

DINÂMICA DAS CONTAMINAÇÕES DO SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA POR EFLUENTE SANITÁRIO EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE COM MACRÓFITAS E GRAMÍNEAS

SOIL AND GROUNDWATER CONTAMINATIONS BY SANITARY EFFLUENT IN PERMANENT PRESERVATION AREA WITH MACROPHYTES AND GRASSES

Ronaldo Kanopf de Araújo¹, Delmira Beatriz Wolff², Jussara Cabral Cruz³, Carine Baggiotto⁴, Marciano Friedrich⁵

Universidade Federal de Santa Maria, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Avenida Roraima, Prédio 10, CT-LAB, 2º andar, Cidade Universitária, Bairro Camobi, Santa Maria, RS

¹Mestre em Engenharia Civil, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental,
E-mail: ronaldo.kanopf@gmail.com.

²Doutora em Engenharia Ambiental, E-mail: delmirawolff@hotmail.com.

³Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, E-mail: jussaracruz@gmail.com.

⁴Engenheira Sanitarista e Ambiental, E-mail: carine.bg@gmail.com.

⁵Engenheiro Sanitarista e Ambiental, E-mail: marci.esa@gmail.com.

RESUMO

Um dos maiores problemas relacionado à poluição das águas no Brasil pode ser considerado o lançamento de efluentes sem tratamento. O monitoramento ambiental e o desenvolvimento de sistemas de informações é de interesse relevante para a população local e as autoridades e, a partir disso, criar uma mudança de comportamentos sociais que melhorem a qualidade de vida. Este trabalho teve como objetivo geral apresentar uma estratégia de monitoramento baseada na construção de um modelo conceitual de avaliação das contaminações do solo e da água no município de Santa Maria, RS. Foram monitoradas quatro fontes pontuais de lançamento de efluentes líquidos, quatro poços rasos –efluentes líquidos diluídos no solo–, dois poços de água subterrânea e o efluente final em um canal de drenagem. Os esgotos despejados nessa área passam por tratamento em sistemas constituídos por tanque séptico e filtro anaeróbico. Entretanto, foi constatado 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 área e um plano de gerenciamento de água subterrânea. A abordagem metodológica de monitoramento permitiu verificar a remoção de contaminantes pela filtragem no substrato solo planta.

Palavras-chave: gerenciamento de resíduos líquidos, disposição final, solo, tratamento de esgotos, aquífero.

ABSTRACT

One of the biggest problems related to water pollution in Brazil can be considered the release of untreated effluent. The environmental monitoring and development of information systems is of major interest to the local population and authorities and may create a social behavior change that improve life quality. The main objective of this paper is to monitor the discharge of wastewater, their transport through soil and groundwater contamination in an area located in Santa Maria, RS, Brazil. There were monitored four effluents point sources, four shallow wells (diluted wastewater into the ground) and two groundwater wells. Sewage dumped in this area undergo treatment systems consisting of tank and septic anaerobic filter. However, it was found that the contaminants transport occurs in the vertical and horizontal soil profiles, reaching surface waters and groundwater. Thus, measures to improve wastewater treatment systems in the area must be taken. The methodological approach to monitoring has shown the contaminants removal by soil-plant substrate filtering.

Keywords: waste management, final deposition, soil, sewage treatment, aquifer.

1 – INTRODUÇÃO

Existem, no Brasil, muitas áreas com déficit de saneamento, sendo que 45,7% da população não é servida por rede de coleta e tratamento de esgotos (IBGE, 2011). A disposição de efluentes não tratados provenientes de sistemas locais domésticos e em pequenas comunidades pode ocasionar a poluição de águas subterrâneas e superficiais com consequente risco à saúde dos seres humanos e do meio ambiente (TANNER *et al.*, 2012). Segundo Araújo *et al.* (2011), as águas subterrâneas, por se

encontrarem total ou parcialmente confinadas, são geralmente mais protegidas da poluição do 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.

