, e imediato transporte para o Laboratório de Saneamento Ambiental (LASAM) no Centro de Tecnologia da UFSM.

Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade determinados em laboratório foram: turbidez, condutividade elétrica, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), sólidos totais (ST), sólidos em suspensão (SS), sólidos dissolvidos (SD), alcalinidade, coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E. coli*) (Tabela 3).

As amostras de efluentes líquidos e água subterrânea foram encaminhadas ao Laboratório de Ecologia Florestal (LABFLO) para a determinação de nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻) e fosfato (P-PO₄⁻). Devido a problemas em um equipamento nesse laboratório não foi possível realizar a determinação de amônia.

Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos e biológicos de análises no LASAM e LABEFLO.

Parâmetros	Metodologia Analítica	Limite de detecção
Turbidez	Nefelométrico	0,1 UNT
pH	Potenciômetro	0,1
Condutividade elétrica	Potenciômetro	0,1 µS/cm
Sólidos totais	Gravimétrico	0,1 mg/L
Sólidos em suspensão	Gravimétrico	0,1 mg/L
Sólidos dissolvidos	Gravimétrico	0,1 mg/L
DBO _{5,20}	Winckler adaptado para azida	0,1 mg/L
Alcalinidade	Titulação potenciométrica (ácido sulfúrico)	0,1 mg/L
Coliformes totais	Idexx - Colilert	1 NMP/100 mL
<i>Escherichia coli</i>	Idexx - Colilert	1 NMP/100 mL
Nitrito	Cromatografia iônica	0,1 mg/L
Nitrato	Cromatografia iônica	0,1 mg/L
Fosfato	Cromatografia iônica	0,1 mg/L

A partir das concentrações obtidas e das respectivas vazões nas fontes pontuais (FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50) e no canal de drenagem de efluente (CDE) foram calculadas as cargas orgânicas para as variáveis de qualidade desejadas (DBO_{5,20} e série de sólidos), conforme equação 1.

$$\text{carga orgânica} = \text{concentração} \times \text{vazão} \quad (1)$$

Em que:

[] = concentração (mg/L);

Q = vazão (L/s).

Para a avaliação da redução da concentração de $DBO_{5,20}$ entre a entrada (fontes pontuais) e a saída (canal de drenagem de efluente – CDE) foi realizado o cálculo da média ponderada das concentrações de $DBO_{5,20}$ das quatro fontes pontuais, de acordo com a equação da mistura (Equação 2) (von SPERLING, 2005).

$$C_o = \frac{Q_1 \cdot C_1 + Q_2 \cdot C_2}{Q_1 + Q_2} \quad (2)$$

Em que:

C_o = concentração do constituinte na mistura (mg/L);

C_1 = concentração do constituinte no componente 1, imediatamente a montante do ponto de mistura;

C_2 = concentração do constituinte no componente 2, imediatamente a montante do ponto de mistura;

Q_1 = vazão do componente 1 (L/s);

Q_2 = vazão do componente 2 (L/s).

3.6.2 Medições de vazão de efluentes líquidos

O monitoramento quantitativo nas fontes pontuais de lançamento de efluentes líquidos e no canal de drenagem de efluente foi realizado por meio de dois métodos distintos de medição. Segundo Paiva e Paiva (2001), os métodos podem ser classificados em três categorias, conforme a natureza da medida: (i) de nível; (ii) não estrutural; e (iii) estrutural.

Nos pontos FP-31A e CDE realizou-se a medição da vazão pelo método estrutural utilizando-se um medidor de vazão de canal aberto, calha *Parshall* (Figura 22) da marca INCONTROL[®], com garganta de duas polegadas (W), conforme especificado pela norma

ASTM 1.941/1975. O medidor foi instalado em um trecho retilíneo onde não estivesse propício a turbulências, como orientam Paiva e Paiva (2001), sendo utilizado nível de bolha para nivelar a calha no plano horizontal, na seção do canal.



Figura 22 - Calha *Parshall* para medição de vazão.

A função matemática que expressa a vazão em função da altura é indicada pelo fabricante do equipamento (Equação 3), de acordo com a medida da seção de menor largura do medidor.

$$Q = K \cdot H^n \quad (3)$$

Em que:

Q = Vazão (m³/h);

K = constante que depende das dimensões da calha e ajuste da unidade de engenharia = 434,58 (Tabela 4);

H = altura da lâmina d'água observada (mm);

n = valor que difere ligeiramente de 3/2 = 1,550 (Tabela 4)

Tabela 4 - Valores de n e K (para vazão em m³/h). Fonte: Adaptado de INCONTROL® (2008).

W		n	K
[polegada]	[mm]		
1	25,4	1,550	217,29
2	50,8	1,550	434,58
3	76,2	1,547	633,60
6	152,4	1,580	1.371,60
9	228,6	1,530	1.926,00
12	304,8	1,522	2.484,00
18	457,2	1,538	3.794,40
24	609,6	1,550	5.133,60
36	914,4	1,556	7.855,20
48	1.219,2	1,578	10.566,00
60	1.524,0	1,587	13.420,80
72	1.828,8	1,595	16.254,00
84	2.133,6	1,601	19.101,60
96	2.438,4	1,606	21.963,60

O segundo método não estrutural utilizado para determinar a vazão foi a medição direta (método volumétrico), que consiste em determinar o tempo necessário para encher um recipiente de volume conhecido (SANTOS et al., 2001). As fontes pontuais de efluentes líquidos FP-31, FP-32 e FP-50 foram monitoradas utilizando-se um recipiente de 2,0 L para a coleta, uma proveta graduada de 1,0 L para determinação do volume e o valor da vazão foi calculado conforme a equação 4.

$$Q = \frac{V}{t} \quad (4)$$

Em que:

Q = vazão (mL/s);

V = volume coletado em proveta graduada (mL),

t = tempo decorrido para o enchimento da proveta (s).

3.7 Medições do nível freático nos poços de monitoramento

As medições do nível de água nos poços PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05 foram realizadas utilizando-se uma trena de 3,0 m de comprimento.

As medições do nível de água nos poços PM-01 e PM-02 foram realizadas com uso do Freatímetro Sonoro Solinst TLC dotado de cabo de 100,0 m de comprimento. Este equipamento permite registrar o nível da água (em metros), a condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e a temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$).

3.8 Análises de metais pesados em amostras de solo e *Typha domingensis*

3.8.1 Coleta de amostras de solo e análise de metais pesados

A análise de metais pesados nas amostras de solo e plantas coletadas nas duas parcelas foi realizada no Laboratório de Pesquisa e Análise Química do Centro de Educação Superior Norte-RS (CESNORS) em Frederico Westphalen. Foram pesados 20,0 g de solo e encaminhados para a secagem em Estufa de Esterilização e Secagem, utilizando vidraria básica de laboratório (Becker com volume de 50,0 mL) para sua deposição. O processo de secagem ocorreu a temperatura de 100 $^{\circ}\text{C}$, por duas horas, visando-se remover a umidade da amostra e conseqüentemente influenciar na redução do número total de óxidos que não são detectados pelo método de análise, melhorando assim a qualidade dos resultados.

Após o quarteamento e a secagem em estufa as amostras foram moídas manualmente em Gral com Pistilo por vinte minutos objetivando reduzir ao máximo a granulometria da amostra de forma a diminuir os desvios do feixe de raios-x, emitidos pelo aparelho (Shimadzu Energy Dispersion Fluorescence X-ray Spectrometer Rany, Série EDX-720) e influenciando assim positivamente na melhora das determinações.

As amostras foram comprimidas em uma prensa manual em matriz apropriada formando uma pastilha sólida que foi encaminhada para a análise. Este procedimento aglomera ainda mais as partículas tornando-as um aglomerado cerâmico cujo resultado analítico reflete-se num padrão ideal para análise por Espectrometria por Emissão de Raios X.

A magnitude da contaminação das amostras de solo por metais pesados foi avaliada por meio da comparação com os valores orientadores de referência estipulados pela Resolução CONAMA n. 420 (2009) (Tabela 5).

Tabela 5 - Valores orientadores de metais pesados para qualidade de solos (CONAMA, 2009).

Valores orientadores de metais pesados (mg/kg de peso seco)					
Poluentes	Referência de qualidade	Prevenção	Intervenção		
			Agrícola AP máx	Residencial	Industrial
Alumínio	-	-	-	-	-
Antimônio	<0,5	2,0	5,0	10,0	25,0
Arsênio	3,5	15,0	35,0	55,0	150,0
Bário	75,0	150,0	300,0	500,0	750,0
Cádmio	<0,5	1,3	3,0	8,0	20,0
Chumbo	17,0	72,0	180,0	300,0	900,0
Cobalto	13,0	25,0	35,0	65,0	90,0
Cobre	35,0	60,0	200,0	400,0	600,0
Cromo	40,0	75,0	150,0	300,0	400,0
Ferro	-	-	-	-	-
Manganês	-	-	-	-	-
Mercúrio	0,05	0,5	12,0	36	70,0
Molibdênio	<4,0	30,0	50,0	100	120,0
Níquel	13,0	30,0	70,0	100	130,0
Nitrato	-	-	-	-	-
Prata	0,25	2,0	25,0	50	100,0
Selênio	0,25	5,0	-	-	-
Vanádio	275,0	-	-	-	-
Zinco	60,0	300,0	450,0	1.000,0	2.000,0

3.8.2. Análise de metais pesados em *Typha domingensis*

Foram encaminhadas ao Laboratório de Pesquisa e Análise Química do CESNORS, em Frederico Westphalen-RS, dez indivíduos de *Typha domingensis* para análise de metais pesados, cinco da parcela PC-01 e cinco de PC-02. A metodologia para determinação da concentração dos elementos químicos foi a mesma utilizada para as análises de amostras de solo.

Adotado como critério que cada planta coletada de *Typha domingensis* corresponde a um indivíduo, conforme proposto por Ferreira (2005), embora cada planta seja composta por diversos clones vegetativos, ou seja, propagações geneticamente idênticas unidas pelos seus rizomas.

3.9 Diversidade e densidade de isópodes do solo

A diversidade de isópodes na área estudo foi determinada por meio de coleta de blocos de serapilheira e solo em dois pontos distintos, denominados I-01 e I-02 (Figura 23). A coleta para o primeiro ponto foi realizada em 18/06/2013 no ponto I-01 e no segundo ponto I-02 em 20/06/2013.

O ponto I-01 está localizado próximo ao poço intermediário PM-01, nas coordenadas geográficas 29° 43' 0,151" S e 53° 42'44,156" O, sob maior influência do lançamento de efluentes de FP-31A. O ponto I-02 está localizado nas coordenadas geográficas 29° 43' 00,41" S e 53° 42'44,00" O, próximo ao poço PM-02, à direita de onde ocorre o escoamento do efluente de FP-50.

A escolha dos pontos de amostragem de isópodes ocorreu de forma aleatória, em zonas da área de estudo onde não havia acúmulo de efluentes, na transição entre a vegetação de macrófitas aquáticas e a vegetação de mata ciliar. Não se estabeleceu uma relação direta entre as parcelas PC-01 e PC-02 e os pontos I-01 e I-02, pois os objetivos estão atrelados às características de cada zona e ao bioindicador investigado.

A coleta da macrofauna do solo foi realizada adaptando-se o método do TSBF (*Tropical Soil Biology and Fertility*) descrito por Anderson e Ingram (1993) e também levando em consideração o que sugerem Paoletti e Hassal (1999). O método é bastante simples e não requer qualquer equipamento para extração dos animais do solo. As seguintes etapas são necessárias: (i) retirada de blocos de solo; (ii) extração manual dos animais; (iii) conservação dos animais; (iv) contagem e identificação dos animais.

Para amostragem da isópodes do solo utilizou-se um quadrante de 40,0 x 40,0 cm. Foi realizada escavação de uma camada de 5,0 cm no quadrante usando-se uma pá de corte. O solo foi transferido para um balde e encaminhado ao LASAM, onde foi realizada a separação manual dos isópodes terrestres em uma bandeja de metal. Os animais encontrados foram

colocados em frascos contendo 25,0 mL de solução álcool 70%. Após a separação e armazenamento dos crustáceos, o solo foi depositado no local de origem.

Utilizando a chave dicotômica elaborada por Pérez-Schultheiss (2010) e descrições de espécies feitas por Quadros (2010), foi realizada a identificação das espécies de isópodes coletados, no Laboratório de Microbiologia do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária do Centro Universitário Franciscano, dos indivíduos coletados.

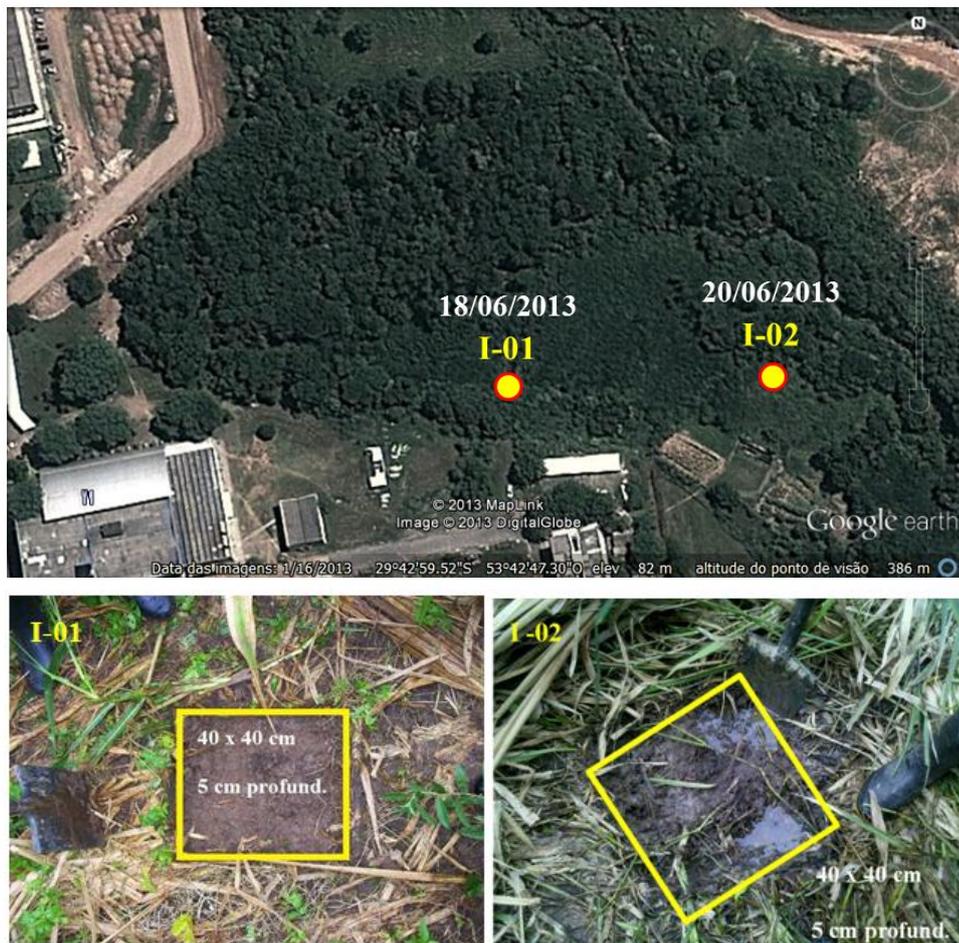


Figura 23 - Pontos de coleta de isópodes do solo (I-01, 18/06/2013; I-02, 20/06/2013) na área de estudo.

A densidade de isópodes foi calculada pela extrapolação da média de indivíduos encontrada em cada parcela pela área (em m^2).

A primeira coleta foi realizada pela tarde, em um dia úmido, mas com insolação. Ocorreu precipitação pluviométrica nos dias anteriores à realização da coleta. A segunda

coleta foi realizada pela manhã, em um dia muito frio (cerca de 8°C), com cerração e sem luz solar. O solo próximo ao poço PM-02 apresentava textura mais argilosa, com menos matéria orgânica. No ponto escolhido havia muitos indivíduos de taboa em estado de decomposição, formando uma serrapilheira de cerca de 50 cm, que foi removida rapidamente para a realização da coleta de isópodes com a mínima evasão possível. Esses pontos foram escolhidos aleatoriamente, mas buscando-se visualmente as condições de habitat de tatuzinhos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados e as discussões das análises realizadas nessa pesquisa, relativo aos efluentes líquidos lançados pelas fontes pontuais, efluentes diluídos no solo, água subterrânea, às plantas da espécie *Typha domingensis*, do solo e dos isópodes na área de lançamento de esgoto no solo na Bacia Escola do Campus da Universidade Federal de Santa Maria.

No item 4.1 apresentam-se os resultados da avaliação de parâmetros físico-químicos e biológicos das amostras das fontes pontuais de lançamento de efluentes líquidos (4.1.1), do efluente diluído no solo e da água subterrânea (4.1.2), das análises de elementos químicos no solo e nas plantas de *Typha domingensis* (4.1.3).

No item 4.2 apresentam-se os resultados das análises de fosfato ($P-PO_4^-$), nitrito ($N-NO_2^-$) e nitrato ($N-NO_3^-$) nas amostras coletadas nas campanhas de amostragem.

No item 4.3 são apresentados os resultados de análises de elementos químicos em amostras de solo coletadas nas parcelas PC-01 e PC-02 (4.3.1) e em indivíduos de *Typha domingensis* (4.3.2).

No item 4.4 são apresentados os resultados da determinação da diversidade e da densidade de isópodes do solo coletados na área de estudo.

4.1 Remoção de matéria orgânica carbonácea, coliformes totais e *Escherichia coli*

Neste item são apresentados e discutidos os resultados das análises físico-químicas e biológicas dos efluentes gerados no Campus da UFSM em FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50, dos efluentes diluídos no solo (PMR-02, PMR-03, PMR-04, PMR-05), da água subterrânea (PM-01 e PM-02) e do efluente que escoar por um canal no solo em direção à Sanga Lagoão do Ouro (CDE). As tabelas contendo os resultados dos parâmetros de análise das fontes pontuais e CDE são apresentadas nos Apêndices A, B, C, D, E e F, respectivamente. As tabelas que contém todos os resultados das análises para os poços rasos e de água subterrânea são apresentadas nos Apêndices G, H, I, J, K e L, respectivamente.

4.1.1 Fontes pontuais de lançamento de efluentes líquidos

Os resultados dos valores médios, mediana e desvio padrão das análises físicas, químicas e biológicas dos efluentes das fontes pontuais FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 são apresentados para as dez campanhas de amostragens realizadas na tabela 6.

Devido a problemas laboratoriais ocorridos na execução das análises de $DBO_{5,20}$, não foram considerados nos resultados dessa pesquisa as campanhas de amostragem realizadas em outubro e novembro de 2012. Especialmente para o efluente das fontes pontuais houve dificuldades na caracterização, devido à grande variabilidade qualitativa dos efluentes gerados no Campus da UFSM. Nessas campanhas desconsideradas houve o consumo de todo o oxigênio dissolvido antes dos cinco dias de incubação dos frascos na determinação da $DBO_{5,20}$.

Tabela 6 - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para FP-31, FP-32, FP-31A, FP-50 e CDE (média, mediana e desvio padrão) nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Fonte pontual		Vazão (L/s)	pH	Condut. (μ S/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO _{5,20} (mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	SD (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
FP-31	Máximos	2,90	8,8	1.035	181	1,2E+08	1,0E+07	4.236	408,0	2.890,0	2.710,5	346,7
	Mínimos	0,43	6,5	544	113	3,5E+06	1,4E+02	37	92,0	142,0	30,5	180,5
	Média	1,37	-	759	149	3,2E+07	4,3E+06	886	175,1	1.034,4	859,3	230,6
	Mediana	1,27	7,0	708	153	2,2E+07	3,4E+06	479	163,4	722,0	574,3	222,0
	Desvio padrão	0,75	-	160	20	3,4E+07	3,6E+06	1.288	95,3	900,3	927,2	52,7
FP-32	Máximos	1,99	9,1	1.735	570	1,2E+08	8,0E+06	3.870	214,7	1.100,0	1.029,2	575,0
	Mínimos	0,14	6,8	790	41	3,9E+06	8,7E+02	283	30,2	294,5	219,5	164,7
	Média	0,49	-	1.083	137	3,2E+07	3,0E+06	1.167	73,6	605,1	531,5	282,0
	Mediana	0,30	8,3	994	70	1,2E+07	1,7E+06	470	65,7	596,5	530,8	257,5
	Desvio padrão	0,59	-	339,8	170	4,3E+07	2,6E+06	1452	59,0	324,9	314,8	129,3
FP-31A	Máximos	1,27	8,5	1.183	150	1,2E+08	3,6E+07	5.807	354,7	3.966,5	3.871,5	605,0
	Mínimos	0,45	7,2	501	79	9,1E+02	<1,0E+05	45	49,3	153,0	45,3	260,1
	Média	0,64	-	597	173	3,5E+06	5,2E+05	432	179,5	723,5	544,0	182,0
	Mediana	0,54	8,0	652	113	1,7E+07	3,2E+06	527	111,5	142,0	30,5	180,5
	Desvio padrão	0,27	-	956	155	7,8E+06	1,8E+06	37	245,9	401,5	155,6	230,9
FP-50	Máximos	0,32	9,0	1.068	316	2,4E+08	1,7E+07	6.426	841,2	2.010,0	1.588,5	535,0
	Mínimos	0,03	6,4	427	41	<1,0E+05	<1,0E+05	43	9,0	124,0	115,0	102,7
	Média	0,12	-	759	149	3,2E+07	4,3E+06	886	175,1	1.034,4	859,3	230,6
	Mediana	0,09	7,0	708	153	2,2E+07	3,4E+06	479	163,4	722,0	574,3	222,0
	Desvio padrão	0,10	-	160	20	3,4E+07	3,6E+06	1.288	95,3	900,3	927,2	52,7
CDE	Máximos	0,79	7,1	613	122	1,2E+05	6,2E+03	655	29,0	850,0	840,7	236,6
	Mínimos	0,11	5,6	414	10	3,7E+03	<1,0E+02	37	1,3	49,0	17,6	21,9
	Média	0,36	-	494	50	5,5E+04	2,1E+03	215	13,8	332,9	319,1	135,8
	Mediana	0,33	6,9	489	29	4,0E+04	1,3E+03	95	11,3	217,2	214,5	136,1
	Desvio padrão	0,23	-	69	47	5,1E+04	1,8E+03	207	11,1	270,8	270,8	72,9

De acordo com as vazões apresentadas na figura 24, percebe-se que ocorre grande variação no volume de lançamento para todas as fontes pontuais. Essa variação está associada ao consumo de água nos prédios do Campus.