O termo vulnerabilidade de aquíferos à contaminação busca representar a variação natural conferida pela

capacidade de atenuação de contaminantes da zona não saturada ou semiconfinadas acima de um aquífero, como resultado de processos físico-químicos (filtração, biodegradação, hidrólise, adsorção, neutralização, volatilização e dispersão), os quais variam de acordo com a sua textura, estrutura, teor de argila, matéria orgânica, pH, redox e carbonato (FOSTER, HIRATA, ANDREO, 2013). Assim, a abordagem vulnerabilidade precisa ser muito melhor harmonizada com "prevenção de poluentes e estratégias limite", em que a descarga de certas substâncias químicas de alta mobilidade, toxicidade e com risco de causar poluição (como vários solventes industriais e alguns produtos farmacêuticos) é impedida ou limitada, utilizando atenuação natural apenas para a gestão de contaminantes degradáveis. O monitoramento ambiental e o desenvolvimento de sistemas de informações pela coleta de dados, de forma que se estabeleça uma visão sistêmica da realidade é de interesse relevante para a população local e as autoridades e a partir disso incentivar uma mudança de comportamentos sociais que melhorem a qualidade de vida.

Segundo Oliveira e Von Sperling (2011) os riscos de contaminação das águas subterrâneas e da população têm motivado um grande número de pesquisas sobre a contaminação por sistemas estáticos de tratamento de esgotos domésticos (fossas, tanques sépticos, disposição no solo), principalmente aqueles que possuem uma etapa de disposição no solo como parte integrante do processo. Estes sistemas in situ representam um grande risco de contaminação da água subterrânea (FOSTER; HIRATA; HOWARD, 2011). Os riscos têm aumentado devido à crescente utilização destes sistemas, e também devido à sua inadequada manutenção, principalmente em países em desenvolvimento. No entanto, mesmo países desenvolvidos fazem uso deste tipo de sistema de tratamento e disposição de esgotos.

Em áreas de lançamento de esgotos diretamente sobre a superfície do solo, como ocorre em áreas urbanas e rurais em todo o mundo, torna-se necessária a busca por estratégias de proteção de áreas de preservação permanente e mananciais de visem a redução da pressão pela procura de novos mananciais e assegurar água bruta em qualidade adequada à saúde humana. Isto é fundamental em locais onde existam poços tubulares profundos de abastecimento humano de água subterrânea e também ocorra o lançamento de esgotos que percolam no solo (MARION, 2011). Os sistemas aquáticos são receptores das descargas resultantes das várias atividades humanas nas bacias hidrográficas. Sendo assim, a presença da vegetação ciliar é fundamental para manutenção da qualidade dos recursos hídricos.

Existe uma área que foi degradada pelo lançamento de esgotos e o seu estudo foi realizado com vistas a construir a estratégia de recuperação. A partir do modelo conceitual e outros estudos realizados estabeleceu-se a estratégia de quantificar a redução da contaminação neste sistema (ANGNES; SILVEIRA, 2006; D'ÁVILA, 2009; RECKZIEGEL, 2012). A estratégia de monitoramento da contaminação nesta área foi desenvolvida por Reckziegel (2012) e, neste trabalho, são apresentados os resultados das

análises físico-químicas realizadas como continuidade ao trabalho conduzido pela autora.

Devido ao lançamento de efluentes e às características particulares da área, algumas macrófitas aquáticas se desenvolveram no local, como a *Typha domingensis*, e espécies de gramíneas, como *Pannisetum purpureum*, conhecidos respectivamente como taboa e capim-elefante. Parte do efluente lançado no solo acumula-se nessa área e escoar por um canal (CDE – canal de drenagem de efluente) até alcançar um córrego. Os efluentes lançados nessa área recebem tratamento por meio de tanque séptico seguido de filtro anaeróbico, localizados a cerca de 30,0 m do ponto de despejo.

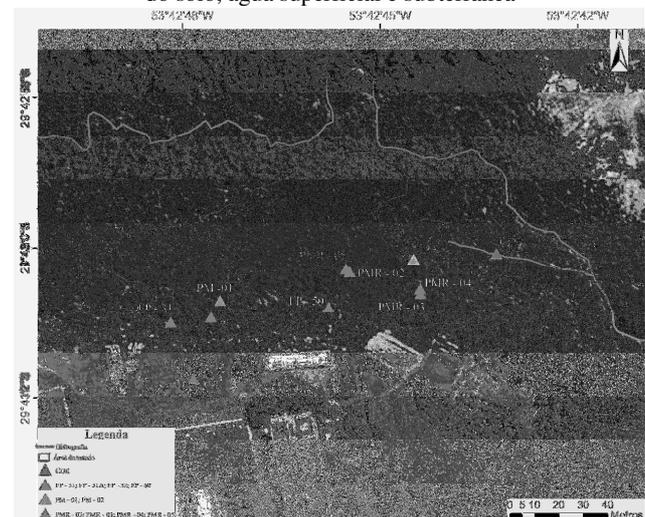
As áreas de preservação permanente apresentam função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