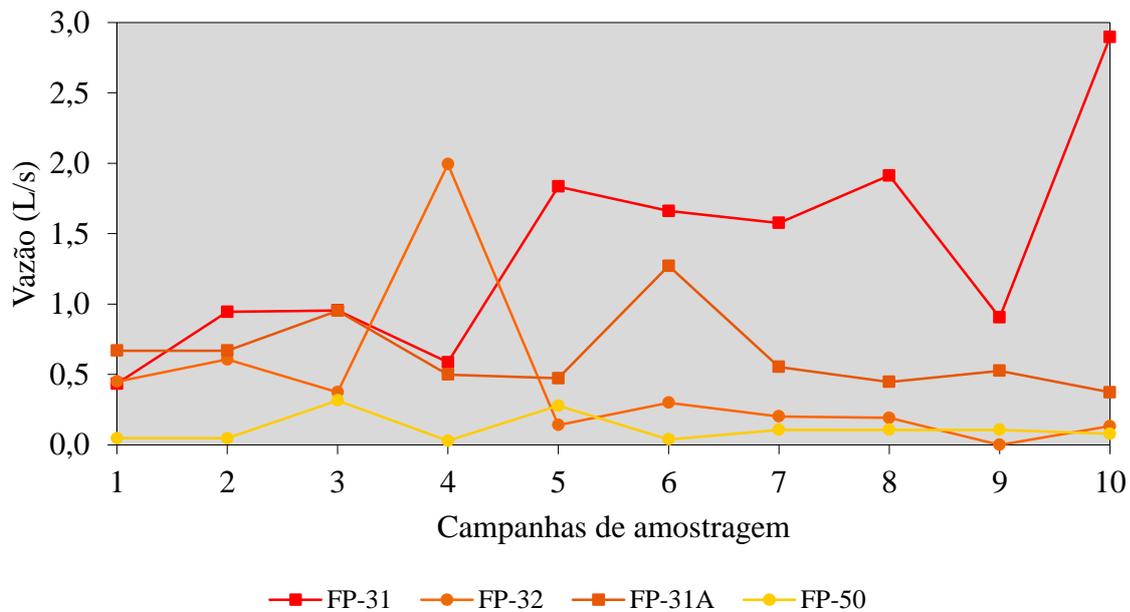


Figura 24 - Vazão das fontes pontuais de lançamento de efluentes líquidos FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 nas campanhas de amostragem.

Observa-se, de acordo com a tabela 6 e a figura 24, uma vazão de 1,37 L/s (FP-31), 0,49 L/s (FP-32), 0,64 L/s (FP-31A) e 0,12 L/s (FP-50). Na campanha 9, realizada em 18 de fevereiro de 2013, constatou-se a interrupção parcial de emissão de efluente na fonte FP-32. Dessa forma, não houve registro de vazão nessa fonte para essa campanha de coleta e consequente redução dos demais parâmetros analisados. Esse fato pode ter ocorrido devido ao início do período de recesso na universidade após o término do semestre.

Reckziegel (2012) verificou vazões menores nas duas primeiras campanhas realizadas para as três fontes (FP-31, FP-32 e FP-31A), possivelmente devido ao período de férias dos alunos (fevereiro de 2012) na UFSM. Durante a campanha VI, realizada por Reckziegel (2012) no mês de abril de 2012, a autora constatou ainda a interrupção parcial de emissão de efluente na fonte FP-31, a qual teve registro de vazão quase nula no horário da coleta (0,008 L/s) e consequente redução dos demais parâmetros de qualidade analisados. Esse fato isolado

ocorreu possivelmente pela execução de manutenção no sistema de tratamento, segundo relato da autora.

As maiores vazões de lançamento de efluentes nessa pesquisa foram observadas na fonte pontual FP-31, o que já era esperado, devido à utilização de expressivo volume de água nas atividades diárias do Restaurante Universitário da UFSM. Nesse prédio funciona a cozinha em que são preparadas as refeições servidas nos dois refeitórios do Campus da UFSM na Cidade Universitária e no refeitório localizado em uma unidade no centro da cidade de Santa Maria.

No período de monitoramento dessa pesquisa houve uma ocorrência de vazão nula para FP-32 no dia 18/02/2013 (Campanha 9).

Com base nas concentrações de $DBO_{5,20}$ (Figura 25), pode-se supor que os efluentes gerados pela população do Campus da UFSM apresentam características de esgoto sanitário. Porém, em algumas campanhas de amostragem as concentrações de $DBO_{5,20}$ encontradas foram muito superiores ao descrito na literatura para esse tipo de efluente.

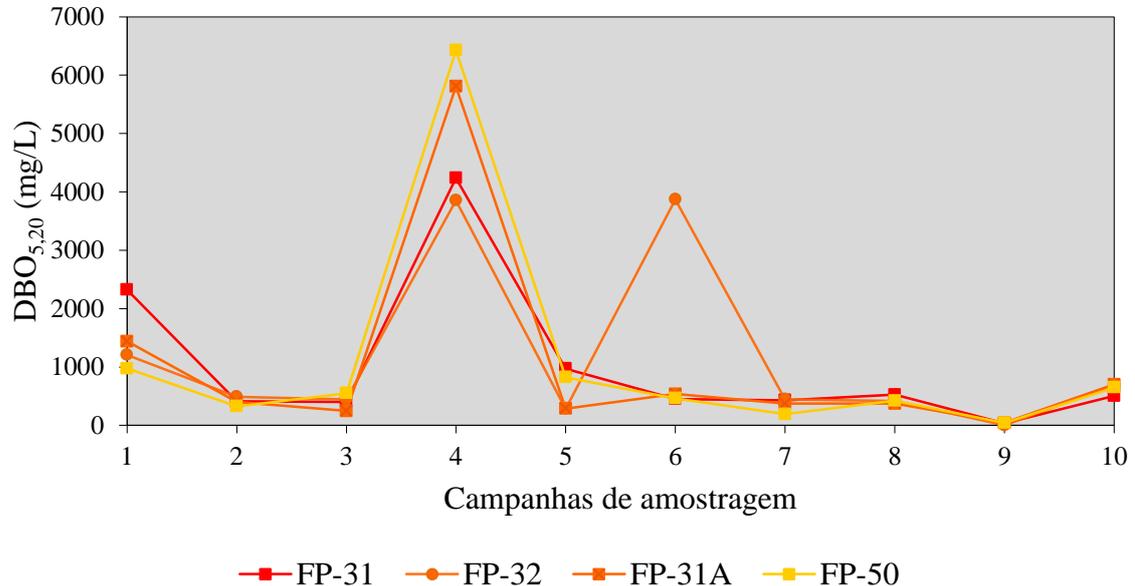


Figura 25 - Concentração de $DBO_{5,20}$ das fontes pontuais de lançamento de efluentes ao longo das campanhas de amostragem.

Foram observadas concentrações de $DBO_{5,20}$ muito acima do esperado, considerando os efluentes como domésticos ou sanitários, para as quatro fontes pontuais, em algumas ocasiões.

Para FP-31, em sete das dez campanhas realizadas encontrou-se concentrações de $DBO_{5,20}$ abaixo de 600 mg/L, que é a concentração máxima indicada na literatura para efluentes sanitários, de acordo com von Sperling (2005). Em quatro campanhas essas concentrações foram muito superiores a 600 mg/L, com concentração máxima encontrada de $DBO_{5,20}$ de 4.236 mg/L.

Para FP-32 ocorreu situação semelhante em relação às concentrações esperadas. Em seis das dez campanhas realizadas foram encontradas concentrações de $DBO_{5,20}$ típicos de efluentes domésticos, de acordo com a literatura. Em quatro campanhas de amostragem os valores foram muito elevados, com máximo de 3.870 mg/L de $DBO_{5,20}$.

Para a fonte FP-31A foram encontrados valores de $DBO_{5,20}$ característicos de esgotos domésticos em sete das dez campanhas. Nessa fonte pontual foi encontrada a segunda maior concentração de $DBO_{5,20}$, considerando todas as fontes monitoradas, de 5.807 mg/L, na campanha do dia 26/09/2012.

Para FP-50, em seis datas de coleta a $DBO_{5,20}$ determinada apresentou valores dentro da faixa citada na literatura para despejos domésticos. O maior valor encontrado de $DBO_{5,20}$ para esta fonte e também considerando as outras três tubulações, foi de 6.426 mg/L.

Na campanha 4 foram encontradas as maiores concentrações de $DBO_{5,20}$ para as quatro fontes pontuais.

Na campanha 6, realizada no dia 19/12/2012, foi verificado um valor extremo de $DBO_{5,20}$ para FP-32 (*outlier*).

Durante os meses de outubro e novembro de 2012 ocorreram dificuldades na determinação da $DBO_{5,20}$ das quatro fontes pontuais de lançamento de efluentes. Em quatro campanhas, que foram desconsideradas na apresentação dos resultados das análises nessa pesquisa, após a incubação dos frascos por cinco dias, à temperatura de 20 °C, ocorreu o consumo de todo o oxigênio de saturação. As diluições utilizadas eram de 100 e 500 vezes para as amostras do efluente bruto.

Passou-se, dessa forma, a utilizar nas análises laboratoriais posteriores uma diluição maior das amostras de efluentes, de 1.000 vezes, para tentar corrigir esse problema. Entretanto, as concentrações de $DBO_{5,20}$ encontradas foram extremamente altas, proporcionalmente à diluição adotada.

Esses resultados encontrados nas dez campanhas de amostragem realizadas indicam que os efluentes lançados na área de estudo não são exclusivamente sanitários.

Reckziegel (2012), definiu em seu estudo que o efluente da FP-31A apresenta características típicas de efluentes domésticos ($DBO_{5,20}$ média de 227 mg/L) e da FP-31 com características não apenas domésticas ($DBO_{5,20}$ média de 869 mg/L) e FP-32 ($DBO_{5,20}$ média 1.035 mg/L). Em determinadas campanhas, a autora encontrou concentrações máximas de $DBO_{5,20}$ de 2.314 mg/L e 2.844 mg/L para FP-31 e FP-32, respectivamente. A autora relata os mesmos problemas laboratoriais em relação à determinação de $DBO_{5,20}$ na sua pesquisa. Em algumas campanhas os valores mais altos de $DBO_{5,20}$ foram aqueles em que se utilizaram maiores diluições de efluente, pois nas diluições mais baixas ocorreu todo o consumo do oxigênio no período de incubação.

A situação ideal seria que fosse determinado o fator de diluição de amostras de esgotos utilizando-se como base os resultados encontrados previamente pela determinação da DQO. Entretanto, com as limitações de tempo para a realização de todas as análises e de equipe para coleta e análises, a pesquisa seria inviável, bem como as variações que se sabe que ocorrem nas características dos esgotos lançados.

A alcalinidade média da fonte FP-31 foi de 230,6, da FP-32 foi de 282,0, da FP-31A foi de 360,5 mg/L. A alcalinidade média para FP-50 foi de 243,9 mg/L. Os altos valores de alcalinidade para os efluentes das fontes pontuais de lançamento de efluentes podem ser resultantes de elevadas concentrações de bicarbonatos. Esses valores se encontram acima do valor típico de alcalinidade para esgoto doméstico no Brasil, que corresponde a 200,0 mg/L, de acordo com von Sperling (2005). A alcalinidade é um parâmetro muito importante no acompanhamento de sistemas de tratamento de esgoto, uma vez que este parâmetro corresponde à capacidade de tamponamento, ou seja, tem a função de resistir à diminuição brusca de pH.

O pH médio dos efluentes das fontes pontuais FP-31 e FP-50 está de acordo a faixa típica indicada por von Sperling (2005) para esgotos predominantemente domésticos, entre 6,7 a 8,0. Em algumas campanhas os valores de pH foram superiores a 8,0 para essas fontes. Para FP-32 e FP-50 foram observados pH médios de 8,1 e 8,0, respectivamente, o que demonstra que efluentes com características não domésticas são lançados por essas tubulações.

Na tabela 7 apresentam-se as cargas orgânicas calculadas para cada uma das fontes pontuais de lançamento de efluentes a partir da vazão e da concentração de $DBO_{5,20}$.

Tabela 7 - Vazão e carga orgânica para as fontes pontuais de efluente líquido nas campanhas de amostragem, realizadas no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Fontes pontuais		Vazão (L/s)				Carga orgânica DBO (kg/dia)			
Data	Campanha	FP-31	FP-32	FP-31A	FP-50	FP-31	FP-32	FP-31A	FP-50
15/08/2012	1	0,43	0,45	0,67	0,05	106,8	46,8	83,2	3,9
05/09/2012	2	0,94	0,61	0,67	0,05	33,9	25,7	23,2	1,3
12/09/2012	3	0,95	0,37	0,95	0,32	33,0	14,4	20,4	15,0
26/09/2012	4	0,59	1,99	0,50	0,03	21,4	664,1	250,6	15,6
05/12/2012	5	1,83	0,14	0,47	0,28	15,0	3,5	11,8	19,8
19/12/2012	6	1,66	0,30	1,27	0,04	651	10,9	59,1	1,5
16/01/2013	7	1,58	0,20	0,55	0,11	253,9	26,0	46,3	1,8
06/02/2013	8	1,91	0,19	0,45	0,11	82,8	6,0	14,5	3,9
18/02/2013	9	0,90	0,0	0,53	0,11	2,9	0,0	2,0	0,4
27/02/2013	10	2,90	0,13	0,37	0,08	121,7	7,4	19,6	4,3
Média		1,37	0,44	0,64	0,12	106,8	80,5	53,1	6,8
Mediana		1,27	0,25	0,54	0,09	94,8	12,7	21,8	3,9
Desvio padrão		0,75	0,57	0,27	0,10	81,3	205,5	73,7	7,2

Para FP-31 a maior carga orgânica de DBO foi verificada na campanha 7 (253,9 kg/dia). A maior carga orgânica para FP-32 ocorreu na campanha 4: 664,1 kg/dia. Na mesma data foi verificada a maior carga orgânica também para FP-31A (250,6 kg/dia). Estas três fontes pontuais de lançamento apresentaram grande variação da carga orgânica de DBO lançada no solo, devido às variações de vazão de lançamento e concentrações de DBO determinadas durante o período de estudo. Entretanto a fonte FP-50 apresentou as menores cargas orgânicas de DBO e a menor variação, com valor máximo verificado de 19,8 kg/dia. Isso se deve ao fato dos volumes de efluentes lançados estarem diretamente associados ao consumo de água nas edificações. Pela sua localização, acredita-se que na fonte pontual FP-50 ocorra o lançamento de efluentes de apenas um bloco de apartamentos da Casa do Estudante da UFSM, enquanto as outras três fontes monitoradas lançam esgotos de prédios com salas de aulas, banheiros, laboratórios e departamentos, com consumo maior de água e, conseqüentemente maior volume de efluentes líquidos.

Comparando-se os valores obtidos no período de agosto de 2012 a fevereiro de 2013 com os resultados da pesquisa de Reckziegel (2012), em que foi realizado o monitoramento entre os meses de fevereiro e maio de 2012, houve um grande aumento no lançamento de carga orgânica máxima de DBO em três fontes pontuais (FP-31: 39,6%, FP-32: 418,4% e FP-31A: 1100,6% de aumento). Para FP-31, FP-32 e FP-31A a autora obteve, respectivamente, 181,9 kg/dia (16/05/2012), 128,1 kg/dia (26/03/2012) e 20,7 kg/dia (16/05/2012) de carga orgânica máxima de DBO. As unidades de carga orgânica foram transformadas de mg/s para Kg/dia para a realização dessa comparação entre os dois períodos de monitoramento.

D'Ávila (2009) em sua pesquisa encontrou para a fonte FP-31 o valor de carga orgânica média de 505,7 mg/s (43,7 kg/dia). Em comparação com o resultado obtido por Reckziegel (2012) foi constatado um aumento de 60% na carga orgânica, que passou para 813,2 mg/s (70,3 kg/dia). Segundo Reckziegel (2012) esse aumento verificado em três anos pode estar vinculado à implantação de novos cursos e à ampliação de prédios e outras edificações, em que novas tubulações de esgoto foram conectadas aos sistemas de tratamentos já existentes.

Comparando a carga orgânica média verificada por D'Ávila (2009), de 43,7 kg/dia para FP-31, se observa um aumento de 144%, considerando a média das campanhas realizadas entre agosto de 2012 e fevereiro de 2013.

Além disso, com o aumento da demanda hídrica e conseqüente produção de esgotos, provavelmente ocorreu uma sobrecarga no sistema de tratamento e a queda da eficiência de remoção de sólidos e da depuração da matéria orgânica presente no esgoto. O aumento das

carga orgânica em FP-31 pode também estar relacionado ao mau desempenho dos sistemas de tratamento, devido a uma frequência não adequada de limpeza e manutenção dos tanques, que com o passar dos anos foram absorvendo uma grande quantidade de sólidos. Com o crescimento da biomassa e o desprendimento do biofilme anaeróbio, pode ter ocorrido o processo de colmatção e a formação de caminhos preferenciais de escoamento dos efluentes, que causaram a redução de sua eficiência.

Comparando-se os valores de carga orgânica média de DBO encontrados nessa pesquisa com aqueles obtidos por D'Ávila (2009) constatou-se um aumento de 144,4%.

A redução média da concentração de sólidos totais foi de 76,97% a entre a entrada e a saída do sistema (Fontes pontuais e CDE), considerando as dez campanhas de amostragem, como mostrado na figura 27. A redução máxima observada foi de 97,88% (campanha 3) e a mínima foi de 35,61% (campanha 2).

Na campanha 7, realizada no dia 16/01/2013, a concentração de sólidos totais da amostra coletada no ponto CDE foi maior do que a concentração de SS da média ponderada das fontes pontuais (FP-31: 1034,4; FP-32: 605,1; FP-31A: 982,1; FP-50: 888,6 mg/L).

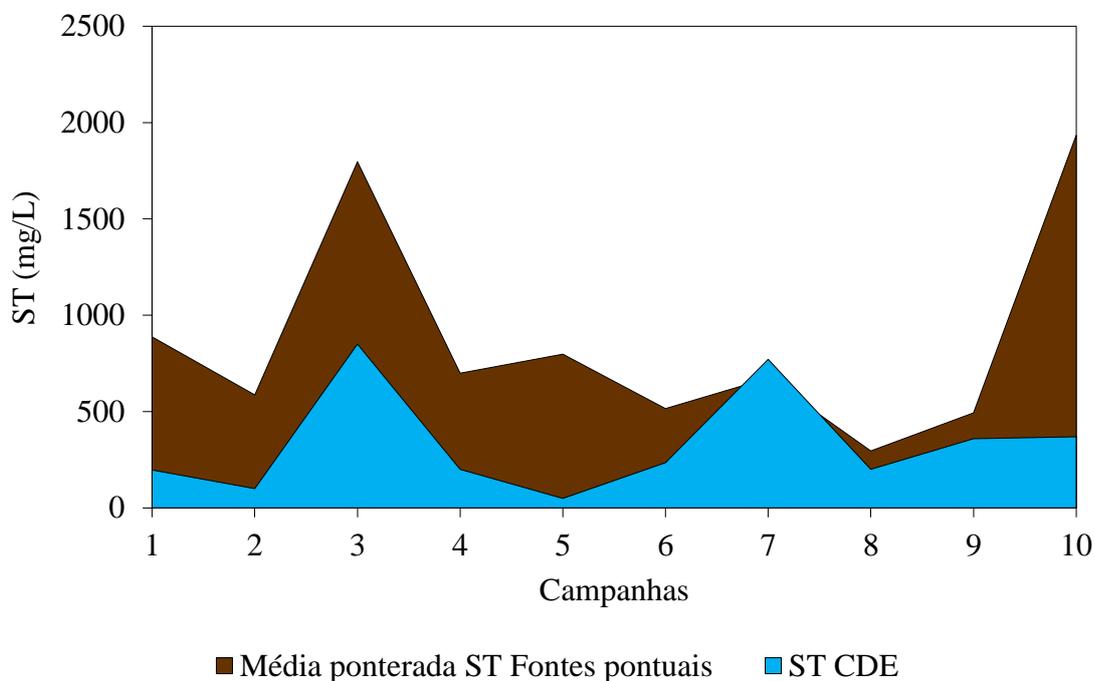


Figura 26 - Média ponderada ST para as fontes pontuais e ST para CDE.

A redução média da concentração de sólidos em suspensão foi de 91,22% a entre a entrada e a saída do sistema (Fontes pontuais e CDE), considerando as dez campanhas de amostragem, como mostrado na figura 28. A redução máxima observada foi de 98,41% (campanha 6) e a mínima foi de 73,90% (campanha 5).

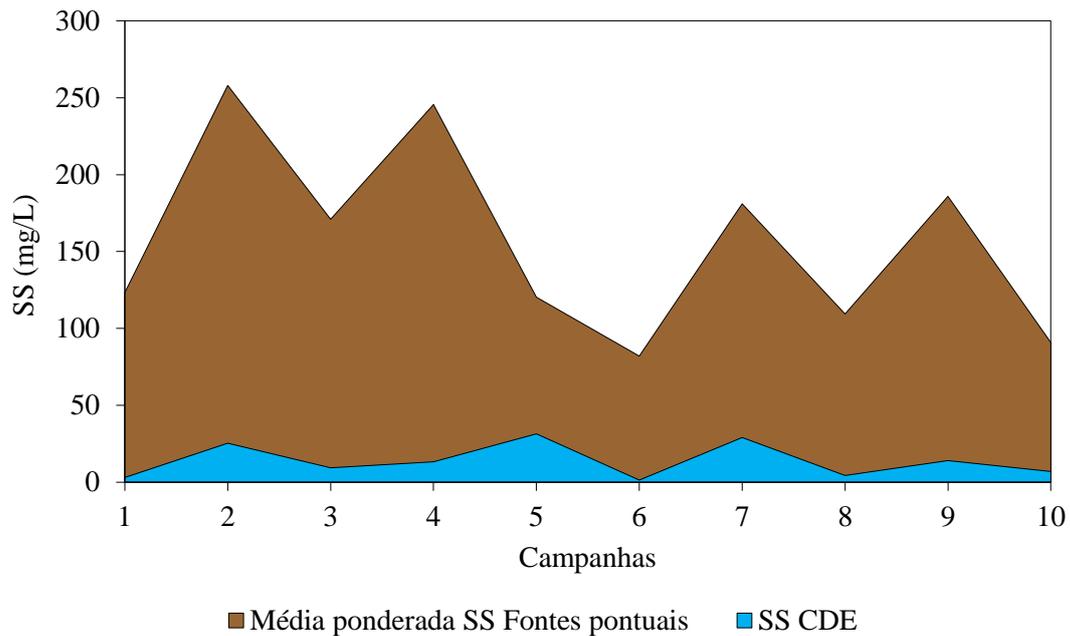


Figura 27 - Média ponderada SS para as fontes pontuais e SS para CDE.

Na tabela 8 são apresentados os valores médios de vazão, concentração de $DBO_{5,20}$, sólidos em suspensão e *E. coli* das fontes pontuais FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 e os padrões estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 128/2006 para efluentes lançados em águas superficiais. Considerou-se neste caso, devido às características dos efluentes, FP-31 e FP-31A, como fontes poluidoras de origem não doméstica, para a verificação do atendimento dos padrões de emissão da legislação do Estado do Rio Grande do Sul.

Tabela 8 - Resultados médios de vazão, DBO_{5,20}, sólidos em suspensão e *E. coli* das fontes pontuais FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 em comparação aos padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONSEMA n. 128/2006.

Fonte pontual	Vazão (m ³ /dia)	Padrões CONSEMA n. 128/2006			Amostras		
		DBO _{5,20} (mg/L)	SS (mg/L)	<i>E. Coli</i> (NMP/100 mL)	DBO _{5,20} (mg/L)	SS (mg/L)	<i>E. Coli</i> (NMP/100 mL)
FP-31*	118,42	110	125	1,0E+05	886	187,0	4,3E+06
FP-32*	42,14	150	155	1,0E+05	1.167	73,6	3,0E+06
FP-31A**	55,59	150	155	-	975	145,6	8,8E+06
FP-50**	9,94	180	180	-	1.100	274,6	5,6E+06

* Padrões de emissão para fontes poluidoras exceto efluentes líquidos domésticos.

** Padrões de emissão para efluentes líquidos domésticos.

Em relação aos limites de lançamento de efluentes estabelecidos pela Resolução CONSEMA n. 128/06 para DBO e *E. coli*, as fontes pontuais FP-31 e FP-32 apresentaram concentrações acima dos padrões, considerando a hipótese de que o lançamento ocorra em um corpo receptor. Não ocorre atendimento aos padrões da legislação do parâmetro sólidos em suspensão para as fontes FP-31 e FP-50. Essa comparação foi realizada considerando os resultados médios entre todas as campanhas deste estudo.

Em seis campanhas para FP-31 e sete campanhas para FP-50 os valores de SS foram superiores aos padrões normativos definidos pela Resolução CONSEMA n. 128/2006. Para FP-32, em apenas uma campanha o valor de SS foi superior ao estabelecido pela legislação.

Segundo Reckziegel, no período de fevereiro a maio de 2012 os parâmetros DBO_{5,20}, sólidos em suspensão e *Escherichia coli* das fontes pontuais FP-31, FP-32 e FP-31A estavam acima dos valores estabelecidos pela Resolução CONSEMA n. 128/2006, com exceção da FP-31A para *Escherichia coli*, em que não há um valor máximo estabelecido para vazões inferiores a 200 m³/dia.

Considerando a classificação de Metcalf & Eddy (2003) para esgotos conforme as características físico-químicas, os efluentes líquidos lançados pelas fontes FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 podem ser classificados como fortes, apresentando na maior parte das amostragens, concentrações de DBO_{5,20} acima de 400,0 mg/L. Assim como ocorreu nessa pesquisa, Castro et al. (2012) também encontraram concentrações de DBO muito acima daquelas esperados para efluentes domésticos provenientes de sistemas individuais de tratamento, como tanques sépticos e sumidouros. Foram analisadas nove amostras que apresentaram DBO_{5,20} média de 1.253 mg/L.

Como os efluentes das fontes pontuais dessa pesquisa apresentam grande variabilidade nas concentrações das frações de sólidos totais, sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos, torn-se imprecisa a classificação criada por Metcalf & Eddy (2003), em forte, médio ou fraco.

Na figura 28 são mostradas as vazões (em L/s) para as fontes pontuais FP-31, FP-32, FP31A e FP-50 e o CDE para as campanhas de amostragem e as vazões observadas na pesquisa de Reckziegel (2012), para efeito de comparação entre os distintos períodos de amostragem na área de estudo. Em cinco campanhas nesta pesquisa podem ser observadas vazões maiores para o lançamento das fontes pontuais do que aquelas determinadas por Reckziegel (2012). Da mesma forma, para o CDE são verificadas vazões maiores comparando os dois períodos em quatro campanhas de amostragem.

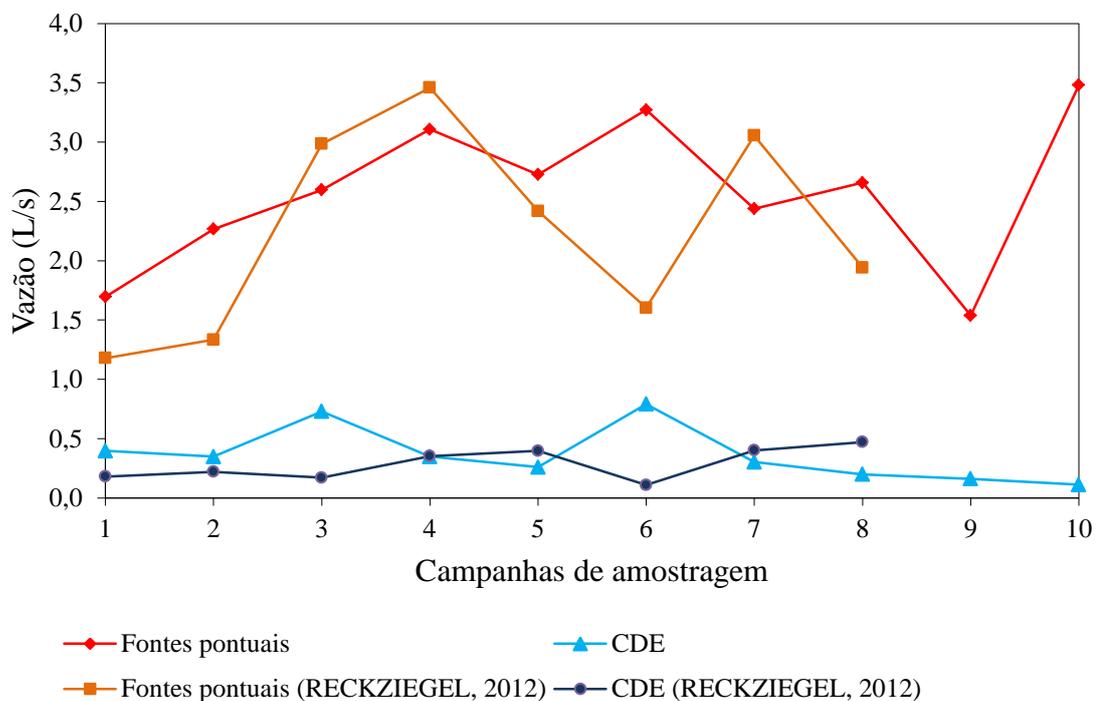


Figura 28 - Valores de vazão para as fontes pontuais e o CDE para as campanhas de amostragem no período dessa pesquisa em comparação com o período de Reckziegel (2012).

Na figura 29 mostram-se as concentrações de $DBO_{5,20}$ no período de monitoramento de Reckziegel (2012), entre fevereiro e junho de 2012 e o período de investigação dessa pesquisa, de agosto de 2012 a fevereiro de 2013.

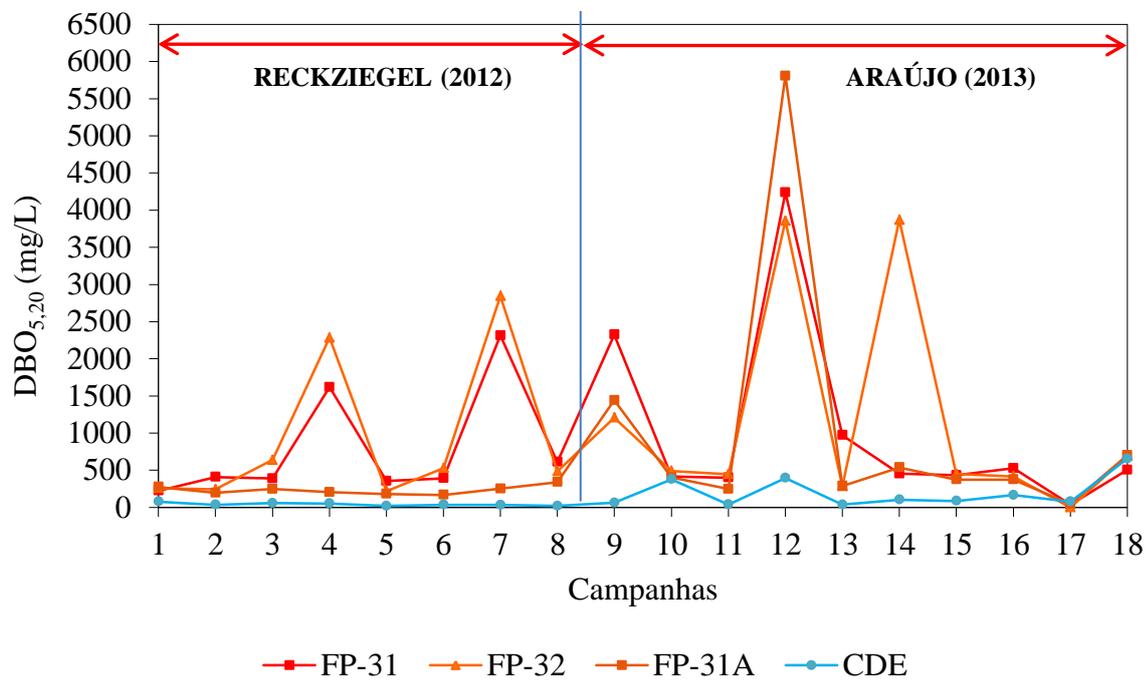


Figura 29 - Concentrações de $DBO_{5,20}$ nas campanhas de Reckziegel (2012) e nas campanhas dessa pesquisa.

Na figura 30 são apresentados os valores da carga orgânica média de DBO para as fontes pontuais FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 e para o ponto de saída CDE.

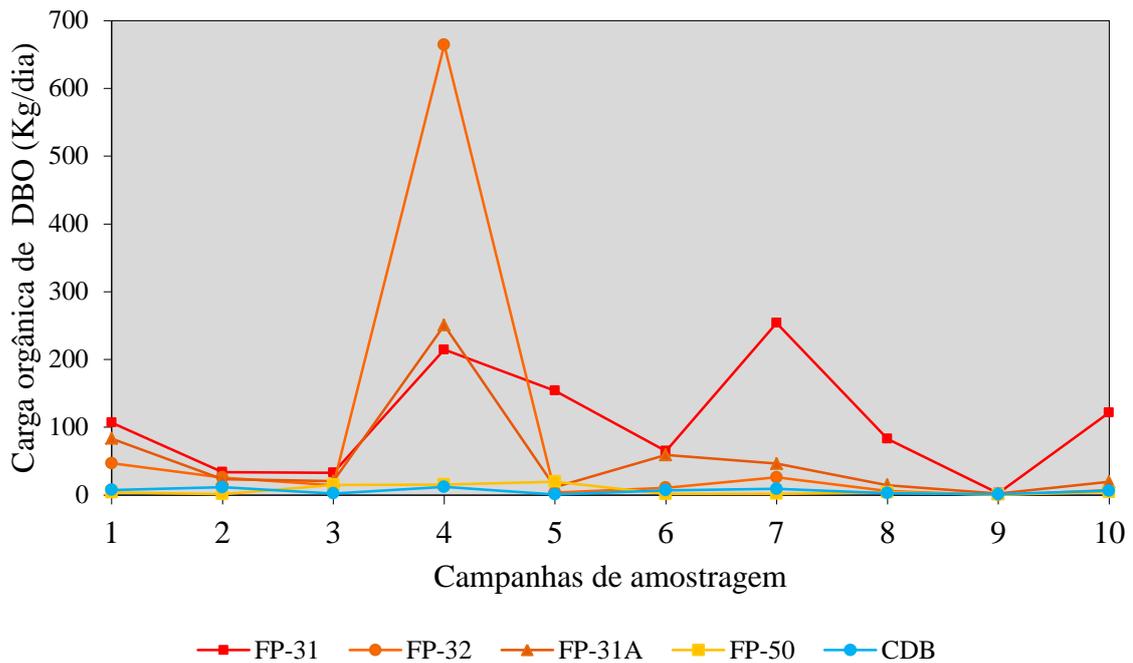


Figura 30 - Carga orgânica de DBO para FP-31, FP-32, FP-31A, FP-50 e CDE.

A média de contagem de coliformes totais para as quatro fontes pontuais de lançamento de efluentes foi de $3,9E+07$ NMP/100mL. A média de contagem de coliformes totais para o CDE foi de $5,5E+04$ NMP/100mL. Dessa forma, a redução média de coliformes totais, entre a entrada e a saída, foi de 99,8588%.

A média de contagem de *Escherichia coli* para as quatro fontes pontuais de lançamento de efluentes foi de $5,5E+06$ NMP/100mL. A média de contagem de *E. coli* para o CDE foi de $2,1E+03$ NMP/100mL. Assim, a redução média de *Escherichia coli*, entre a entrada e a saída do sistema, foi de 99,9623%.

Considerando a entrada de efluentes pelo lançamento das fontes pontuais e a saída do sistema solo-planta no canal de drenagem (CDE) verificou-se uma boa redução de coliformes totais e *E. coli*.

Na tabela 9 apresenta-se um resumo da atenuação para cada campanha de amostragem entre a entrada (média das fontes pontuais) e a saída (CDE) para coliformes totais e *E. coli*, bem como a redução média geral de contagem considerando todas as campanhas

Tabela 9 - Atenuação de coliformes totais e *E. coli* entre as fontes pontuais e o CDE.

Coliformes totais				
Data	Campanha	Fontes pontuais (NMP/mL)	CDE (NMP/mL)	Redução (%)
15/08/2012	1	4,7E+07	4,2E+04	99,9108
05/09/2012	2	4,6E+07	2,6E+04	99,9432
12/09/2012	3	2,0E+07	1,5E+04	99,9265
26/09/2012	4	1,2E+08	5,6E+04	99,9544
05/12/2012	5	1,4E+07	1,2E+05	99,1110
19/12/2012	6	1,5E+07	3,7E+03	99,9757
16/01/2013	7	1,4E+07	1,6E+05	98,8707
06/02/2013	8	6,7E+07	3,9E+04	99,9420
18/02/2013	9	1,3E+07	3,7E+03	99,9708
27/02/2013	10	2,9E+07	8,7E+04	99,7058
Média		3,9E+07	5,5E+04	99,8588
<i>Escherichia coli</i>				
Data	Campanha	Fontes pontuais (NMP/mL)	CDE (NMP/mL)	Redução (%)
15/08/2012	1	1,4E+07	3,6E+03	99,9750
05/09/2012	2	8,4E+06	1,3E+03	99,9841
12/09/2012	3	1,3E+06	1,5E+03	99,8854
26/09/2012	4	3,7E+06	2,4E+03	99,9358
05/12/2012	5	1,4E+07	6,2E+03	99,9547
19/12/2012	6	5,9E+06	1,2E+03	99,9793
16/01/2013	7	4,4E+05	1,0E+02	99,9356
06/02/2013	8	3,7E+06	1,2E+03	99,9664
18/02/2013	9	2,8E+06	6,0E+02	99,9784
27/02/2013	10	8,3E+05	6,3E+02	99,9244
Média		5,5E+06	2,1E+03	99,9623

Com os resultados das análises físico-químicas e microbiológicas das fontes pontuais FP-31, FP-32 e FP-50, obtidos nessa pesquisa, se conclui que o sistema de tratamento de efluentes utilizado, constituído por tanque séptico e filtro anaeróbico, não se apresenta mais adequado para a realidade do volume de efluentes lançados nos corpos hídricos no Campus da Universidade Federal de Santa Maria. Verificou-se que o sistema de tratamento está subdimensionado devido às características apresentadas pelos efluentes dispostos na área (fontes pontuais FP-31, FP-32 e FP-50) que não atendem aos limites preconizados na Resolução CONAMA n. 430/2011, além do aumento do volume de efluentes lançados, o

sistema não recebe a manutenção necessária para que ocorra um tratamento eficiente na remoção de matéria orgânica carbonácea.

Salienta-se que o efluente lançado pela tubulação da FP-31A não apresenta origem confirmada.

Considerando a entrada de efluente no sistema (fontes pontuais) e a saída (CDE) foi observada redução do pH, de 7,2 (média das fontes) para 6,8. Segundo Zaparoli (2011), um dos fatores que a presença de substâncias orgânicas geradas por ciclos de crescimento, morte e decomposição das macrófitas pode colaborar para a diminuição do pH.

4.1.2 Efluentes líquidos diluídos no solo e água subterrânea

Não foram determinados para essas amostras os parâmetros sólidos totais, em suspensão e dissolvidos. Na pesquisa de Reckziegel (2012) foram observadas grandes quantidades de sólidos nas amostras dos poços rasos PMR-01, PMR-02, PMR-03 e PMR-04, apesar das condições construtivas terem seguido as recomendações normativas. A autora associou essa situação à classificação do solo, pois o mesmo apresenta-se como silte arenoso, com grande quantidade de finos e a grande concentração de matéria orgânica no meio.

Na tabela 10 são apresentados os resultados das análises físico-químicas e biológicas para as amostras de solução do solo coletadas, respectivamente, nos poços rasos PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05, respectivamente.

Tabela 10 - Resultados médios, mediana e desvio padrão das análises físico-químicas e biológicas para PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Poços rasos		pH	Condut. ($\mu\text{S/cm}$)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO _{5,20} (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
PMR-02	Máximo	7,4	830	155	>2,4E+08	1,7E+05	480	560,0
	Mínimo	6,8	684	48	<1,0	<1,0	10	221,5
	Média	-	814	79	5,5E+04	4,7E+04	266	318,3
	Mediana	7,3	832	72	1,2E+04	4,6E+03	254	315,6
	Desvio padrão	-	62	29	9,4E+04	6,1E+04	194	100,0
PMR-03	Máximo	6,9	599	490	2,4E+05	1,7E+05	559	365,0
	Mínimo	6,3	413	46	7,5E+02	>1,0E+02	6	135,0
	Média	-	482	171	6,0E+04	2,6E+04	269	205,8
	Mediana	6,6	485	130	2,0E+04	4,4E+03	206	200,0
	Desvio padrão	-	60	143	7,9E+04	5,6E+04	219	63,4
PMR-04	Máximo	6,9	1.222	93	2,4E+05	1,0E+04	445	218,5
	Mínimo	6,1	273	22	<2,0E+02	<1,0	2	0,0
	Média	-	537	36	4,8E+04	4,1E+03	241	148,2
	Mediana	6,6	459	29	2,2E+04	1,9E+03	238	187,6
	Desvio padrão	-	269	22	7,6E+04	4,1E+03	171	86,5
PMR-05	Máximo	6,9	871	267	4,8E+05	4,8E+05	510	410,0
	Mínimo	3,1	597	4	9,8E+02	9,8E+02	5	0,0
	Média	-	662	69	7,3E+04	1,0E+04	246	240,1
	Mediana	6,7	642	35	2,2E+04	3,1E+02	187	257,5
	Desvio padrão	-	79	106	1,5E+05	2,4E+04	206	101,0

Na figura 31 apresentam-se os resultados das concentrações de $\text{DBO}_{5,20}$ para os poços PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05 para todas as campanhas de amostragem.

Pode-se inferir pela interpretação dos resultados que ocorre uma resposta simultânea, ou seja, para cada carga orgânica de entrada no solo, a resposta é semelhante aos quatro poços monitorados, pois o escoamento do efluente ocorre de forma rápida.

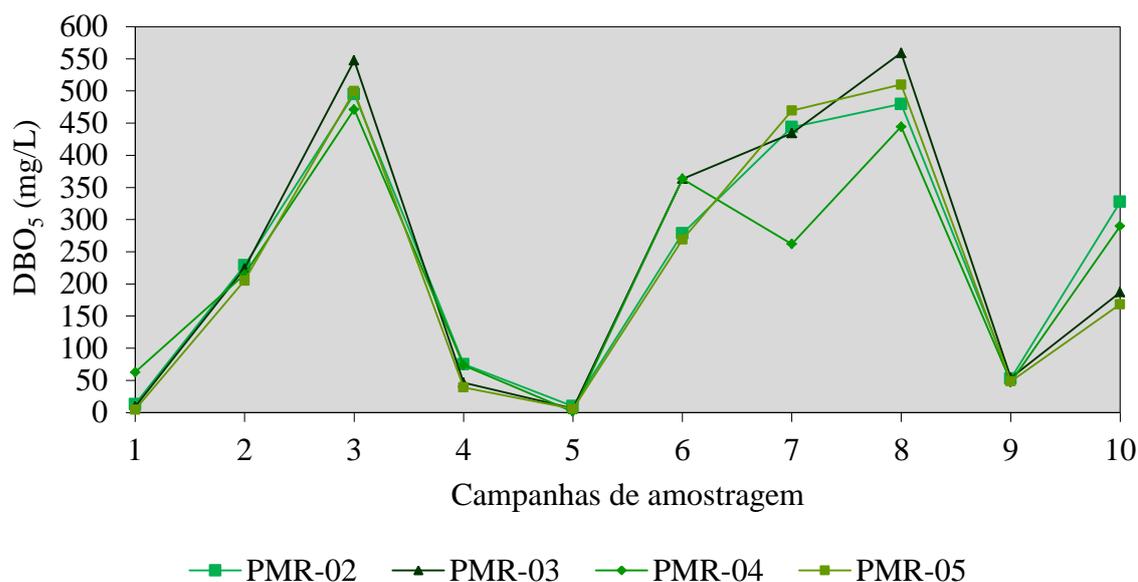


Figura 31 - Concentração de $\text{DBO}_{5,20}$ para os poços PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05.