O objetivo geral deste trabalho é apresentar uma estratégia de monitoramento baseada na construção de um modelo conceitual desenvolvido por Reckziegel (2012), de avaliação da contaminação do solo e da água em uma área situada no município de Santa Maria, RS.

2 – MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido no município de Santa Maria, no estado do Rio Grande do Sul, em uma área de cerca de 1.700 m² (Figura 1) em que ocorre o lançamento de efluentes líquidos sanitários diretamente sobre a superfície do solo.

Figura 1 – Área de estudo e pontos de coleta de efluentes, solução do solo, água superficial e subterrânea



Legenda: CDE = canal de drenagem de efluente; FP = fonte pontual; PM = poço de monitoramento; PMR = poço de monitoramento raso.

Foi realizado o monitoramento de quatro fontes pontuais de lançamento de esgoto no solo, denominadas FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 e de dois poços de monitoramento de água subterrânea (PM-01 e PM-02).

O período de monitoramento foi de agosto de 2012 a fevereiro de 2013 e foram realizadas dez campanhas de

amostragem. Foram determinados os parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), turbidez, coliformes totais, *Escherichia coli*, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), sólidos totais (ST), sólidos em suspensão (SS), sólidos dissolvidos (SD), e alcalinidade. Os procedimentos analíticos seguiram o *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WPCF, 2012).

As vazões de lançamento de efluentes de FP-31, FP-32 e FP-50 foram determinadas pela medição direta. No ponto FP-31A realizou-se a medição da vazão pelo método estrutural utilizando-se calha *Parshall*.

A metodologia de amostragem e monitoramento da solução do solo nos poços rasos da água subterrânea nos poços profundos 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) e com a Portaria 2.914 (Ministério da Saúde, 2011).

Para a avaliação da redução da concentração de DBO_{5,20}, sólidos totais, sólidos em suspensão, coliformes totais e *E. coli* 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 1) (von SPERLING, 2005).

$$C_o = \frac{Q_1 \cdot C_1 + Q_2 \cdot C_2}{Q_1 + Q_2} \quad (1)$$

Em que:

C_o = concentração do constituinte na mistura (mg.L⁻¹);

C₁ = concentração do constituinte no componente 1, imediatamente a montante do ponto de mistura;

C₂ = concentração do constituinte no componente 2, imediatamente a montante do ponto de mistura;

Q₁ = vazão do componente 1 (L.s⁻¹);

Q₂ = vazão do componente 2 (L.s⁻¹).

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 são apresentados os resultados das análises físico-químicas e biológicas para FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013.

Tabela 1 – Análises físico-químicas e biológicas para as fontes pontuais de esgoto

FP	Vazão (m ³ .s ⁻¹)	pH	CE (μS.cm ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP.100mL ⁻¹)	<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	Alcalin. (mg.L ⁻¹)	SS (mg.L ⁻¹)	ST (mg.L ⁻¹)	SD (mg.L ⁻¹)	
31	Média	1,37	–	759	149	3,2E+07	4,3E+06	886	175,1	175,1	1.034,4	859,3
	Mediana	1,27	7,0	708	153	2,2E+07	3,4E+06	479	163,4	163,4	722,0	574,3
	Desvio P.	0,75	–	160	20	3,4E+07	3,6E+06	1.288	95,3	95,3	900,3	927,2
32	Média	0,49	–	1.083	137	3,2E+07	3,0E+06	1.167	282,0	73,6	605,1	531,5
	Mediana	0,30	8,3	994	70	1,2E+07	1,7E+06	470	257,5	65,7	596,5	530,8
	Desvio P.	0,59	–	339,8	170	4,3E+07	2,6E+06	1452	129,3	59,0	324,9	314,8
31-A	Média	0,64	–	597	173	3,5E+06	5,2E+05	432	182,0	179,5	723,5	544,0
	Mediana	0,54	8,0	652	113	1,7E+07	3,2E+06	527	180,5	111,5	142,0	30,5
	Desvio P.	0,27	–	956	155	7,8E+06	1,8E+06	37	230,9	245,9	401,5	155,6
50	Média	0,12	–	759	149	3,2E+07	4,3E+06	886	230,6	175,1	1.034,4	859,3
	Mediana	0,09	7,0	708	153	2,2E+07	3,4E+06	479	222,0	163,4	722,0	574,3
	Desvio P.	0,10	–	160	20	3,4E+07	3,6E+06	1.288	52,7	95,3	900,3	927,2