As concentrações médias de $\text{DBO}_{5,20}$ para cada poço apresentam-se com grande variação entre as campanhas de amostragem, verificada pelos elevados desvios padrão (PMR-02: $266,0 \pm 194,0$; PMR-03: $269,0 \pm 219,0$; PMR-04: $241,0 \pm 171,0$ e PMR-05: $246,0 \pm 206,0$ mg/L). Entretanto percebe-se, pela visualização da figura 31, uma proporcionalidade entre as concentrações de $\text{DBO}_{5,20}$ para os quatro poços rasos em cada campanha.

Considerando-se as parcelas PC-01 e PC-02, não foi observada diferença significativa entre as concentrações de $\text{DBO}_{5,20}$, pois a média para os poços foi de 266,0 e 246,0 mg/L (PMR-02 e PMR-05) e 269,0 e 241,0 mg/L (PMR-03 e PMR-04).

A proporcionalidade nos valores dos parâmetros de qualidade encontrados nos poços rasos, em que se coletaram amostras de efluentes diluídos no solo, pode estar ligada à distância relativa das fontes pontuais. Sabe-se que os efluentes lançados pelas fontes pontuais

FP-31, FP-31A, FP-32 e FP-50 possuem fluxo preferencial à esquerda da parcela PC-01. Dessas fontes pontuais, aquelas que se encontra mais próximas da parcela PC-01 são FP-31A e FP-50. Já a parcela PC-02 recebe o fluxo de efluente diretamente da fonte FP-50.

Em relação às análises microbiológicas os quatro poços rasos apresentaram contagem parecida do número de coliformes totais e *Escherichia coli*. Possivelmente, isso seja ocasionado pela passagem preferencial do fluxo nessa porção do terreno. Entre os poços PMR-03 e PMR-04, instalados lado a lado, porém em profundidades distintas percebe-se uma redução no número de coliformes. Entretanto, essa redução não chega a ser significativa e demonstra que há evidente comunicação entre as duas seções estratigráficas do solo. Ou seja, o efluente proveniente das fontes pontuais está infiltrando para a camada de solo subjacente e comprometendo a qualidade da água nessa seção hidrogeológica.

A contagem média de coliformes totais para os poços PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05 foi, respectivamente, $5,5E+04$, $6,0E+04$, $4,8E+04$ e $7,3E+04$ NMP/100mL, em todas as campanhas. A média de coliformes totais para os quatro poços rasos de monitoramento é de $5,9E+04$ NMP/100mL.

A contagem média de *Escherichia coli* para os poços PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05 foi, respectivamente, $4,7E+04$, $2,6E+04$, $4,1E+03$ e $1,0E+04$ NMP/100mL. A média total de *Escherichia coli* para esses poços foi de $2,4E+04$ NMP/100mL.

As contagens mais baixas de coliformes totais e *E. coli* foram encontradas na campanha 3, para os poços PMR-02 e PMR-04. A contagem de coliformes totais foi $<1,0$ e $2,0E+02$ NMP/100 mL, respectivamente. A contagem de *E. coli* foi $<1,0$ NMP/100 mL para os dois poços rasos, o que caracteriza ausência de bactérias dessa espécie na amostra coletada.

As diferenças de contagem de coliformes totais e *Escherichia coli* nas dez campanhas de amostragem do efluente diluído no solo, coletado por meio de poços rasos está relacionado com diversos mecanismos de difícil equacionamento, devido á complexidade do ambiente estudado. Os processos de sobrevivência, retenção e transporte de microrganismos dependem de fatores como a temperatura, a precipitação pluviométrica, o tipo e teor de umidade do solo, a natureza e atividade dos microrganismos presentes, a quantidade de matéria orgânica presente, dentre outros (UÇISIK e RUSHBROOK, 1998; MATOS, 2001).

Além desses fatores, há influência das macrófitas aquáticas e da penetração da radiação solar nessa área de estudo no processo de sobrevivência e desinfecção bacteriana. Segundo Esteves (2011), as macrófitas aquáticas constituem-se como um dos componentes biológicos mais importantes sobre a atenuação da radiação (impedimento da entrada da luz solar) em regiões litorâneas, por exemplo. Estas plantas podem atenuar a radiação em níveis

tão elevados que o crescimento de fitoplâncton chega a ser quase nulo. Em muitos casos, pode ser comparada a luminosidade dentro de um estande de macrófitas aquáticas com a luminosidade do interior de uma floresta (ESTEVEZ, 2011).

Telles e Costa (2007) também citam a presença de vegetação como um fator que pode explicar as diferenças de contagem de microrganismos nos efluentes dispostos no solo. Segundo os autores, de um modo geral, as bactérias sobrevivem menos tempo na vegetação do que no solo. É comum estimar-se sua presença na vegetação por um período de 30 a 40 dias. Ocorre uma maior sobrevivência de bactérias entéricas e vírus em solos ácidos, com maior conteúdo de matéria orgânica, ou que tenha maior umidade. O tempo de sobrevivência é menor para as altas temperaturas ou quando expostos a maior incidência da luz solar.

Quanto ao parâmetro condutividade elétrica, que está relacionado à concentração de sais dissolvidos sob a forma de íons, observa-se uma redução dos valores médios conforme o distanciamento das fontes. Dessa forma, à medida que o efluente escoar através do substrato, os ânions e cátions presentes no efluente tendem a ligar-se a outros compostos e reduzir a transmissão de corrente elétrica.

Os valores de condutividade elétrica foram maiores para PMR-02 ($814 \pm 62 \mu\text{S}/\text{cm}$) e PMR-05 ($662 \pm 72 \mu\text{S}/\text{cm}$). Para PMR-03 e PMR-04 foram observados valores de $482 \pm 60 \mu\text{S}/\text{cm}$ e $537 \pm 269 \mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Apesar desses dois poços que estão mais distantes das fontes de lançamento de efluente (FP-31, FP-32 e FP-31A), PMR-04 apresentou um desvio padrão muito grande em relação aos demais pontos, pois na campanha 8 a condutividade foi de $1.222 \mu\text{S}/\text{cm}$. Em águas naturais os valores de condutividade se apresentam na faixa de 10 a $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ e, em ambientes poluídos por esgoto doméstico ou industrial, os valores de condutividade podem chegar a $1.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (BRIGANTE et al., 2003).

Os quatro poços rasos apresentaram valores de pH dentro desta faixa de 5,5 a 8,5, de acordo com Santos (2008), para todas as dez campanhas realizadas. Os valores médios de pH observados foram: PMR-02: $7,3 \pm 0,2$; PMR-03: $6,6 \pm 0,2$; PMR-04: $6,5 \pm 0,3$, e PMR-05: $6,4 \pm 1,2$. A maior variação verificou-se para o poço PMR-05, com valor de pH 3,1 para a campanha 8 (além disso, nessa campanha a alcalidade foi nula e a condutividade muito alta - $871 \mu\text{S}/\text{cm}$).

Na tabela 11 são apresentados os resultados das análises físico-químicas e biológicas para os poços PM-01 e PM-02.

Tabela 11 - Resultados médios, mediana e desvio padrão das análises físico-químicas e biológicas para PM-01 e PM-02 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/12 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Poços	pH	Condut. (μ S/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO (mg/L)	Alcalin. (mg/L)	
PM-01	Média	5,9	163	5	9,0E+03	5,6E+03	28	67,4
	Mediana	5,9	161	5	2,4E+03	1,3E+02	7	64,0
	Desvio padrão	0,2	9	1	9,6E+03	9,5E+03	39	18,4
PM-02	Média	6,3	293	6	3,4E+04	2,9E+02	32	136,4
	Mediana	6,3	305	6	2,4E+03	1,0E+02	17	128,9
	Desvio padrão	0,2	47	2	6,7E+04	4,6E+02	79	62,0

O poço PM-01 apresentou pH médio de 5,9 e o poço PM-02 de 6,3, com desvios padrão muito baixos. Esses resultados ficaram muito próximos aos valores encontrados por Reckziegel (2012), no período anterior, entre fevereiro e maio de 2012, em que o poço PM-01 apresentou pH médio de 5,8, próximo ao limite mínimo indicado por Santos (2008), e o poço PM-02 apresentou pH médio de 6,2.

Segundo Reckziegel (2012) há uma tendência à acidificação do meio, quanto mais distante das fontes de emissão. O pH é essencialmente uma função do gás carbônico dissolvido e da alcalinidade da água. O gás carbônico é produto final da decomposição da matéria orgânica (FEITOSA et al., 2008; LIBÂNIO, 2010). Por essa interpretação é possível supor que nos poços PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05 a matéria orgânica esteja mais estável em comparação ao efluente lançado.

Na figura 32 apresenta-se um perfil estratigráfico com a relação entre o pH e a distância das fontes pontuais de lançamento de efluente no solo para os poços PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05. A descrição das camadas estratigráficas do solo apresentada nessa figura foi realizada por Reckziegel (2012) de acordo com o perfil observado na escavação de duas trincheiras na área de estudo. Assim pode-se visualizar o processo de acidificação que ocorre na estabilização da matéria orgânica lançada no solo pelas quatro fontes pontuais.

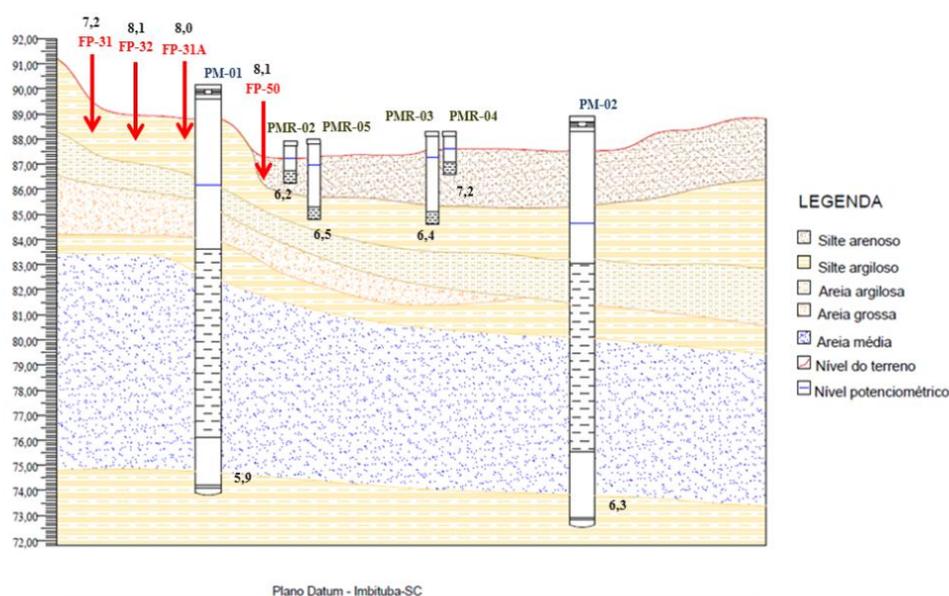


Figura 32 - Relação entre o pH e a distância das fontes pontuais de lançamento de efluente no solo para PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05.

O poço PM-01 apresentou valor médio de turbidez de 5 NTU e o PM-02 de 6 NTU.

A condutividade elétrica para o PM-01 foi de 163 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e para o PM-02 foi de 293 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Segundo Libânio (2010), águas naturais possuem valores inferiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$, podendo atingir até 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ quando ocorre o lançamento de efluentes domésticos e industriais. Valores abaixo de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam águas desmineralizadas com baixíssima concentração de sais dissolvidos, podendo ser consideradas leves (MOREIRA, 2005). Dessa forma, percebe-se pelos resultados do parâmetro condutividade elétrica encontrados que ocorre movimentação da pluma de contaminação para as camadas mais profundas na área de estudo. Segundo Reckziegel (2012) o poço PM-01 apresentou valor médio de 158 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e o poço PM-02 de 239 $\mu\text{S}/\text{cm}$, que pode estar vinculado ao fluxo de percolação maior dos contaminantes na direção nordeste, obtendo-se valores mais elevados no PM-02 em relação ao PM-01.

Para PM-01 a alcalinidade média foi de 66,5 mg/L e para PM-02 foi de 140,1 mg/L. Para Reckziegel (2012), os valores de alcalinidade médios para esses dois poços foram de 84,6 e 150,5 mg/L, respectivamente.

Nas águas subterrâneas, os valores de concentração de DBO em geral, são inferiores a 5 mg/L e os valores acima podem indicar ocorrência de contaminação (SANTOS, 2008). Os

valores médios de $DBO_{5,20}$ para PM-01 e PM-02 encontrados foram, respectivamente, 31 e 35 mg/L. Foi observada uma grande variação nesse parâmetro, com valores máximos de 109 e 246 mg/L e mínimos de 1 e 3 mg/L, respectivamente. Na seção do aquífero intermediário, Reckziegel (2012) encontrou valores médios de $DBO_{5,20}$ de 26 mg/L para o poço PM-01 e 34 mg/L para o poço PM-02, indicando está ocorrendo contaminação do aquífero por matéria orgânica.

A contagem média de coliformes totais para PM-01 foi de $9,8E+03$ NMP/100mL e de $3,8E+04$ NMP/100mL para PM-02. A média total de coliformes totais para os dois poços intermediários é de $2,4E+04$ NMP/100mL.

Para PM-01 o valor médio de contagem de *Escherichia coli* foi de $8,3E+03$ NMP/100mL e para PM-02, foi de $3,6E+02$ NMP/100mL. A média total foi de $4,3E+03$ NMP/100mL.

A redução da contagem de coliformes totais e *Escherichia coli* entre os poços rasos e os poços intermediários foi, respectivamente, de 59,49% e 81,79%.

Percebe-se que ocorreu um maior processo de desinfecção dos efluentes no sentido horizontal do escoamento, entre as fontes pontuais e o CBD, do que no sentido vertical, entre as fontes pontuais e os poços de água subterrânea PM-01 e PM-02.

Considerando os resultados das análises de coliformes totais e *Escherichia coli* ocorre a redução de contagem de microrganismos por diferentes mecanismos, mas admite-se que possa estar ocorrendo migração da pluma de contaminação superficial até o aquífero que abastece o Campus. Segundo Fiuza (2009), durante o transporte de efluentes no solo poderão ocorrer fenômenos de retardação, de atenuação e de incremento da mobilidade desses organismos (FIUZA, 2009). Estes fenômenos podem estar ocorrendo durante a percolação no subsolo, devido a grande redução na concentração de coliformes totais e *E. coli* detectada.

Para as análises de microbiológicas de amostras de PM-01 e PM-02 os resultados obtidos dessa pesquisa foram idênticos aos de Reckziegel (2012), em que se encontrou elevada contagem de coliformes totais, com médias para os dois poços na casa de três unidades log (10^3). A autora verificou presença confirmada de *Escherichia coli* apenas na campanha II, ou seja, na primeira amostragem realizada dos poços intermediários PM-01 e PM-02. Nas demais campanhas não houve contagem conclusiva de *E. coli* nas amostras coletadas nesses poços. As contagens obtidas foram <1 , para diferentes diluições das amostras (5, 20 e 100 vezes).

Reckziegel et al. (2013) monitorou os pontos FP-31, FP-31, FP-31A, PMR-01, PMR-02, PMR-03, PMR-04, PM-01, PM-02 e CDB (chamado atualmente por CDE) no período de

fevereiro a maio de 2012 (oito campanhas de amostragem). Para os poços PM-01 e PM-02 foram realizadas quatro coletas. Os autores verificaram uma redução média de coliformes totais, entre a entrada do efluente pelas três fontes e a saída no ponto CDB de 99,9635%, e de *Escherichia coli* de 99,9950%. A média de coliformes totais para os poços PMR-01, PMR-02, PMR-03 e PMR-04 foi, respectivamente, $6,0E+04$, $1,9E+05$, $9,2E+05$ e $8,1E+04$ NMP/100mL, em todas as campanhas. A média de coliformes totais para a seção de monitoramento dos poços rasos foi de $3,1E+05$ NMP/100mL. A média de *E. coli* para as oito campanhas de amostragem nos poços PMR-01, PMR-02, PMR-03 e PMR-04 foi, respectivamente, $9,7E+03$, $5,5E+04$, $1,1E+04$ e $3,8E+03$ NMP/100mL. A média total de *E. coli* para os poços rasos foi de $2,0E+04$ NMP/100mL. A média de coliformes totais para as quatro campanhas de monitoramento no poço intermediário PM-01 foi de $8,8E+03$ NMP/100mL e de $3,2E+03$ NMP/100mL para poço PM-02. A média total de coliformes totais para a seção do aquífero intermediário foi de $6,0E+03$ NMP/100mL. Em relação aos valores de *E. coli* para os poços intermediários, no poço PM-01, a contagem foi de 1000, <100, <100 e <5 NMP/100mL, para as quatro campanhas, e para o poço PM-02 foram de 1000, <20, <100 e <5 NMP/100mL.

Devido ao lançamento constante de efluentes pelas quatro fontes pontuais no solo não é possível determinar precisamente como ocorre o transporte da pluma de contaminação no sentido vertical, pela infiltração no aquífero. Dependendo ainda de características específicas do local de aplicação de efluentes, a movimentação de microrganismos pode ocorrer em maior ou menor tempo. Coelho e Duarte (2008) demonstraram em seu experimento o decaimento bacteriológico de organismo termotolerantes de 98,47% em 21 dias, monitorados em aquífero livre contaminado por infiltração de esgoto doméstico bruto. A redução do número de coliformes termotolerantes foi atribuída a mecanismos naturais (radiação solar, variação da temperatura, aumento da salinidade, concentração de íons, metais pesados, etc.).

Na tabela 12 são apresentados os valores de vazão para as fontes (somatório das vazões de FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50) e para o CDE e a redução no volume de efluente, em porcentagem, para todas as campanhas, bem como a média geral. Durante o período de monitoramento da área de estudo, entre setembro de 2012 e fevereiro de 2013, foi verificada uma redução média de 85,5% do volume de efluente entre o lançamento pelas quatro fontes pontuais e o canal de drenagem (CDE) para a Sanga Lagoão do Ouro. Isso significa que a maior parte do efluente lançado nessa área fica retido no substrato/solo e, conseqüentemente, parte desse volume é utilizado pelas plantas, outra parte é perdida para a atmosfera pela evapotranspiração e, possivelmente, também ocorre infiltração nas camadas subterrâneas.

Segundo Reckziegel (2012), a condutividade hidráulica nas camadas de solo abaixo da área que recebe o efluente (abaixo de 1,50 m) não apresentou infiltração durante a realização de um teste em 2012. Dessa forma, a autora também considera que essa diferença entre os volumes de entrada e saída pode estar sendo utilizado em maior quantidade pela vegetação, de forma que ocorre transferência para a atmosfera pela evapotranspiração.

Tabela 12 - Vazão nas fontes pontuais e no CDE (L/s) e a redução do volume de efluentes, apresentada em porcentagem.

Data	Campanha	Vazão Fontes pontuais (L/s)	Vazão CDE (L/s)	Redução (%)
15/08/2012	1	1,70	0,40	76,6
05/09/2012	2	2,27	0,35	84,6
12/09/2012	3	2,60	0,73	71,9
26/09/2012	4	3,11	0,35	88,8
05/12/2012	5	2,73	0,26	90,5
19/12/2012	6	3,27	0,79	75,8
16/01/2013	7	2,44	0,30	87,6
06/02/2013	8	2,66	0,20	92,5
18/02/2013	9	1,54	0,16	89,5
27/02/2013	10	3,48	0,11	96,8
Média		2,58	0,36	85,5
Desvio padrão		0,63	0,23	8,1

Durante a pesquisa de Reckziegel (2012), foi verificada a mesma proporção do redução do volume de efluente (86,5%) entre o lançamento pelas fontes pontuais e o canal de drenagem (CDE, chamado pela autora CDB). Ressalta-se que na época do estudo da autora foram consideradas três fontes pontuais de lançamento de esgoto (FP-31, FP-32 e FP-31A). A fonte FP-50 foi encontrada após o fim da pesquisa, em junho de 2012, e o volume de efluente lançado na área não era contabilizado no estudo investigativo nas oito campanhas de monitoramento da autora, no período de fevereiro a maio de 2012.

Dessa maneira, mesmo considerando uma fonte de lançamento de efluente a mais no período de monitoramento desta pesquisa, entre agosto de 2012 e fevereiro de 2013 verificou-se em média a mesma redução do volume de esgoto lançado no solo até alcançar a Sanga Lagoão do Ouro observado por Reckziegel (2012). Porém, percebe-se que a contribuição de

efluente da fonte pontual FP-50 é insignificante em comparação com o volume lançado pelas fontes FP-31, FP-32 e FP-31A.

Na figura 30 ilustra-se a redução da concentração de $DBO_{5,20}$ entre as fontes pontuais (média ponderada das concentrações) e o ponto CDE. A redução média de $DBO_{5,20}$ entre a entrada e a saída do sistema solo-planta, no sentido horizontal de escoamento de efluentes, foi de 50%. Nas campanhas 9 e 10 foi observado aumento das concentrações de $DBO_{5,20}$ no CDE em relação à média ponderada das fontes pontuais. Devido à complexidade do sistema e à impossibilidade de equacionamento de todos os componentes de entrada de água no sistema, como a precipitação pluviométrica e ao escoamento superficial, são necessários mais estudos na área de estudo.

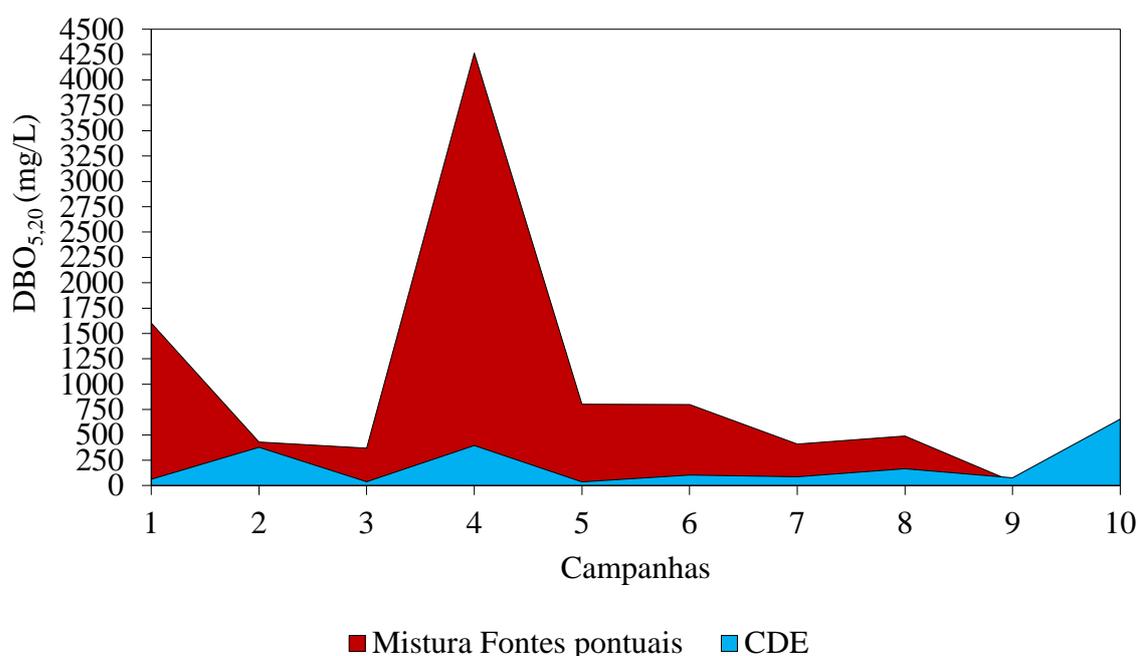


Figura 33 - Média ponderada das concentrações de $DBO_{5,20}$ das fontes pontuais e a concentração do CDE para as campanhas de amostragem.

De acordo com a variação (redução) nos parâmetros de qualidade investigados percebe-se que ocorre o consumo da matéria orgânica no perfil vertical do solo, com significativa redução de coliformes totais e *Escherichia coli*. Entretanto, verifica-se que o efluente lançado pelas quatro fontes pontuais atinge o aquífero profundo, possivelmente pelo transporte pelas partículas coloidais na água.

Analisando os resultados das concentrações de $DBO_{5,20}$ do poço PM-01 (o poço PM-01 está localização muito próximo às fontes pontuais de lançamento de efluentes) e PM-02 (que está localizado mais próximo do canal de drenagem de efluente – CDE) se percebe que na entrada da área não está ocorrendo a infiltração do efluente. Ocorre o transporte horizontal na entrada da área e com a distância ocorre o transporte vertical das cargas contaminantes, a partir da área alagada onde se situam os poços rasos PMR-02 e PMR-05.

As concentrações de $DBO_{5,20}$ obtidas para PM-02 demonstram a ocorrência da infiltração do efluente no lençol freático.

Há quase nove anos Angnes (2004) já havia constatado em sua pesquisa que a área do Campus da UFSM apresentava aspectos negativos que contribuem para impactar e degradar a qualidade dos recursos hídricos, visto que alguns prédios possuíam sistemas de tratamento de esgotos subdimensionados. De acordo com os resultados obtidos nessa pesquisa, percebe-se que precisam ser buscadas soluções para estes problemas já detectados naquela época, pois houve um aumento na ação impactante sobre os recursos hídricos na Cidade Universitária.

Esse local de depósito de efluentes no solo, que recebe elevada carga de matéria orgânica dos efluentes de algumas atividade desenvolvidas no Campus da UFSM, está funcionando como um sistema que proporciona a atenuação natural no solo. Porém, ao mesmo tempo em que ocorre a melhora na qualidade dos efluentes pelo escoamento no solo, acaba-se por provocar condições sanitárias ruins e o aumento do risco de contaminação da água subterrânea.

4.2 Remoção de fosfato e concentrações de nitrito e nitrato

Na tabela 13 são apresentadas as concentrações de fosfato, nitrito e nitrato para todos os pontos de monitoramento dessa pesquisa. As maiores concentrações de fosfato foram encontradas nos efluentes lançado pelas fontes pontuais. Este resultado já era esperado devido ao fato de que as plantas utilizam fosfato como nutriente para o seu crescimento, o que acarreta redução dessa substância nos efluentes diluídos no solo e do efluente drenado para a Sanga Lagoão do Ouro.

As análises de fosfato, nitrito e nitrato foram feitas em amostras coletadas em cinco campanhas, nos dias 15/08/2012, 26/09/2012, 24/10/2012, 05/12/2012 e 13/02/2013. Para

alguns pontos, como visualizado na tabela 13, não foram enviados resultados pelo LABEFLO.

Tabela 13 - Concentrações (mg/L) de fosfato, nitrito e nitrato para todos os pontos de amostragem.

Amostra	15/08/2012			26/09/2012			24/10/2012			05/12/2012			13/02/2013		
	Fosf.	Nitri.	Nitra.	Fosf.	Nitrit.	Nitrat.	Fosf.	Nitri.	Nitrat.	Fosf.	Nitri.	Nitra.	Fosf.	Nitri.	Nitra.
FP-31	9,89	0,0	0,0	3,82	0,0	0,0	4,55	0,08	0,0	3,14	0,1	0,0	5,59	0,0	0,0
FP-32	3,76	0,0	0,0	3,27	0,0	0,0	3,21	0,0	0,0	4,82	0,09	0,26	-	0,26	-
FP-31A	7,45	0,0	0,0	7,24	0,0	0,0	4,04	0,07	0,0	6,07	0,0	0,0	6,38	0,0	0,0
FP-50	9,85	0,0	0,0	5,74	0,0	0,0	1,11	0,0	0,0	6,52	0,0	0,0	3,68	0,0	0,0
PMR-02	0,50	0,0	0,0	0,17	0,0	0,0	0,00	0,0	0,25	0,92	0,0	0,58	0,23	0,58	0,08
PMR-03	0,73	0,07	0,02	0,0	0,07	0,0	1,09	0,0	0,27	0,0	0,0	1,05	0,0	1,05	1,0
PMR-04	0,0	0,23	1,56	1,17	0,06	0,0	0,22	0,0	0,74	0,0	0,05	0,17	1,28	0,17	0,13
PMR-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,09	0,0	0,09	0,0
PM-01	0,0	0,0	0,47	0,0	0,0	0,54	0,0	0,0	0,33	0,0	0,0	0,59	0,0	0,59	0,14
PM-02	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,08	0,11	0,0	0,09	0,0	0,09	0,56
CDE	0,65	0,1	11,37	0,64	0,08	5,72	1,59	0,0	1,16	-	-	-	-	-	-

Foi observada uma boa redução na concentração de fosfato ao longo do escoamento do efluente pelas camadas do solo no perfil vertical, considerando as baixas concentrações detectadas nos poços rasos (PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05) poços de água subterrânea (PM-01 e PM-02).

Para o poço PM-01 não se observou concentrações de nitrato nas amostras de água subterrânea coletadas. Em apenas uma campanha, realizada no dia 05/12/2012, foi observada concentração de 0,11 mg/L de nitrato para o poço PM-02. Nas demais campanhas a concentração foi nula.

Quanto ao escoamento no sentido horizontal até alcançar o canal de drenagem CDE foram detectadas concentrações de fosfato um pouco mais altas do que nos poços rasos. Esse fato pode estar associado à liberação de nutrientes pelas plantas mortas que ficam depositadas sobre o solo formando uma serrapilheira. É provável que se fosse realizado um manejo na área, com retirada do material vegetal morto acumulado ao longo do tempo, as concentrações de fosfato seriam menores. A ciclagem de nutrientes realizada pelas macrófitas não se restringe a quando as mesmas estão vivas. Os nutrientes são liberados rapidamente também após sua morte, durante o processo de decomposição (POMPÊO e HENRY, 1998; PAGIORO e THOMAZ, 1999; BIANCHINI JUNIOR, 2003).

Martins et al. (2007) avaliaram a capacidade extratora de nitrogênio e fósforo de *Typha domingensis* e observaram uma remoção na água de até 87% de N e 54% de P adicionados, significando ser uma planta bastante promissora nesta linha de investigação.

Em geral, considerando as fontes pontuais de lançamento de efluentes, foi verificada ausência de nitrito na maioria das campanhas de amostragem. Foram encontradas baixas concentrações de nitrito em duas campanhas de amostragem para FP-31, de 0,08 e 0,1 mg/L. Para FP-32 observa-se 0,09 mg/L de nitrito em uma campanha. Para FP-31A verificou-se concentrações de 0,07 e 0,1 mg/L, em duas campanhas e para FP-50, 0,1 mg/L em uma campanha.

Para as fontes de lançamento de esgoto foi detectada concentração de 0,26 mg/L de nitrato em apenas uma das amostras coletadas da FP-32. Para FP-31, FP-31A e FP-50 não foi observada a presença de nitrato nos efluentes.

Esses resultados estão de acordo com o que diz von Sperling (2005) sobre ocorrência de fração desprezíveis de nitrito e nitrato nos esgotos brutos. Nitrito e nitrato ocorrem em pequenas quantidades, que representam menos de 1% do nitrogênio total, uma vez que as águas residuárias domésticas não apresentam quantidade de oxigênio dissolvido suficiente à ação das bactérias nitrificantes.

Para os poços rasos foram encontradas concentrações de 0,02 a 1,56 mg/L de nitrato.

Para os poços PM-01 e PM-02 foram encontradas concentrações de nitrato maiores do que no poço PM-02. O ponto PM-01 está localizado mais próximo às fontes FP-31, FP-32 e FP-31A, podendo estar sujeito à maior infiltração de efluente no solo, alcançando camadas estratigráficas mais profundas.

Sabe-se que no esgoto bruto, devido à ausência de oxigênio, há predomínio de nitrogênio sob as formas de nitrogênio orgânico e amônia (von SPERLING, 2005). A amônia existe em solução tanto na forma de íon amônio (NH_4^+) como na forma livre, não ionizada (NH_3). No solo saturado pelos efluentes ocorre a nitrificação devido à entrada de oxigênio no sistema, ocorrendo alguma conversão da amônia presente no efluente bruto lançado.

Na faixa de pH próximo à neutralidade, a amônia apresenta-se praticamente na forma ionizada. Nas campanhas de amostragem foram observados valores de pH acima de 8 para as quatro fontes pontuais de lançamento de efluentes, o que indica que pode haver amônia na forma livre, que é tóxica mesmo em baixas concentrações.

Uma maior conversão de nitrito para nitrato ocorre no canal de drenagem CDE, proporcional à entrada de oxigênio.

Apesar da impossibilidade de estudo completo dos processos de nitrificação e desnitrificação devido à ausência de resultados de análises de amônia nos efluentes, os resultados estão coerentes, pois não foi verificada a presença de nitritos no efluente bruto e também no CDE as concentrações foram menores do que nos poços rasos.

O nitrato é o contaminante com maior frequência em aquíferos no mundo (REYNOLDS-VARGAS et al., 2006). Esse parâmetro é utilizado, mundialmente, como indicador da contaminação das águas subterrâneas devido à sua alta mobilidade, podendo atingir extensas áreas. Alaburda e Nishihara (1998) consideram que a presença de concentrações superiores a 3,0 mg/L NO_3^- em amostras de água é um indicativo de contaminação por atividades antropogênicas.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1996) também considera concentrações acima de 3,0 mg/L como indicativo de contaminação antrópica. O nitrato possui grande mobilidade no solo, alcançando o manancial subterrâneo e ali se depositando. Dessa forma, se torna um ótimo indicativo para avaliar se um dado manancial subterrâneo está sendo contaminado pela atividade antrópica sobre ele exercida (MELO et al., 1987).

A Resolução CONAMA n. 420 (2009) considera como Valor de Alerta para nitrato a concentração de 5,0 mg/L. A presença de compostos de nitrogênio nos seus diferentes estados de oxidação, mesmo em baixas concentrações, pode ser considerado mais indicativo de confirmação da contaminação do aquífero e ressaltam a necessidade de melhorias nas condições higiênico-sanitárias insatisfatórias do Campus da UFSM.

No canal de drenagem do efluente foi observada concentração de nitrato máxima de 11,37 mg/L, na coleta realizada no dia 15/08/2012 (campanha 1). O valor mínimo foi encontrado na coleta do dia 24/10/2012, em que se verificou ausência de nitrato.

4.3 Análise de metais em amostras de solo e *Typha domingensis*

4.3.1 Análise de metais pesados em amostras de solo

Na tabela 14 são apresentados os resultados da análise de elementos químicos em duas amostras de solo, coletadas nas parcelas PC-01 e PC-02. Dos metais pesados detectados nas

amostras de solo, seis são indicados na lista da Resolução CONAMA n. 420 (2009): alumínio, bário, cobre, ferro, manganês e zinco. Com exceção do bário, que só foi encontrado em PC-02, os demais elementos foram detectados nas amostras de solo das duas parcelas.

Tabela 14 - Resultados da análise de elementos químicos no solo nas parcelas PC-01 e PC-02 e valores orientadores de metais pesados para qualidade de solos (CONAMA n. 420, 2009).

Elemento químico	Solo PC-01 (mg/kg)	Solo PC-02 (mg/kg)	Média	DP	Referência de qualidade	Prevenção	Intervenção Residencial
Alumínio	34.743,3	19.411,9	27.077,6	10.840,9	-	-	-
Bário	0,0	630,8	315,4	446,0	75	150	500
Cálcio	3.718,3	4.191,6	3.955,0	334,7	--	--	--
Cobre	67,1	40,8	54,0	18,6	35	60	400
Ferro	14.376,3	20.700,9	17.538,6	4.472,2	-	-	-
Fósforo	2.973,2	6.272,7	4.623,0	2.333,1	--	--	--
Manganês	114,2	143,5	128,9	20,7	-	-	-
Nióbio	11,9	0,0	6,0	8,4	--	--	--
Potássio	3.845,6	2.538,3	3.192,0	924,4	--	--	--
Rubídio	54,1	40,3	47,2	9,8	--	--	--
Silício	130.112,1	80.569,3	105.340,7	35.032,0	--	--	--
Titânio	2.869,2	1.891,3	2.380,3	691,5	--	--	---
Zinco	180,2	90,3	135,3	63,6	60	300	1.000
Zircônio	212,1	120,0	166,1	65,1	--	--	--
Ítrio	21,7	13,2	17,5	6,0	--	--	--

Foram detectadas em ambas as parcelas altas concentrações de alumínio e ferro, e baixas concentrações de manganês. Estes elementos não apresentam valores de referência de qualidade, prevenção ou intervenção residencial na lista da Resolução CONAMA n. 420 (2009), pois não apresentam características de toxicidade.

Para o metal bário, na parcela PC-02 o valor encontrado foi de 630,8 mg/kg, estando muito acima do valor de intervenção residencial (500,0 mg/kg) e quase atingindo o valor de intervenção indústria, que é de 700,0 mg/kg.

O metal cobre foi detectado em concentração acima do valor de prevenção (60,0 mg/kg) para a amostra de PC-01 (67,1 mg/kg) e acima do valor de referência de qualidade (35,0 mg/kg) para PC-02 (40,8).

As concentrações de zinco verificadas em PC-01 e PC-02, de 180,2 e 90,3 mg/kg, respectivamente, estão acima do valor de referência de qualidade para este elemento, que é de 60,0 mg/kg (CESTESB, 2005). Em ambas as parcelas de estudo as concentrações de zinco observadas não ultrapassam o limite definido para prevenção, que é de 300,0 mg/Kg.

A concentração de zinco verificada em PC-01 é o dobro de PC-02, o que demonstra o maior potencial poluidor da zona de entrada de efluentes onde estão localizadas as fontes pontuais FP-31, FP-32 e FP-31A.

4.3.2 Análise de elementos químicos em amostras de *Typha domingensis*

Nas tabelas 15 e 16 são apresentados os resultados da concentração de elementos químicos detectados em dez plantas *Typha domingensis* coletadas nas parcelas PC-01 e PC-02.

Foram detectados os metais pesados cobre e zinco no tecido vegetal de indivíduos de *Typha domingensis*, demonstrando a capacidade dessa planta em absorver metais pesados e sua aplicação na fitorremediação de áreas degradadas pela contaminação por efluentes líquidos.

O elemento bário foi detectado em três plantas da parcela PC-01 e a concentração média foi de 72 mg/kg. Para PC-02 esse elemento foi encontrado em apenas uma planta.

Para PC-01 foi verificada uma concentração média de estrôncio de 41,8 mg/Kg. A média de concentração de estrôncio encontrada foi de 29,9 mg/kg, com pequena variação, para PC-02.

Nas duas parcelas foram encontrados altas concentrações de cloro, com média de 32.868 mg/kg para PC-01 e 33.585 mg/kg para PC-02.

Tabela 15 - Resultados da análise de elementos químicos em *Typha domingensis* para a parcela PC-01.

Elemento químico	Concentração em <i>Typha domingensis</i> (mg/kg) PC-01						
	T-01	T-02	T-03	T-04	T-05	Média	DP
Bário	149,2	0,0	0,0	211,1	0,0	72,1	101,1
Bromo	18,0	18,6	17,1	22,9	16,9	18,7	2,4
Cloro	31.855,9	29.677,3	30.806,9	41423,6	30.577,2	32.868,2	4.845,1
Cobre	32,6	36,0	32,7	36,6	33,8	34,3	1,9
Estrôncio	33,2	36,3	61,7	44,8	33,1	41,8	12,1
Ferro	165,9	153,3	187,7	250,0	205,7	192,5	37,9
Fósforo	5.956,1	4.738,6	5.770,1	6.112,4	5.667,1	5.648,9	536,9
Manganês	230,5	119,8	144,5	233,3	197,3	185,1	51,1
Potássio	24.739,3	26.322,0	27.835,3	25.604,0	14.469,3	23.794,0	5.334,9
Sódio	104.838,2	93.370,2	91.291,5	111.950,9	88.274,4	97.945,0	10.030,0
Zinco	40,6	32,1	190,6	45,9	31,6	68,2	68,7

Tabela 16 - Resultados da análise de elementos químicos em *Typha domingensis* para a parcela PC-02.

Elemento químico	Concentração em <i>Typha domingensis</i> (mg/kg) PC-02						
	T-01	T-02	T-03	T-04	T-05	Média	DP
Bário	0,0	0,0	184,9	0,0	0,0	37,0	82,7
Bromo	25,8	33,4	34,3	44,3	18,9	31,3	9,6
Cloro	31.220,2	37.295,2	38.093,1	41.511,4	19.809,3	33.585,8	8.548,1
Cobre	36,5	38,7	36,3	38,5	37,9	37,6	1,1
Estrôncio	31,0	17,3	35,0	34,5	31,9	29,9	7,3
Ferro	208,2	110,3	173,8	243,0	270,9	201,2	62,6
Fósforo	3.617,1	6.265,8	5.004,3	7.399,4	5.195,2	5.496,4	1.421,1
Manganês	306,1	128,3	364,0	432,3	399,8	326,1	120,1
Potássio	24.182,5	55.646,3	37.203,2	35.706,9	21.482,9	34.844,4	13.520,7
Sódio	95.591,1	93.744,5	103.125,7	105.327,8	91.699,8	97.897,8	5.990,0
Zinco	26,2	31,7	26,7	44,5	34,0	32,6	7,4

As maiores concentrações de Bário foram encontradas na parcela PC-01, em três plantas de *Typha domingensis* coletadas. Na parcela PC-02 esse elemento foi detectado em apenas uma planta.

Hegazy, Abdel-Ghani e El-Chaghaby (2011) em seu estudo indicam que *Typha domingensis* é capaz de acumular metais pesados (íons) preferencialmente do efluente do que

do sedimento. Os maiores valores de acumulação ocorreram na raiz, rizomas e folhas mais velhas. Segundo Abdel-Ghani, Hegazy e El-Chagaby (2009), o pó das folhas de *Typha domingensis* utilizado como um biosorvente natural de metais em sistemas aquáticos apresenta bons resultados.

Os elementos químicos encontrados no tecido vegetal de *Typha domingensis* e também nas amostras de solo foram bário, cálcio, cobre, estrôncio, ferro, fósforo, manganês, potássio e zinco. Todos os elementos detectados na parcela PC-01 também foram encontrados na amostra da parcela PC-02.

Apesar dos altos valores de Al encontrados nas amostras de solo em ambas as parcelas, este elemento químico não foi detectado nos indivíduos de *Typha domingensis*.

A concentração limite de fitotoxicidade dos íons Fe^{3+} e Zn^{2+} nas plantas é de 400 a 1000 mg/kg e 200 a 500 mg/kg, respectivamente (LEVY et al., 1999; ROMHELD e MARSCHNER, 1991), logo, os valores na taboa estão bem abaixo do limite.

Os valores limite de ecotoxicidade em sedimentos são definidos pela Agência Americana de Proteção Ambiental (USEPA, 1996).

Segundo Tsutiya (1999), a planta retira do solo os elementos minerais indispensáveis ao seu crescimento, denominados macronutrientes (N, P, K, S, Ca, Mg) ou micronutrientes (B, Cl, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Na, Se, Zn).

Ainda de acordo com Tsutiya (1999), os metais pesados considerados micronutrientes para as plantas, podem ser classificados como: (i) Essenciais: Cu, Fe, Mn, Mo, Zn; (ii) Benéficos: Co, Ni, V; (iii) Não essenciais ou sem função: Al, Cd, Cr, Hg, Pb.

4.4 Diversidade e densidade de isópodes do solo

4.4.1 Densidade de isópodes do solo

No total foram coletados 88 indivíduos (isópodes) no ponto I-01 e 273 indivíduos no ponto I-02, utilizando-se quadrante com 40,0 x 40,0 cm (área de 0,16 m²). A média de isópodes coletados considerando os dois pontos foi de 180,5 indivíduos. Dessa forma a densidade determinada para a área de estudo foi de 1.128 isópodes/m².

Essa elevada densidade de isópodes do solo verificada na área de estudo está de acordo com o que relatam Correia et al. (2001), que afirmam que em ambientes mais úmidos as densidades de isópodes observadas são maiores do que em ambientes mais secos.