Com base nas concentrações de DBO_{5,20} encontradas observa-se que os efluentes apresentam características de esgoto sanitário. Porém, em algumas campanhas de amostragem as concentrações encontradas foram muito superiores ao descrito na literatura para esse tipo de efluente (domésticos ou sanitários).

Para FP-31, em sete das dez campanhas encontrou-se concentrações de DBO_{5,20} abaixo de 600 mg.L⁻¹, 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⁻¹, com concentração máxima encontrada de DBO_{5,20} de 4.236 mg.L⁻¹.

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⁻¹ de DBO_{5,20}.

Para a fonte FP-31A foram encontradas DBO_{5,20} características 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, de 5.807 mg.L⁻¹, na campanha do dia 26:09:2012.

Para FP-50, em seis coletas a DBO_{5,20} apresentou concentrações dentro da faixa citada na literatura para despejos domésticos.

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

A alcalinidade média da fonte FP-31 foi de 175,1, da FP-32 foi de 282,0, da FP-31A foi de 182,0 mg.L⁻¹. A alcalinidade média para FP-50 foi de 230,6 mg.L⁻¹. 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.

A faixa de pH 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 2 são apresentados os valores médios de vazão, concentração de DBO_{5,20}, SS e *E. coli* das fontes pontuais FP-31, FP-32, FP-31A e FP-50 e os padrões estabelecidos pela Resolução CONSEMA n. 128/2006 para efluentes lançados em águas superficiais. Os padrões de lançamento da Resolução CONSEMA n. 128/2006 estão apresentados entre parênteses na Tabela 2, devido à variação de acordo com a faixa de vazão de lançamento para cada fonte pontual. Foi considerado, 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 2 – Fontes pontuais e padrões de lançamento da Resolução CONSEMA n. 128/2006

Fonte pontual	31*	32*	31A**	50**
Vazão (m ³ .dia ⁻¹)	118,42	42,14	55,59	9,94
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	886 (110)	1.167 (150)	975 (150)	1.100 (180)
SS (mg.L ⁻¹)	187 (125)	73,6 (155)	145,6 (155)	274,6 (180)
<i>E. coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹)	4,3E+06 (1,0E+05)	3,0E+06 (1,0E+05)	8,80E+06	5,60E+06

Nota: *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 as concentrações de SS foram superiores aos padrões normativos definidos pela Resolução CONSEMA n. 128/2006. Para FP-32, em apenas uma campanha a concentração de SS foi superior ao estabelecido pela legislação.

Segundo Reckziegel, entre fevereiro e maio de 2012 os parâmetros DBO_{5,20}, SS e *Escherichia coli* das fontes pontuais FP-31, FP-32 e FP-31A estavam acima dos limites estabelecidos pela legislação, com exceção da FP-31A para *Escherichia coli*, em que não há concentração máxima estabelecida para vazões inferiores a 200 m³.dia⁻¹.

Assim como ocorreu nessa pesquisa, Castro *et al.* (2012) também encontraram concentrações de DBO muito acima daquelas esperadas 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⁻¹. Isso evidencia a necessidade de busca de soluções de tratamento secundárias para os efluentes domésticos no Brasil.

Na Tabela 3 são apresentados os resultados 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.