Segundo Correia et al. (2001), áreas de floresta apresentam densidades de isópodes com variação entre 229 e 288 indivíduos/m², o que pode indicar que o incremento de matéria orgânica pelo lançamento de efluentes, juntamente com condições de umidade e luminosidade da área de estudo favorecem a presença desses animais, que apresentam hábitos detritívoros e podem suportar situações de contaminação, como relatado por Loureiro et al. (2006).

A coleta de isópodes no ponto I-01 foi realizada em um dia em que houve ocorrência de precipitação pluviométrica 6,6 mm (18/06/2013) e 5,8 mm (19/06/2013) antes da coleta (INMET, 2013), mas com temperatura mais elevada e maior incidência de radiação solar do que na coleta no ponto I-02, o que pode ter influenciado na menor quantidade de isópodes coletados na segunda data.

Dessa forma, é necessário que sejam realizadas coletas em mais pontos para confirmar a elevada densidade de isópodes terrestres verificada na área de lançamento de efluentes pelas fontes pontuais FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 no solo no Campus da UFSM.

4.4.2 Diversidade e descrição de isópodes encontrados no solo

Utilizando a chave dicotômica elaborada por Pérez-Schultheiss (2010), foi possível identificar duas espécies de isópodes terrestres na área de estudo dessa pesquisa.

Na coleta no ponto I-01 foi identificada apenas a espécie de isópode *Philoscia muscorum* (Figura 34).

Foram identificadas duas espécies de indivíduos da macrofauna do solo da Ordem Isopoda na amostra coletada no ponto I-02: *Philoscia muscorum* Scopoli 1763 e *Oniscus asellus* Linnaeus 1758 (Figura 35).

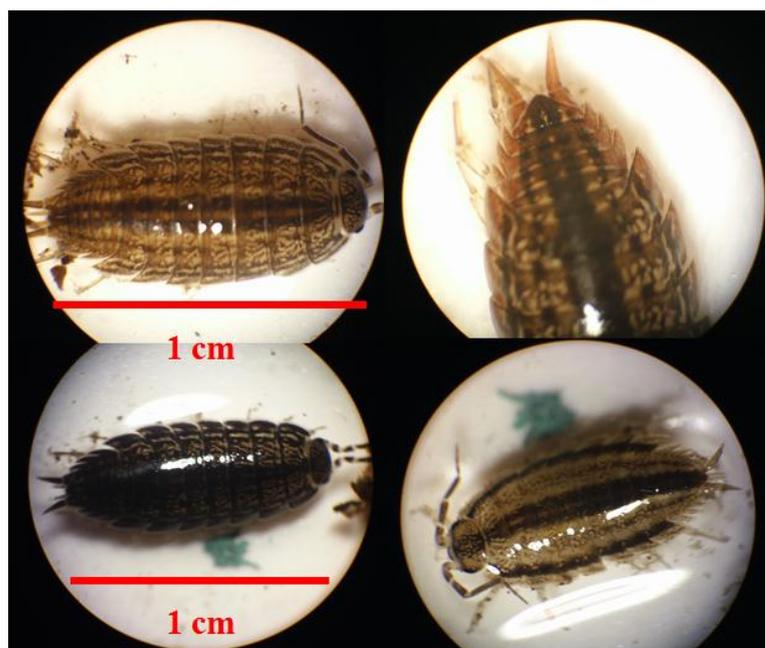


Figura 34 - *Philoscia muscorum* coletados na área de estudo (I-02).



Figura 35 - *Oniscus asellus* Linnaeus 1758 coletado na área de estudo (I-02).

Na figura 36 apresenta-se um indivíduo da espécie *Philoscia muscorum* encontrado no ponto I-01 em que todas as características morfológicas descritas na literatura foram encontradas, exceto a forma do abdômem. Essa característica corporal divergente nessa espécie pode estar relacionada com alterações corporais do desenvolvimento do isópodes ou à efeitos ambientais do habitat onde ele habita. Esse tipo de modificação já foi observada por Bilton (1994) para a espécie *Oniscus asellus*, em que o autor relata que foram encontradas foram híbridas entre *Oniscus asellus asellus* e *Oniscus asellus accidentalis* coletados em áreas urbanas, o que demonstra os efeitos das alterações antrópicas nesses organismos.

Outro indicativo do efeito dos efluentes líquidos lançados na área sobre esses crustáceos pode ser as diferentes colorações observadas nos indivíduos coletados. Precisa-se aprofundar os estudos com esses isópodes para confirmar se a grande variabilidade de tonalidades de coloração para uma mesma espécie é comum, pois existem poucas pesquisas com esses animais.

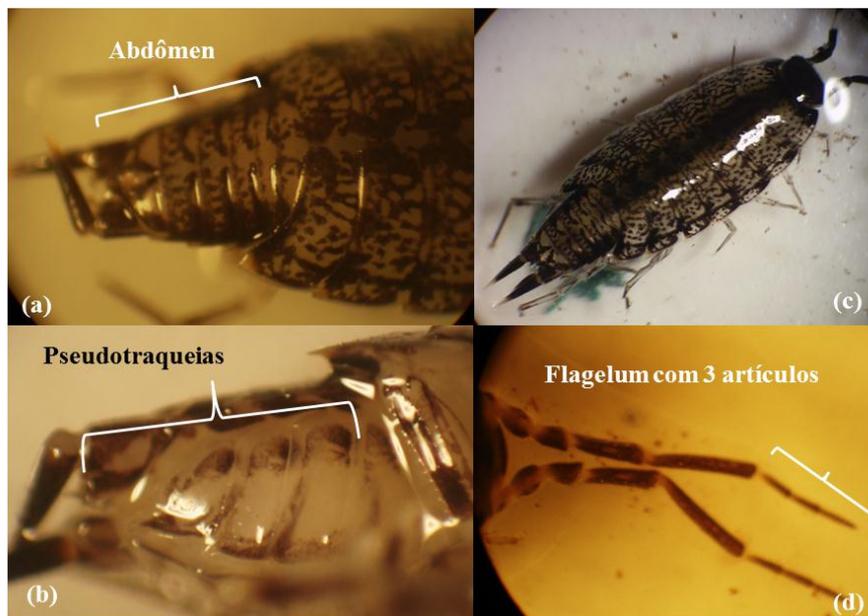


Figura 36 - *Philoscia muscorum* coletado na área de estudo (I-02).

Do total de isópodes coletados na parcela I-01 (88), 100 % foram da espécie *Philoscia muscorum*.

Na parcela I-02, do total de 273 indivíduos coletados, encontrou-se apenas um isópode da espécie *Oniscus asellus*. Os demais organismos foram todos da espécie *Philoscia muscorum*.

O isópode *Oniscus asellus* Linnaeus 1758 é conhecido em inglês pelo termo *common woodlouse* e no Brasil como bicho-da-conta. Segundo Coughtrey et al. (1977), *O. asellus* é uma espécie indicadora da contaminação por cádmio.

A parte dorsal do corpo de *Oniscus asellus*, coletados nessa pesquisa, apresenta-se na cor marrom escuro com uma fila longitudinal de pontos na cor amarelo claro em cada lado do tórax, sobre o local de união do epimera com os segmentos. As margens laterais do corpo são

também de cor amarelo claro. A porção dorsal do corpo é ligeiramente granular. O primeiro par de antenas é rudimentar e o segundo par, quando estendido vai alcançar o segundo segmento torácico. O flagelum do segundo par de antenas apresenta a mesma cor do corpo e possui dois artículos. Os olhos (dois) são pequenos e compostos, localizados na parte anterolateral dos lobos. Na parte ventral do abdômen são bem evidentes cinco pares de pseudotraqueias. Os urópodes são estreitos e curtos, quase acompanhando a linha basal do abdômen. Foi observado que o télson (peça quitinosa encontrada na extremidade do último segmento do corpo) apresenta formato pontiagudo.

Segundo Schill e Köhler (2004) *Oniscus asellus* Linnaeus 1758 é uma espécie bioacumuladora constante de metais pesados em um órgão chamado hepatopâncreas. Os autores observaram proporcionalidade entre o número de grânulos de metais acumulados no hepatopâncreas e a distância da fonte de contaminação.

Desconsiderando as similaridades de dieta, estrutura e função de órgãos digestivos das duas espécies (HAMES e HOPKIN, 1989), existem diferenças consideráveis na acumulação de metais por *O. asellus* e *P. scaber*. Por exemplo, segundo Hopkin (1990), *O. asellus* coletado em uma área contaminada por zinco foi capaz de excretar esse metal mais rapidamente do que *P. scaber* quando ambas as espécies foram alimentadas em uma dieta livre de contaminação. Entretanto, *O. asellus* possui uma grande afinidade por cádmio e retém esse metal muito mais do que *P. scaber*.

Philoscia muscorum é conhecido em inglês como *common striped woodlouse* ou *fast woodlouse*.

Philoscia muscorum mede aproximadamente 10 mm de comprimento, tem corpo estreito e roxo, coberto por manchas amarelo pálido (Figura 34). Na linha mediana do dorso há uma listra escura. A cabeça é pequena e sem lobos. O abdômen é abruptamente mais estreito que o tórax. Os urópodes se estendem para além do télson que tem forma nitidamente pontiaguda. Na parte ventral do abdômen existem cinco pares de pseudotraqueias brancas com manchas roxas. O segundo par de antenas apresenta estrias roxas e brancas alternadas e o flagelum é composto por três artículos.

6 CONCLUSÕES

Considerando as dez campanhas de amostragem realizadas entre agosto de 2012 e fevereiro de 2013, entre a entrada de efluentes pelas fontes pontuais FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 e o canal de drenagem de efluente (CDE), foi verificada uma redução média de 85,5% na vazão, de 50,0% na DBO_{5,20}, de 76,97% de sólidos totais, 91,22% de sólidos em suspensão, 99,8588% de coliformes totais, 99,9623% de *E. coli*.

Com base nos resultados obtidos, foi verificado que ocorre o processo de remoção natural de matéria orgânica carbonácea, coliformes totais, *Escherichia coli* e fosfato na área de lançamento de efluentes sanitários diretamente no solo com presença de macrófitas aquáticas da espécie *Typha domingensis*, no Campus da Universidade Federal de Santa Maria.

Entretanto, foi constatado que ocorre o transporte de contaminantes nos perfis vertical e horizontal do solo, atingindo as águas superficiais e as águas subterrâneas, o que demonstra ser necessário a minimização das concentrações de DBO_{5,20}, sólidos em suspensão e *E. coli* nas fontes pontuais FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50, de forma a atender aos padrões de lançamento da Resolução CONSEMA n. 128/2006.

Foi constatada a contaminação do solo por metais pesados acima das concentrações limites definidas pela Resolução CONAMA n. 420/2009 em ambas as parcelas (PC-01 e PC-02) em que foram coletadas amostras, exceto para o Bário que foi encontrado apenas em PC-02.

Foram detectados os metais pesados bário, cobre e zinco no tecido vegetal de indivíduos de *Typha domingensis*, demonstrando a capacidade dessa planta em absorver metais pesados e sua aplicação na fitorremediação de áreas degradadas pela contaminação por efluentes líquidos.

Foram encontradas duas espécies de isópodes do solo na área: *Oniscus asellus* e *Philoscia muscorum*. Dentre essas duas espécies, *Oniscus asellus* Linnaeus 1758 apresenta capacidade de bioacumulação constante de metais pesados em um órgão chamado hepatopâncreas, influenciando na dinâmica de contaminantes no solo. Devido à elevada densidade e possíveis alterações corporais de *Philoscia muscorum*, este isópode pode ser considerado um bioindicador da contaminação pelo lançamento de matéria orgânica na área de estudo.

7 RECOMENDAÇÕES

A partir da metodologia utilizada e dos dados obtidos nessa pesquisa foram identificadas algumas incertezas que podem ser investigadas em trabalhos futuros e faz-se recomendações nesse sentido, de forma a aprimorar a avaliação da contaminação pelo lançamento de efluentes no Campus da Universidade Federal de Santa Maria. Dessa forma, recomenda-se:

Realização da estimativa da evapotranspiração de água pelas macrófitas aquáticas e espécies de capim a fim de entender melhor o balanço hídrico nesse ambiente. Essa investigação permitirá saber a parcela do efluente lançado na área que infiltra no solo atingindo o aquífero e a parcela que é utilizada pelas plantas.

Coletar amostras de efluentes lançados pelas fontes pontuais, de efluente diluído no solo e água subterrânea, para a determinação de amônia. Com essas análises será possível constatar e entender o processo de conversão das formas de nitrogênio no solo (amônia, nitrito e nitrato) proveniente das fontes pontuais de lançamentos de esgoto.

Determinar a concentração de metais pesados nos efluentes líquidos no Campus da Universidade Federal de Santa Maria, bem como em amostras de gramíneas que podem ser coletadas na área e devem contribuir para o processo de fitorremediação.

Realizar coletas de isópodes em mais pontos de amostragem do solo, antes e depois de eventos de precipitação pluviométrica, bem como em diferentes estações do ano, de forma que se avalie a densidade de organismos em diferentes condições de umidade.

Realizar coletas de isópodes do solo para a comprovação da bioacumulação de metais pesados, principalmente a espécie *Oniscus asellus*, que apresenta essa característica fisiológica de acordo com a literatura, e dessecação dos indivíduos para análise do hepatopâncreas.

REFERÊNCIAS

ABDEL-GHANI, N. T.; HEGAZY, A. K.; EL-CHAGHABY, G. A. *Typha domingensis* leaf powder for decontamination of aluminium, iron, zinc and lead: Biosorption kinetics and equilibrium modeling. **Int. J. Environ. Sci. Tech.**, 6 (2), p. 243-248, 2009.

ABIPLA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIAS DE PRODUTOS DE LIMPEZA E AFINS. **Relatório do Grupo de Fósforo**: Subgrupo Avaliação de Impactos Ambientais. São Paulo, 2004.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15.495-1**: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares - Parte 1: Projeto e construção. Rio de Janeiro, 2007.

AGUIAR, C. J. B. Monitorar para não faltar: projeto de monitoramento de aquíferos em implantação em Manaus (AM). **Água e Meio Ambiente Subterrâneo**, Revista da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas (ABAS), 33 (5), mai./jun., 2013. Disponível em: <<http://www.abas.org/imagens/revista33.pdf> >. Acesso em: 14 jun. 2013.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública**, 32, p. 160-165, 1998.

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. Soil fauna. In: **Tropical soil biological and fertility**: A Handbook of methods. 2 ed. Wallingford: C.A.B. International, p. 44-46, 1993.

ANGNES, F. B. **Prospecção de instrumentos hidrológicos para apoio à gestão em ambientes urbanos**. 2004. 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2004.

APHA; AWWA; WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington D.C.: **American Public Health Association**, 1998, 1153 p.

ARAÚJO, J. C. T.; NASCIMENTO, C. W. A. Redistribuição entre frações e teores disponíveis de zinco em solos incubados com lodo de esgoto. **R. Bras. Ci. Solo**, 29, p. 635-644, 2005.

ARAÚJO, P. B. Isópodos: Os crustáceos colonizadores da terra. **Acta Biol. Leop.**, 16 (2), p. 15-27, 1994.

ARAÚJO, P. P.; OLIVEIRA, F. A.; CAVALCANTE, I. N.; QUEIROZ, J. C. B.; CARNEIRO, B. S.; TANCREDI, A. C. F. N. S. Classificação hidroquímica e contaminação por nitrato no aquífero livre Barreiras na bacia do rio Capitão Pocinho região do médio rio Guamá na Amazônia oriental. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 2, p. 266-281, 2011.

AZEVEDO, A. C. Funções ambientais do solo. In: AZEVEDO, A. C.; DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F. A. (Org.). **Fórum Solos e ambiente**, 1, Santa Maria: Pallotti, p. 7-22, 2004.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. **Metais: gerenciamento da toxicidade**. São Paulo: Atheneu, 2003, 554p.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. Ed. Porto Alegre: Bookman, 2002, 622 p.

BAKER, K. H.; HERSON, D. S. **Bioremediation**. McGraw-Hill, Inc, Environmental Microbiology Associates, Inc. Harrisburg, Pennsylvania, 1994, 375 p..

BARBIERI, R.; ESTEVES, F. A.; REID, J. W. Contribution of two aquatic macrophytes to the nutrient budget of Lobo Reservoir, São Paulo, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, 22, p. 1631-1635, 1984.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. H. Structural and ultrastructural changes in heavy metal exposed plants. In: PRASAD, M.N.V.; HAGEMEYER, J. (Ed.). **Heavy metal stress in plants: from molecules to ecosystems**. Berlin: Springer, p.183-206, 1999.

BEDA, J. N. **Determinação do coeficiente de decaimento bacteriano em wetland (alagado construído)**. 2011. 50 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária)-Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

BERTOLINO, S. M.; CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 271-277, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v13n3/a05v13n3.pdf>>. Acesso em: 10 abr. 2013.

BERTOLUCI, V. D. M.; ROLON, A. S.; MALTCHIK, L. Diversidade de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do município de São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas: Botânica**, v. 55, p. 187-199, 2004.

BIANCHINI JUNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAS, S. M.; BINI, L. M. (Editors.). In: **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, p. 85-126, 2003.

BILTON, D. T. Intraspecific variation in the terrestrial isopod *Oniscus asellus* Linnaeus, 1758 (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 110, p. 325-354, 1994.

BINOTTO, D. **Avaliação da eficiência do sistema não convencional de esgoto sanitário**. 2004. 44f. Trabalho final de graduação (Graduação em Engenharia Ambiental)-Centro Universitário Franciscano, Santa Maria, 2004.

BOUCHARD, D. C.; WILLIAMS, M. D.; SURAMPALLI, R. Y. Nitrate contamination of ground water sources and potential health effects. **Journal of the American Water Works Association**, 84, p. 85-90, 1992.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 10 mar. 2013.

BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G. **Limnologia fluvial** – Um estudo no Rio Mogi-Guaçu. São Carlos: RiMa, 2003, 255p.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, 117, p. 71-78, 1994.

BROOKS, R. R. **Biological methods of prospecting for minerals**. New York: Wiley-Interscience, 1983, 322p.

_____. **Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining**. CAB International, New York, 1998.

CASARINI, D. C. P. et al. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001, 73 p. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/solo/publicações-e-Relatórios/1-Publicações/-Relatórios>. Acesso em: 30 jul. 2012.

CASTRO, I. M. P.; GOMES, J. P. M.; OLIVEIRA, M. C. S.; SANTOS, Y. T. C.; LIMA, J. Q. Matéria orgânica e nitrogênio em resíduos esgotados de fossas e tanques sépticos residenciais da cidade de Juazeiro do Norte - Ceará. In: Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação, 7, 2012, Palmas. **Anais...** Palmas: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins, 2012. Disponível em:

<<http://propi.ifto.edu.br/ocs/index.php/connepi/vii/paper/viewFile/4246/2362>>. Acesso em: 13 jun. 2013.

CAVINATTO, A. S.; PAGANINI, W. S. Os microrganismos nas atividades de disposição de esgotos no solo – estudo de caso. **Eng. sanit. ambient.**, v. 12, n. 1, jan./mar., p. 42-51, 2007.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas 6.410**. São Paulo: CETESB, 1999.

CHAMBERS, P. A.; LACOULD, P.; MURPHY, K. J.; THOMAZ, S. M. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. **Hydrobiologia**, 595, p. 9-26, 2008.

CHAVES, L. H. G.; MESQUITA, E. F.; ARAUJO, D. L.; FRANÇA, C. P. Acúmulo e distribuição de cobre e zinco em mamoneira cultivar BRS Paraguaçu e crescimento da planta. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, 7 (3), p. 263-277, 2010.

COELHO, V. M. T.; DUARTE, U. Potencial de contaminação de aquífero freático por esgoto doméstico – quantificação do decaimento bacteriológico. **Águas Subterrâneas**, v. 22, n. 01, p. 01-12, 2008. Disponível em: <<http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/viewFile/17020/11541>>. Acesso em: 10 abr. 2013.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 420**, de 30 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. Brasília, 2009.

_____. **Resolução n. 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011.

_____. **Proposta de Resolução - Roberto Monteiro**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas, bem como estabelece as condições e padrões para o controle da disposição de resíduos e efluentes em solos e dá outras providências. Brasília, 2007. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/.../PropResolAguasSubt_RoberMonteiro.pdf>. Acesso em: 11 mai. 2013.

CONNELL, D. W.; MILLER, G. J. **Chemistry and Ecotoxicology of Pollution**. N.Y.: John Wiley & Sons, 1984.

CONSEMA - CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 128**, de 24 de novembro de 2006. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria do Meio Ambiente, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 2006.

COOK, C. D. K. **Water plants of the world**. The Hague, Junk B.V., p. 1-555, 1974.

CORDEIRO, F. C.; DIAS, F. C.; MERLIM, A. O.; CORREIA, M. E. F.; AQUINO, A. M.; BROWN, G. Diversidade da macrofauna invertebrada do solo como indicadora da qualidade do solo em sistema de manejo orgânico de produção. **Revista Universidade Rural: Série Ciências da Vida**, Seropédica-RJ: EDUR, v. 24, n.2, p. 29-34, 2004.

CORDEIRO, M. R.; RODRIGUES, S. M.; SOUZA, P. R. N.; FERREIRO, M. I. P. Avaliação da contaminação de efluentes domésticos em poços sobre área de restinga. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, Campos dos Goytacazes-RJ, v. 5, n. 1, p. 89-102, 2011.

CORREIA, M. E. F. LIMA, D. A.; FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C.; TAVARES, S. R. L. Comunidades da macrofauna do solo em áreas de floresta secundária de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. In: Congresso Brasileiro de Ecologia do Brasil, 5, 2001. **Anais...** Porto Alegre: UFRGS, 2001.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de wetlands construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciência da Terra*, v. 3, n. 1, 2003.

COUGHTREY, P. J.; MARTIN, M. H.; YOUNG, E. W. The woodlouse, *Oniscus asellus*, as a monitor of environmental cadmium levels. **Chemosphere**, n. 12, p. 827-832, 1977.

COURACCI FILHO, B; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; NOUR, E. A.; ANDREOLI, F. N.; SOUZA, H. N; MONTEGGIA, L. O.; von SPERLING, M.; LUCAS FILHO, M.; AISSE, M. M.; FIGUEIREDO, R. F.; STEFANUTTI, R. Tecnologia do tratamento de águas residuárias no solo: infiltração rápida, irrigação e escoamento superficial. **In:** CAMPOS, J. R. (Coord.) Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, p. 357- 408, 1999.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Adv. Agron.**, v. 56, p. 55-114, 1996.

CUNNINGHAM, S. D.; BERTI, W. R. Remediation of contaminated soil with green plants: an review. **Vitro cell. Dev. Biology**, v.29, p. 207-212, 1993.

CUNNINGHAM, S. D.; OW, D. W. Promises and Prospects of Phytoremediation. **Plant Physiol.**, 110, p. 715-719, 1996.

DARVISHI, H. H.; MANSOURI, M.; FARAHANI, H. A. The effect of irrigation by domestic waste water on soil properties. **J. Soil. Sci. Environ. Manage.**, v. 1 (2), p. 30-33, 2010. Disponível em: <<http://www.academicjournals.org/jssem/PDF/Pdf2010/March/Darvishi%20et%20al.pdf>>. Acesso em: 13 mai. 2013.

DAS, R.; DAS, S. N. Impact of Wastewater Discharge on Soil and Ground Water - A Case Study. **Journal of Scientific & Industrial Research**, v. 62, p. 207-211, 2003. Disponível em: <[http://nopr.niscair.res.in/bitstream/123456789/17601/1/JSIR%2062\(3\)%20207-211.pdf](http://nopr.niscair.res.in/bitstream/123456789/17601/1/JSIR%2062(3)%20207-211.pdf)>. Acesso em: 10 jan. 2013.

D`ÁVILA, R. F. **Ensaio metodológico de avaliação de impacto antrópico na Bacia Hidrográfica da Universidade Federal de Santa Maria - RS**. 2009. 174 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

DOUMETT, S., LAMPERI, L., CHECCHINI, L., AZZARELLO, E., MUGNAI, S., MANCUSO, S. Heavy metal distribution between contaminated soil and *Paulownia tomentosa*, in a pilot-scale assisted phytoremediation study: Influence of different complexing agents. **Chemosphere**, 72, p. 1481- 1490, 2008.

ELDER, J. F. Metal Biogeochemistry in Surface-Water Systems - A Review of Principles and Concepts. **U.S. Geological Survey Circular 1013**, 1988.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Environmental indicators of water quality in the United States**. Washington, D. C., U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA 841-R-96-002, 1996.

ESTEVES, F. A. (Coord.) **Fundamentos de Limnologia**, 3ª ed. Interciência, Rio de Janeiro, 2011, 826 p.

FARINHA, A. E. C. C. Formigas indicam a qualidade do meio ambiente. **Jornal Pedaco da Vila**, Edição nº 47, 2006. Disponível em: <www.pedacodavila.com.br>. Acesso em: 10 jun. 2013.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3ª ed., Rio de Janeiro: CPMR, UFPE/LABHID, 2008, 812 p.

FERREIRA, T. F. **Ecologia e aplicabilidade de métodos para avaliação da produção primária de *Zizaniopsis bonariensis*: uma macrófita aquática emergente, no sistema hidrológico do TAIM, RS**. 2005. 161 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

FERRETE, J. A.; BORGES, E. A.; ROSOLEN, V. S.; LEMOS, J. C.. Risco de contaminação ambiental por esgotos domésticos e resíduos sólidos em lotes do assentamento de reforma agrária Ezequias dos Reis, município de Araguari (MG). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, 2007. **Anais...** Belo Horizonte: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

FONSECA, M. C. C. **Isolamento e caracterização morfológica de pseudomonas spp. Fluorescentes nativas em sistemas de produção agrícola**. Comunicado Técnico n.º 43, Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, p. 1-4, 2000.

FOSTER, S.; VENTURA, M.; HIRATA, R. **Poluição das águas subterrâneas**. Instituto Geológico: São Paulo, 1993.

FREEZE, A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. New Jersey: Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1979, 604 p.

FUNASA - FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de implementação de consórcios públicos de saneamento**. Cooperação Técnica FUNASA-ASSEMAE, Brasília, 2008, 110 p. Disponível em: <[http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/eng_manualCapacitacao .pdf](http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/eng_manualCapacitacao.pdf)>. Acesso em: 29 jan. 2013.

GARDNER, K. K.; VOGEL, R. M. Predicting groundwater nitrate concentration from land use. **Groundwater**, 43 (3), p. 343-352, 2005.

GOPAL, B. *Wetland* (mis) management by keeping people out: two examples from India. **Landscape and Urban Planning**, 20, p. 53-59, 1991.

GUSSARSSON, M.; ADALSTEINSSON, P. J.; ASP, H. Cadmium and copper interactions on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula pendula* Roth) seedlings. **Plant and Soil**, 171, p. 185-187, 1995.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 4, p. 345-390, 2005.

HAMES, C. A. C.; HOPKIN, S. P. Assimilation and loss of ^{109}Cd and ^{65}Zn by the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 47, p. 440-447, 1991. Disponível em: <http://www.stevhopkin.co.uk/publications/1991_BECT_47_440-447.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2013.

HEGAZY, A. K.; ABDEL-GHANI, N. T.; EL-CHAGHABY, G. A. Phytoremediation of industrial wastewater potentiality by *Typha domingensis*. **Int. J. Environ. Sci. Tech.**, 8 (3), p. 639-648, 2011.

HEGEMANN, W. Natural wastewater treatment systems in Germany – constructed *wetland* and lagoons. In: CHERNICHARO, C. A. L.; von SPERLING, M. **Seminário Internacional: Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias domésticas e industriais**. Belo Horizonte, p. 81-104, 1996.

HOPKIN, S. P. Species-specific differences in the net assimilation of zinc, cadmium, lead, copper and iron by the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. **Journal of Applied Ecology**, 27, p. 460-474, 1990.

HOPKIN, S. P.; MARTIN, M. H. The distribution of zinc, cadmium, lead and copper within the woodlouse *Oniscus asellus* (Crustacea, Isopoda). **Oecologia**, 54, p. 227-232, 1982. Disponível em: <http://www.stevhopkin.co.uk/publications/1982_T&C_14_703-715.pdf>. Acesso em: 11 jun. 2013.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Ministério das Cidades. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2013.

INCONTROL. **Manual de operação e instalação**. Calha *Parshall*. Medidor de vazão em locais abertos. São Paulo: Incontrol S/A, 2008.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados de precipitação pluviométrica para o município de Santa Maria-RS entre o período de agosto de 2012 a julho de 2013**. 2013. Disponível em: <www.inmet.gov.br>. Acesso em: 5 jun. 2013.

IRGANG, B. E. **Comunidades de macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul – Brasil: um sistema de classificação**. Tese (Doutorado em Botânica)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

IRGANG, B. E.; GASTAL JUNIOR, C. **Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do RS**. CPG-Botânica/UFRGS, Porto Alegre, 1996.

ITOH, M.; TAKEMON, Y.; MAKABE, A.; YOSHIMIZU, C.; KOHZU, A.; OHTE, N.; TUMURSKH, D.; TAYASU, I.; YOSHIDA, N.; NAGATA, T. Evaluation of wastewater nitrogen transformation in a natural *wetland* (Ulaanbaatar, Mongolia) using dual-isotope analysis of nitrate. **Science of the Total Environment**, 409, p. 1530-1538, 2011.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6^a ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

JULIÃO, G. R.; FERNANDES, G. W.; NEGREIROS, D.; BEDÊ, L.; ARAUJO, R. C. Insetos galhadores associados a duas espécies de plantas invasoras de áreas urbanas e per-urbanas. **Rev. Bras. Entomol.**, v. 49, n. 1, 2005.

KIVAIISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**, 16, p. 545-560, 2001.

KOZLOWSKI, T. T. Impacts of air pollution on forest ecosystems. **Bioscience**, v. 30, p. 89-93, 1980.

KRONE, R. B.; McGAUHEY, P. H.; GOTAAS, H. B. Direct discharge of groundwater with sewage effluents. **Journal Sanitary Engineering Division**, v. 83, p. 1-25, 1957.

KRONE, R. B.; ORLAB, G. T.; HODGKINSON, C. Movement of coliform bacteria through porous media. **Sewage and Industrial Wastes**, v. 30, p. 1-13, 1958.

LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos. Editora RiMa (UENF/FAPERJ), 2000, 531p.

LAVELLE, P. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. **Advances in Ecological Research**, New York, v. 27, p. 93-132, 1997.

LEMLY, A. D. Risk assessment and environmental management tool considerations for freshwater wetlands. **Environmental Management**, New York, v. 21, n. 3, p. 343-358, 1999.

LERNER, D.; ISSAR, A.; SIMMERS, I. **Groundwater recharge: a guide to understanding and estimating natural recharge**. International contributions to hydrogeology/International Association of Hydrogeologists, Ed. H Heise, v. 8, 1990, 345 p.

LEVY, D. B.; REDENTE, E. F.; UPHOFF, G. D. Evaluation of the phytotoxicity of Pb–Zn tailings to big bluestem (*Andropogon gerardii* Vitman) and switchgrass (*Panicum virgatum* L.). **Soil Sci.**, 164 (6), p. 363–375, 1999. Disponível em: <
http://journals.lww.com/soilsci/Abstract/1999/06000/EVALUATING_THE_PHYTOTOXICITY_OF_Pb_Zn_TAILINGS_TO.1.aspx>. Acesso em: 04 abr. 2013.

LIMA, A. A.; LIMA, W. L.; BERBARA, R. L. L. Diversidade da mesofauna de solo em sistemas de produção agroecológica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, 1, 2003. Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR, 2003.

LONG, R. W.; LAKELA, O. **A Flora of Tropical Florida**. Banyan Books, Miami-FL, 1976.

LOUREIRO, S.; SAMPAIO, A.; BRANDÃO, A.; NOGUEIRA, A. J. A.; SOARES, A. M. V. M. Feeding behaviour of the terrestrial isopod *Porcellionides pruinosus* Brandt, 1833, (Crustacea, isopoda) in response to changes in food quality and contamination. **Science of The Total Environment**, v. 369, p. 119-128, 2006. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969706004165> >. Acesso em: 18 jun. 2013.

MALTCHIK, L., ROLON, A. S.; GROTH, C. Diversidade de macrófitas aquáticas em áreas úmidas da Bacia do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul. **Pesquisas: Botânica**, vol. 52, 2002, p. 143-154.

MALUCHE, C. R. D.; SANTOS, J. C. P.; SINHORATI, D.; AMARENTE, C. V. T.; BARETTA, D. Fauna edáfica como bioindicadora da qualidade do solo em pomares de macieiras conduzidos nos sistemas orgânico e convencional. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, 1, 2003. Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR, 2003.

MARION, F. A.; CAPOANE, V.; SILVÉRIO DA SILVA, J. L. Avaliação da qualidade da água subterrânea em poço do Campus da UFSM, Santa Maria, RS. **Ciência e Natura**, Revista do CCNE, Santa Maria, volume 29 (1), p. 97-109, 2007.

MARION, F. A. **Avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas por geoprocessamento, no Campus da UFSM – RS**. 2009. 94f. Dissertação (Mestrado em Geomática)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

_____. Águas subterrâneas, atividades potencialmente contaminantes e o aporte do geoprocessamento na definição de conflitos. **Geoambiente On-line**, n. 17, Jantaí-GO, jul./dez. 2011.

MARION, F. A.; MELLO FILHO, J. A.; SILVA, J. L. S. Análise da vulnerabilidade natural das águas subterrâneas por geoprocessamento no Campus da UFSM – RS. **Terr@Plural**, Ponta Grossa, v. 4, n. 1, p. 65-76, jan./jun., 2010.

MARLON, R.; PEDROSO, B. C.; FERNANDES, F. F.; ARGENTA, J. C. A importância do *Armadillidium vulgare* na decomposição de resíduos e disponibilidade de nitrogênio. In: Congresso de Iniciação Científica da Universidade Federal de Pelotas, 21, 2012. **Anais...** Pelotas: Universidade Federal de Pelotas, 2012. Disponível em: <http://www.ufpel.edu.br/cic/2012/anais/pdf/CA/CA_01577.pdf>. Acesso em: 09 jun. 2013.

MARQUES, D. M. L. M.; IRGANG, B. E.; GIOVANNINI, S. G. T. A importância do hidroperíodo no gerenciamento de água em terras úmidas (*wetlands*) com uso múltiplo. o caso da Estação Ecológica do Taim. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 12, 1997. **Anais...** Vitória: ABRH, 1997.

MARTINS, A.; DINARDI, A. L.; FORMAGI, V. M.; LOPES, T. A.; BARROS, R. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Biorremediação. In: Fórum de Estudos Contábeis, 3, 2003. **Anais...** Claretianas Rio Claro–SP: Faculdades Integradas, 2003. Disponível em: <<http://www.ceset.unicamp.br/te/Artigos/3fec2401.pdf>>. Acesso em: 10 abr. 2013.

MATTIAZZO, M. E. ; BERTON, R. S.; CRUZ, M. C. P. Disponibilidade e avaliação de metais pesados potencialmente tóxicos. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; Van RAIJ, B.; ABREU, C. A. (Org.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. 1 ed. Jaboticabal: CNPq; FAPESP; POTAFOS, p. 213-234, 2001.

MATO, A. P. **Determinação de Nitratos, Nitritos e Prováveis Fontes de Contaminação em Águas de Poços e sua Influência na Metemoglobinemia Infantil**. 1996. 122 f. Dissertação. (Mestrado em Saúde Pública)-Universidade Mackenzie, São Paulo, 1996.

MATOS, B. A. **Avaliação da ocorrência e do transporte de microrganismos no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo**. 2001. 172 f. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia)-Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

MELLO, G. S. L. **Avaliação da viabilidade da utilização do teste respirométrico de Bartha para determinar a biodegradação de hidrocarbonetos aromáticos polinucleares em solo tropical: caso do Fenantreno**. 2005. 191 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia)-Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

MELO, F. A. F.; BRASIL SOBRINHO, M. O. C.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; NETTO, A. C.; KIEHL, J. C. **Fertilidade do solo**. 3. ed. São Paulo: Nobel, p. 265-335, 1987.

MELO, A. S. Diversidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos. In CULLEN JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALADARES-PADUA, C. **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, p. 69-90, 2004.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 2003, 1819 p.

MEYNBURG, G.; HOLTZ, C.; GOETZ, D. **Heavy Metals in the Environment**. Internat. Conf. Hamburg, 1995.

MOJIRI, A. Phytoremediation of heavy metals from municipal wastewater by *Typha domingensis*. **African Journal of Microbiology Research**, v. 6 (3), p. 643-647, 2012.

MOREIRA, C. M. D. **Aspectos qualitativos da água subterrânea no Campus da UFSM**. 2005. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

MOURA, C. L. Influência no comportamento químico dos metais pesados (Cr, Cu, Ni e Zn) em sedimentos de fundo do Rio Embu-Mirim – SP. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22, 2003. **Anais...** Joinville: ABES, 2003.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 385-392, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832004000200017&script=sci_arttext>. Acesso em: 09 mar. 2013.

NOUR, E. A. A. **Tratamento de efluentes de uma indústria cítrica pelo processo de escoamento superficial no solo**. 1990. 326 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)– Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1990.

NUCCI, N. L. R.; COSTA e SILVA, R. J.; ARAÚJO, J. L. B. **Tratamento de esgotos municipais por disposição no solo e sua aplicabilidade no Estado de São Paulo**. São Paulo, SP: Fundação Prefeito Faria Lima - Centro de Estudos e Pesquisas de Administração Municipal, 1978, 70p.

ONSITE TREATMENT SYSTEMS. **Manual for Septic Systems Professionals in Minnesota**. University of Minnesota, 2011. Disponível em: <http://septic.umn.edu/prod/groups/cfans/@pub/@cfans/@ostp/documents/asset/cfans_asset_180964.pdf>. Acesso em 10 mai. 2013.

PAGANINI, W. S.; SOUZA, A.; BOCCHIGLIERI, M. M. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 9, n. 3, jul./set., p. 225-239, 2004. Disponível em: <
<http://www.scielo.br/pdf/esa/v9n3/v9n3a09.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2013.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Decomposition of eichhornia azurea from limnologically diferente environments of the upper Paraná river floodplain. **Hydrobiologia**, 411, p. 45-51, 1999.

_____. Reuso de água na agricultura. In: MANCUSO, P. C. S., SANTOS, H. F. (Edit.). **Reúso de água**. São Paulo: Manole, p. 339-401, 2003.

PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas**. Porto Alegre: Editora ABRH, 2001.

PANKHURST, C. E.; LYNCH, J. M. The role of soil biota in sustainable agriculture. In: PANKHURST, C. E.; DOUBE, B. M.; GUPT, V. V. R. S. GRACE, P. R. (Eds.) **Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems**, Melbourne: CSIRO, 1994, 262 p.

PAOLETTI, M. G.; HASSAL, M. Woodlice (Isopoda: Oniscidae): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, p. 157-165, 1999. Disponível em: <
<http://www.bio.unipd.it/agroecology/download/pdf/papers/1999/Bioindicators%20AEE%201999%20Isopoda%20bioindicators.pdf>>. Acesso em: 02 ju. 2013.

PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M. C. B. Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimento s e nutrientes. In: HENRY, R. **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, p. 177-194, 2003.

PÉREZ-SCHULTHEISS, J. **Famílias de isópodos terrestres (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) de Chile**: sinopses y clave de identificación. Boletín de Biodiversidad de Chile, 4, p. 63-82, 2010.

PERKOVICH, B. S. et al. Enhanced mineralization of [14C] atrazine in *K. scoparia* rhizosferic soil from a pesticide contaminated site. **Pestic. Sci.**, v. 46, p. 391-396, 1996.

PÔMPEO, M. L. M.; HENRY, R. Decomposition of aquatic vegetation echinochloa polytacha (H. B. K.) Hitchcock in a Brazilian reservoir (Parapanema River Mouth Zone). **Verh. Internat. Verein Limnol.**, 26, p. 1871-1875, 1998.

ANDREOLI, C. V. (Coord.) **Usos alternativos de lodos de estações de tratamento de água e estações de tratamento de esgoto: Alternativas de uso de resíduos de saneamento.** PROSAB 4, Curitiba, 2006, 398 p.

QUADROS, A. F. Os isópodos terrestres são boas ferramentas para monitorar e restaurar áreas impactadas por metais pesados no Brasil? **Oecologia Australis**, 14 (2), p. 569-583, 2010.

QUADROS, A. F.; ARAUJO, P. B. An assemblage of terrestrial isopods (Crustacea) in southern Brazil and its contribution to leaf litter processing. **Revista Brasileira de Zoologia**, 25 (1), P. 58-66, 2008.

RABE, R. Der nachweis von luftverunreinigungen und idren wirkungen durch ioindikation. **Forum Städte-Hygiene**, v. 33, p. 15-21, 1982.

RECKZIEGEL, T. **Modelo conceitual de contaminação por emissão de efluente no solo - Bacia Escola Campus/UFSM.** 2012. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

REYNOLDS-VARGAS, J.; FRAILE-MERINO, J.; HIRATA, R. Trends in nitrate concentrations and determination of their origin using stable isotopes (^{18}O and ^{15}N) in groundwater of the western Central Valley, Costa Rica. **Ambio: A Journal of the Human Environment**, 35 (5), p. 229–236, 2006.

RIBAS, T. B. C.; FORTES NETO, P. Disposição no solo de efluentes de esgoto tratado visando à redução de coliformes termotolerantes. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 3, n. 3, 2008.

RECKZIEGEL, T.; CRUZ, J. C.; WOLFF, D. B.; ARAÚJO, R. K.; LAMPERT, P. D. Monitoramento de água subterrânea para verificação da contaminação do lençol freático. In: **Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa**, 11, 2013. **Anais...** Maputo-Moçambique: Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 2013.

REED, S. C.; CRITES, R. W., MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**, 2 ed., New York, USA: McGraw-Hill Inc., 1995, 433p.

ROLON, A. S.; LACERDA, T.; MALTCHIK, L.; GUADAGNIN, D. L. The influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in southern Brazil wetlands. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 2, p. 221-228, 2008.

ROLON, A. S.; MALTCHIK, L.; IRGANG, B. Levantamento de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 26, n. 1, p. 17-35, 2004.

ROMHELD, V.; MARSCHNER, H. Function of micronutrients in plants. In: MORTVEDT, J. J.; COX, F. R.; SHUMAN, L. M.; WELCH, R. M. (Org.). **Micronutrients in Agriculture**, 2 ed., Soil Science Society of America, Madison, WI, 1991.

SALT, D. E.; SMITH, R. D.; RASKIN, I. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, n. 49, p. 643–668, 1998.

SANTOS, A. C. Noções de Hidrogeoquímica. Cap. 5, 2008. In: FEITOSA, F. A. C. et al. Hidrogeologia - Conceitos e Aplicações; CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 3 ed. rev. e ampl. - Rio de Janeiro: CPRM, LABHID, 2008.

SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. B.; BUDA, H.; KISHI, R.; MARONE, E.; LAUTERT, F. L. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: LACTEC (Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento Centro Politécnico), 2001, 372p.

SCHMALFUSS, H. Eco-morphological strategies in terrestrial isopods. In: SUTTON, S. L.; HOLDICH, D. M. **The biology of terrestrial Isopods**. Proceedings of a Symposium at the Zoological Society of London, n. 53, p. 49-63, 1984.

SERRANO, J. G.; HERNÁNDEZ, A. C. **Depuración com humedales construídos**: Guía práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya, 2008, 98 p. Disponível em: <http://upcommons.upc.edu/e-prints/bitstream/2117/2474/1/JGarcia_and_ACorzo.pdf>. Acesso em: 10/12/2012.

SCHILL, R. O.; KÖHLER, H. R. Energy reserves and metal-storage granules in the hepatopancreas of *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber* (Isopoda) from a metal gradient at Avonmouth, UK. **Ecotoxicology**, 13 (8), p. 787-96, 2004. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10646-003-4476-2>>. Acesso em: 06 jul. 2013.

SHUBERT, R. (Ed.) **Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen**. Jena: Gustav Fischer Verlag, 1991, 338 p.

SILVEIRA, T. C. L. **Impacto do corte das macrófitas aquáticas *Schoenoplectus californicus* e *Typha domingensis* sobre a fauna de macroinvertebrados: subsídios para o**

extrativismo sustentável. 2007. 129 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

SILVEIRA NETO, S.; NAKANO, O.; BARBIN, D.; VILA NOVA, N. A. **Manual de Ecologia dos Insetos**, Piracicaba, Ceres, 1976, 419 p.

SUSARLA, S.; MEDINA, V. F.; MCCUTCHEON, S. C. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 657-658, 2002.

SUTTON, S. L. The biology of terrestrial Isopods. In Symposium at the Zoological Society of London, 53, London, p. 49-63, 1983.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface- flow treatment wetlands. **Water Science and Technology**, 44 (11-12), p. 9-17, 2001.

TASSI, R. **Gerenciamento hidroambiental de terras úmidas.** 2008. 257 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

TELLES, D. D.; COSTA, H. P. G. **Reúso da Água: Conceitos, teorias e práticas.** 1ª ed. São Paulo: Editora Blucher, 2007, 311 p.

TERADA, M; ZUCCOLO, A. C. F.; PAGANINI, W. S. Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo com utilização de gramíneas. **Revista DAE**, v. 45, n. 142, p. 249-254, 1985.

THEENHEUS, A.; SCHEU, S. Successional changes in microbial biomass activity and nutrient status in faecal material of the slug *Arion rufus* (Gastropoda) deposited after feeding different plant materials. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 28, p. 569-577, 1996.

THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Comunidade de Macrófitas Aquáticas. In: Fundamentos de Limnologia. (Coord. ESTEVES, F. A.), **Interciência**, Rio de Janeiro, p. 461-518, 2011.

TOPP, W.; SIMON, M.; KAUTZ, G.; DWORSCHAK, U.; NICOLINI, F.; PRÜCKNER, S. Soil fauna of a reclaimed lignite open-cast mine of the Rhineland: improvement of soil quality by surface pattern. **Ecological Engineering**, 17, p. 307-322, 2001.

TSUTIYA, M. T. Metais pesados: o principal fator limitante para o uso agrícola de biossólidos das estações de tratamento de esgotos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia

Sanitária e Ambiental, 20, 1999. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/brasil20/i-140.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2013.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Land treatment of municipal wastewater**. EPA 625/1-81-013. Process design manual for land treatment of municipal wastewater. Cincinnati, Ohio, USA: Technology Transfer. Center for Environmental Research Information. October, 1981, p. 24.

_____. **Response to Congress on Use of Decentralized Wastewater Treatment Systems**. EPA 832-R-97-001b, 1997. Disponível em: <http://www.epa.gov/owm/septic/pubs/septic_rtc_all.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2012.

USDA; NRCS. UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE; NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. **The PLANTS Database**. National Plant Data Team, Greensboro, NC, 27401-4901, USA. Disponível em: <<http://plants.usda.gov>>. Acesso em: 20 jan. 2013.

USHER, M. B.; PARR, T. Are there successional changes in arthropod decomposer communities? **Journal of Environmental Management**, New York, v. 5, p. 151-160, 1997.

van HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos**: uma manual para regiões de clima quente. Campina Grande, 1994.

VARDANYAN, L. G.; INGOLE, B. S. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (Índia) lake systems. **Environment International**, v. 32, n. 2, p. 208-218, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412005001856>>. Acesso em: 05 jul. 2013.

VIEIRA, G. E. G.; SILVEIRA, C. R.; CUTRIM, J.; RIBEIRO, J. Avaliação dos principais aspectos da fitorremediação aplicados na redução da poluição no solo e água. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 2, p. 182-192, 2011.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, 2 (3), p. 530-549, 2010. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2073-4441/2/3/530>>. Acesso em: 27 set. 2012.

von SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3^a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Natural Systems for Wastewater Treatment.** Public Water Environment Federation. Alexandria, USA, 1990.

WESNER, G. M.; BAIER, D. C. Injection of reclaimed wastewater into confined aquifers. **Journal of the American Water Works Association**, n. 62, p. 203-210, 1970.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. **A guide to the global environment:** environmental change and human health. New York: Oxford University Press, 1998, 389 p. Disponível em: <<http://goo.gl/Cqehb>>. Acesso em: 16 fev. 2013.

YANG, Y.; LERNER, D. N.; BARRET, M. H.; TELLAM, J. M. Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK. **Environ. Geol.**, 38 (3), p. 183-198, 1999. Disponível em: <<http://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s002540050414.pdf>>. Acesso em: 03 jan. 2013.

ZAPAROLI, B. R. **Capacidade desnitrificante de sistemas alagados construídos operados em bateladas sequenciais.** 81 f. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

ZHANG, L.; ZHENG, P.; TANG, C.; JIN, R. Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters. **Journal of Zhejiang University Science B**, v. 9 (5), p. 416-426, 2008. Disponível em: <<http://goo.gl/33KNI>>. Acesso em: 09 mai. 2013.

ZIMMER, M.; TOPP, W. Does leaf litter quality influence population parameters of the common woodlouse, *Porcellio scaber*, 1804 (Crustacea: Isopoda)? **Biol. Fertil Soils**, 24, p. 435-441, 1997. Disponível em: <<http://goo.gl/E3AFH>>. Acesso em: 26 jun. 2013.

ZOCHE, J. J.; FREITAS, M.; QUADROS, K. E. Concentração de Zn e Mn nos efluentes do beneficiamento de carvão mineral e em *Typha domingensis* Pers (Typhaceae). **R. Árvore**, Viçosa-MG, v. 34, n. 1, p. 177-188, 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/rarv/v34n1/v34n1a19.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2013.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para FP-31 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Data	Campanha	Vazão (L/s)	pH	Condut. (µS/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO _{5,20} (mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	SD (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
15/08/2012	1	0,43	6,6	544	155	2,7E+07	2,3E+06	2.324	92,0	1.875,0	1.783,0	346,7
05/09/2012	2	0,94	8,8	1.035	130	3,1E+07	1,0E+07	415	299,5	400,0	100,5	222,0
12/09/2012	3	0,95	7,4	816	181	1,2E+07	3,9E+06	400	180,0	2.890,5	2.710,5	222,0
26/09/2012	4	0,59	7,1	727	141	1,2E+08	1,4E+02	4.236	408,0	700,0	292,0	222,0
05/12/2012	5	1,83	6,9	684	160	1,6E+07	3,6E+06	972	147,4	1.105,0	957,6	295,0
19/12/2012	6	1,66	6,8	892	151	4,9E+07	9,1E+06	453	116,0	720,5	604,5	221,0
16/01/2013	7	1,58	6,5	597	173	3,5E+06	5,2E+05	432	179,5	723,5	544,0	182,0
06/02/2013	8	1,91	6,6	652	113	1,7E+07	3,2E+06	527	111,5	142,0	30,5	180,5
18/02/2013	9	0,90	8,1	956	155	7,8E+06	1,8E+06	37	245,9	401,5	155,6	230,9
27/02/2013	10	2,90	7,1	688	134	3,9E+07	8,3E+06	505	90,5	1.785,5	1.695,0	183,6
Média		1,37	-	759	149	3,2E+07	4,3E+06	886	175,1	1.034,4	859,3	230,6
Mediana		1,27	7,0	708	153	2,2E+07	3,4E+06	479	163,4	722,0	574,3	222,0
Desvio padrão		0,75	-	160	20	3,4E+07	3,6E+06	1288	95,3	900,3	927,2	52,7

APÊNDICE B - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para FP-32 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Data	Campanha	Vazão (L/s)	pH	Condut. (µS/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO _{5,20} (mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	SD (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
15/08/2012	1	0,45	9,1	1.735,0	70,0	2,4E+07	4,7E+06	1.208	90,0	425,0	335,0	307,0
05/09/2012	2	0,61	9,1	1.378,0	204,0	9,2E+07	8,0E+06	491	90,9	1.100,0	1.009,1	164,7
12/09/2012	3	0,37	6,8	790,0	570,0	9,8E+06	6,6E+05	447	37,3	1.066,5	1.029,2	164,7
26/09/2012	4	1,99	8,6	1.348,0	53,0	1,2E+08	8,7E+02	3.856	214,7	750,0	535,3	256,0
05/12/2012	5	0,14	8,3	948,0	85,0	1,4E+07	4,3E+06	283	75,0	294,5	219,5	575,0
19/12/2012	6	0,30	6,9	1.032,0	41,0	1,2E+07	1,6E+06	3.870	30,2	415,5	385,3	351,0
16/01/2013	7	0,20	8,2	994,0	62,0	1,0E+07	4,8E+06	448	65,7	596,5	530,8	296,4
06/02/2013	8	0,19	8,3	860,0	63,0	3,9E+06	1,3E+06	417	38,3	639,5	601,2	257,5
18/02/2013	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27/02/2013	10	0,13	7,8	662,0	82,3	3,7E+06	1,7E+06	691	20,4	158,5	138,1	165,8
Média		0,49	-	1.083,0	136,7	3,2E+07	3,0E+06	1167	73,6	605,1	531,5	282
Mediana		0,30	8,3	994,0	70,0	1,2E+07	1,7E+06	470	65,7	596,5	530,8	257,5
Desvio padrão		0,59	-	339,8	169,4	4,3E+07	2,6E+06	1.452	59,0	324,9	314,8	129,3

APÊNDICE C - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para FP-31A nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Data	Campanha	Vazão (L/s)	pH	Condut. (μ S/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO _{5,20} (mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	SD (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
15/08/2012	1	0,67	7,2	501	79	1,2E+08	3,6E+07	1.441	145,3	1.646,5	1.501,2	357,7
05/09/2012	2	0,67	8,5	1.141	120	9,1E+02	1,3E+07	401	354,7	400,0	45,3	290,0
12/09/2012	3	0,95	8,0	845	129	1,9E+07	6,6E+05	248	183,3	1.101,5	918,2	290,0
26/09/2012	4	0,50	8,5	1.112	112	7,7E+07	1,5E+07	5.807	145,3	450,0	304,7	403,0
05/12/2012	5	0,47	8,1	977	106	7,4E+06	3,6E+06	288	94,4	153,0	58,6	605,0
19/12/2012	6	1,27	7,8	770	89	<1,0E+05	<1,0E+05	538	49,3	274,0	224,7	325,0
16/01/2013	7	0,55	8,2	1.183	94	4,9E+06	1,9E+06	373	228,6	568,5	339,9	446,6
06/02/2013	8	0,45	7,9	862	150	6,4E+06	2,9E+06	374	80,2	711,5	631,3	279,0
18/02/2013	9	0,53	7,8	999	93	5,4E+06	2,0E+06	45	79,4	550,0	470,6	260,1
27/02/2013	10	0,37	8,0	991	132	1,7E+07	4,5E+06	702	95,0	3.966,5	3.871,5	348,5
Média		0,64	-	938	110	2,9E+07	8,8E+06	975	145,6	982,1	836,6	360,5
Mediana		0,54	8,0	984	109	7,4E+06	3,6E+06	388	120,2	559,3	405,3	336,8
Desvio padrão		0,27	-	204	22	4,2E+07	1,1E+07	1723	91,4	1.135,5	1.153,3	103,9

APÊNDICE D - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para FP-50 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Data	Campanha	Vazão (L/s)	pH	Condut. (μ S/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO _{5,20} (mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	SD (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
15/08/2012	1	0,05	7,0	900	41	1,5E+07	1,4E+07	976	421,5	2.010,0	1.588,5	335,0
05/09/2012	2	0,05	8,8	1.068	102	5,9E+07	2,8E+06	326	212,0	350,0	138,0	173,3
12/09/2012	3	0,32	8,5	632	186	3,9E+07	3,4E+02	552	265,0	1.448,0	1.183,0	173,3
26/09/2012	4	0,03	7,9	844	481	1,7E+08	6,5E+02	6.426	841,2	1.500,0	658,8	209,0
05/12/2012	5	0,28	8,6	970	110	1,6E+07	3,3E+06	825	9,0	124,0	115,0	535,0
19/12/2012	6	0,04	6,4	427	169	<1,0E+05	<1,0E+05	463	95,2	400,0	304,8	102,7
16/01/2013	7	0,11	8,1	666	316	3,7E+07	1,7E+07	194	177,0	624,0	447,0	237,9
06/02/2013	8	0,11	7,9	841	103	2,4E+08	3,0E+05	421	321,4	691,0	369,6	264,0
18/02/2013	9	0,11	9,0	1.036	165	2,5E+07	4,1E+06	43	202,3	990,0	787,7	224,1
27/02/2013	10	0,08	8,5	817	228	5,8E+07	1,0E+07	651	201,6	748,5	546,9	184,5
Média		0,12	-	820	190	7,4E+07	5,6E+06	1.100	274,6	888,6	613,9	243,9
Mediana		0,09	8,3	843	167	3,9E+07	3,3E+06	507	207,1	719,8	497,0	216,6
Desvio padrão		0,10	-	198	128	7,9E+07	6,2E+06	1.896	228,9	596,0	467,7	119,5

APÊNDICE E - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para CDE nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Data	Campanha	Vazão (L/s)	pH	Condut. ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO (mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	SD (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
15/08/2012	1	0,40	5,6	447	10	4,2E+04	3,6E+03	63	3,0	196,5	193,5	65,3
05/09/2012	2	0,35	6,7	476	112	2,6E+04	1,3E+03	378	25,3	100,0	74,7	87,7
12/09/2012	3	0,73	6,6	414	118	1,5E+04	1,5E+03	38	9,3	850,0	840,7	87,7
26/09/2012	4	0,35	7,0	402	13	5,6E+04	2,4E+03	395	13,2	200,0	186,8	106,5
05/12/2012	5	0,26	6,9	502	14	1,2E+05	6,2E+03	37	31,4	49,0	17,6	21,9
19/12/2012	6	0,79	7,1	461	31	3,7E+03	1,2E+03	104	1,3	234,5	233,2	181,4
16/01/2013	7	0,30	7,0	518	122	1,6E+05	>1,0E+02	87	29,0	771,0	742,0	236,6
06/02/2013	8	0,20	6,9	516	19	3,9E+04	1,2E+03	166	4,3	200,0	195,7	169,5
18/02/2013	9	0,16	6,8	588	26	3,7E+03	6,0E+02	77	14,0	359,0	345,0	165,6
27/02/2013	10	0,11	7,0	613	32	8,7E+04	6,3E+02	655	6,9	369,0	362,1	236,3
Média		0,36	-	494	50	5,5E+04	2,1E+03	215	13,8	332,9	319,1	135,8
Mediana		0,33	6,9	489	29	4,0E+04	1,3E+03	95	11,3	217,2	214,5	136,1
Desvio padrão		0,23	-	69	47	5,1E+04	1,8E+03	207	11,1	270,8	270,8	72,9

APÊNDICE F - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PMR-02 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Data	Campanha	pH	Condut. (μS/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO_{5,20} (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
15/08/2012	1	7,3	684	68	>2,4E+08	1,7E+05	13	366,3
05/09/2012	2	7,3	864	73	2,6E+03	4,6E+03	229	250,0
12/09/2012	3	7,3	872	80	<1	<1	495	250,0
26/09/2012	4	7,4	834	84	2,4E+05	1,0E+05	75	316,0
05/12/2012	5	7,3	859	62	5,5E+04	2,4E+03	10	560,0
19/12/2012	6	6,8	859	69	>2,4E+05	8,7E+04	278	349,7
16/01/2013	7	7,4	743	48	5,7E+03	1,8E+03	444	315,3
06/02/2013	8	7,1	769	70	1,7E+04	2,8E+03	480	221,5
18/02/2013	9	7,4	828	86	6,1E+03	4,2E+03	53	221,5
27/02/2013	10	7,3	830	155	>2,4E+05	4,4E+04	328	332,4
	Média	-	814	79	5,5E+04	4,7E+04	266	318,3
	Mediana	7,3	832	72	1,2E+04	4,6E+03	254	315,6
	Desvio padrão	-	62	29	9,4E+04	6,1E+04	194	100,0

APÊNDICE G - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PMR-03 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Data	Campanha	pH	Condut. (μS/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO_{5,20} (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
15/08/2012	1	6,5	535	75	1,0E+04	1,7E+05	9	234,0
05/09/2012	2	6,5	599	46	1,5E+03	5,1E+03	224	200,0
12/09/2012	3	6,6	518	364	7,5E+02	5,2E+02	547	200,0
26/09/2012	4	6,9	493	490	1,2E+04	4,4E+03	47	204,5
05/12/2012	5	6,3	495	162	9,8E+04	3,7E+04	6	365,0
19/12/2012	6	6,5	413	89	1,4E+05	4,6E+03	363	190,5
16/01/2013	7	6,5	417	115	2,4E+05	>1,0E+02	434	184,6
06/02/2013	8	6,7	413	145	2,8E+04	4,0E+02	559	135,0
18/02/2013	9	6,6	460	144	6,9E+03	4,1E+03	54	140,9
27/02/2013	10	6,7	476	77	6,1E+04	2,1E+03	187	203,2
Média		-	482	171	6,0E+04	2,6E+04	269	205,8
Mediana		6,6	485	130	2,0E+04	4,4E+03	206	200,0
Desvio padrão		-	60	143	7,9E+04	5,6E+04	219	63,4

APÊNDICE H - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PMR-04 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Data	Campanha	pH	Condut. (μS/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO_{5,20} (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
15/08/2012	1	6,7	273	93	4,5E+04	1,4E+03	63	207,7
05/09/2012	2	6,7	517	43	5,4E+03	4,9E+03	215	217,5
12/09/2012	3	6,5	594	22	2,0E+02	<1	471	217,5
26/09/2012	4	6,9	545	42	4,1E+04	7,5E+02	73	218,5
05/12/2012	5	6,1	401	29	2,4E+05	1,9E+03	2	200,0
19/12/2012	6	6,1	671	22	6,1E+04	1,0E+04	363	0,0
16/01/2013	7	6,5	367	22	1,3E+03	<1,0E+02	262	141,7
06/02/2013	8	6,7	1.222	31	<2,0E+02	<2,0E+02	445	0,0
18/02/2013	9	6,7	391	23	1,4E+04	8,8E+03	47	104,4
27/02/2013	10	6,5	391	30	2,2E+04	5,2E+02	290	175,1
Média		-	537	36	4,8E+04	4,1E+03	241	148,2
Mediana		6,6	459	29	2,2E+04	1,9E+03	238	187,6
Desvio padrão		-	269	22	7,6E+04	4,1E+03	171	86,5

APÊNDICE I - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PMR-05 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Data	Campanha	pH	Condut. (μS/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO_{5,20} (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
15/08/2012	1	6,7	675	37	2,9E+04	1,2E+02	5	250,0
05/09/2012	2	6,7	675	367	9,1E+03	3,1E+03	205	257,5
12/09/2012	3	6,7	671	30	2,2E+04	1,1E+03	500	257,5
26/09/2012	4	6,8	655	31	2,2E+04	2,0E+02	39	232,0
05/12/2012	5	6,7	626	80	1,1E+03	6,5E+04	6	410,0
19/12/2012	6	6,9	628	51	9,8E+02	1,0E+02	269	263,3
16/01/2013	7	6,8	597	19	2,0E+02	<1,0E+02	470	277,6
06/02/2013	8	3,1	871	4	4,8E+05	<2,0E+02	510	0,0
18/02/2013	9	6,9	604	34	1,3E+05	3,1E+02	49	193,5
27/02/2013	10	6,9	613	41	3,1E+04	<1,0E+02	168	259,3
Média		-	662	69	7,3E+04	1,0E+04	246	240,1
Mediana		6,7	642	35	2,2E+04	3,1E+02	187	257,5
Desvio padrão		-	79	106	1,5E+05	2,4E+04	206	101,0

APÊNDICE J - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PM-01 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/12 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Data	Campanha	pH	Condut. (μS/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
15/08/2012	1	5,9	162	6	2,4E+04	1,7E+04	9	64,3
05/09/2012	2	5,9	162	6	1,1E+03	<1,0E+02	27	65,5
12/09/2012	3	5,8	160	5	1,8E+03	1,3E+02	4	75,3
26/09/2012	4	6,2	167	5	1,3E+03	1,0E+02	3	61,0
05/12/2012	5	5,9	184	6	2,4E+03	<1	1	115,0
19/12/2012	6	6,0	153	4	1,7E+04	<5,0E+00	3	67,6
16/01/2013	7	5,7	157	6	1,3E+03	<5,0E+00	87	60,5
06/02/2013	8	5,6	159	3	1,7E+04	<1,0E+02	5	54,5
18/02/2013	9	6,2	159	3	2,4E+03	<1	109	46,4
27/02/2013	10	6,0	166	2	2,1E+04	<1,0E+02	14	63,8
Média		-	163	5	9,0E+03	5,6E+03	28	67,4
Mediana		5,9	161	5	2,4E+03	1,3E+02	7	64,0
Desvio padrão		-	9	1	9,6E+03	9,5E+03	39	18,4

APÊNDICE K - Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PM-02 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/12 a 27/02/2013, no Campus da UFSM.

Data	Campanha	pH	Condut. (μS/cm)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	DBO (mg/L)	Alcalin. (mg/L)
15/08/2012	1	6,4	340	9	8,2E+04	2,6E+02	246	151,7
05/09/2012	2	6,4	340	9	1,7E+03	<100	26	152,5
12/09/2012	3	6,0	298	5	2,1E+02	1,0E+01	4	102,5
26/09/2012	4	6,4	339	5	1,3E+04	1,0E+02	3	141,5
05/12/2012	5	6,1	333	9	2,4E+03	1,0E+00	4	290,0
19/12/2012	6	6,6	312	6	2,4E+03	<50	8	158,0
16/01/2013	7	6,0	268	6	3,2E+02	<50	95	116,4
06/02/2013	8	6,1	233	4	6,4E+03	<100	5	94,0
18/02/2013	9	6,5	237	2	<1	<1	112	75,6
27/02/2013	10	6,3	232	4	2,0E+05	1,1E+03	28	81,6
Média		-	293	6	3,4E+04	2,9E+02	32	136,4
Mediana		6,3	305	6	2,4E+03	1,0E+02	17	128,9
Desvio padrão		-	47	2	6,7E+04	4,6E+02	79	62,0