As concentrações médias de DBO_{5,20} para cada poço apresentam-se com grande variação entre as campanhas, verificada pelos elevados desvios padrão (PMR-02: 266,0 ± 194,0; PMR-03: 269,0 ± 219,0; PMR-04: 241,0 ± 171,0 e PMR-05: 246,0 ± 206,0 mg.L⁻¹). Entretanto percebe-se, pela visualização da tabela 3, uma proporcionalidade entre as concentrações de DBO_{5,20} para os quatro poços rasos em cada campanha. Isso pode estar ligado 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 pelo lado esquerdo.

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.

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⁻¹, respectivamente. A contagem de *E. coli* foi <1,0 NMP.100 mL⁻¹ 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 à complexidade do ambiente estudado. Os processos de sobrevivência, retenção e transporte de microrganismos dependem de fatores como a

temperatura, a precipitação pluviométrica, o tipo de solo e o teor de umidade do solo.

Tabela 3 – Análises físico-químicas e biológicas para PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05

PMR	pH	Condut. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP.100mL ⁻¹)	<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	Alcalin. (mg.L ⁻¹)	
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
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
04	Máximo	6,9	1.222	93	2,4E+05	1,0E+04	445	218,5
	Mínimo	6,3	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
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

A diferença entre a concentração de patógenos em fontes de água em cada ambiente dependerá da espessura do material de aluvião, que atenuará, adsorverá e filtrará os organismos que são transportados pelo aquífero (KANYERERE *et al.*, 2012).

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. 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 (ESTEVES; THOMAS, 2011).

Telles e Costa (2011) 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.

Após 54 dias da aplicação de esgoto sanitário tratado não foram identificados coliformes fecais no solo (ROCHA; PIMENTEL; ZAGO, 2003). Santos (2004) estudou a contaminação microbiológica do solo no momento da fertirrigação de cafeeiro com esgoto sanitário tratado. Constatou-se que tal ação proporcionou o controle dos coliformes fecais ao suspender a aplicação do efluente por um período de duas semanas.

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 ($814 \pm 62 \mu\text{S.cm}^{-1}$) e PMR-05 ($662 \pm 72 \mu\text{S.cm}^{-1}$). Para PMR-03 e PMR-04 foram observados valores de $482 \pm 60 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e $537 \pm 269 \mu\text{S.cm}^{-1}$, 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 $1.222 \mu\text{S.cm}^{-1}$. Em águas naturais os valores de condutividade se apresentam

na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e, em ambientes poluídos por esgoto doméstico ou industrial, os valores de condutividade podem chegar a 1.000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (BRIGANTE; ESPINDOLA, 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. A variação de pH observada foi: PMR-02: 7,4 a 6,8; PMR-03: 6,9 a 6,3; PMR-04: 6,9 a 6,3, e PMR-05: 6,9 a 3,1. 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 alcalinidade foi nula e a condutividade muito alta - 871 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Na Tabela 4 são apresentados os resultados das análises físico-químicas e biológicas para PM-01 e PM-02 nas campanhas de amostragem, no período de 15/08/2012 a 27/02/2013.

Tabela 4 – Resultados das análises físico-químicas e biológicas para PM-01 e PM-02

PM (água subterrânea)	pH	CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP.100mL ⁻¹)	<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	Alcalin. (mg.L ⁻¹)
01	Média	163	5	9,0E+03	5,6E+03	28	67,4
	Mediana	161	5	2,4E+03	1,3E+02	7	64,0
	Desvio Padrão	9	1	9,6E+03	9,5E+03	39	18,4
02	Média	293	6	3,4E+04	2,9E+02	32	136,4
	Mediana	305	6	2,4E+03	1,0E+02	17	128,9
	Desvio Padrão	47	2	6,7E+04	4,6E+02	79	62,0

A mediana do pH para os poços PM-01 e PM-02 foi de 5,9 e 6,3, respectivamente. Esses resultados ficaram muito próximos ao limite mínimo indicado por Santos (2008) para este parâmetro, considerando águas subterrâneas. Há, dessa forma, uma tendência à acidificação do meio, quanto mais distante das fontes de emissão de efluentes líquidos. Por essa interpretação é possível supor que no local de acúmulo e passagem dos efluentes a matéria orgânica esteja mais estável em comparação ao efluente lançado.

O poço PM-01 apresentou valor médio de turbidez de 5 NTU e o PM-02 de 6 NTU. Para turbidez o Valor Máximo Permitido (VMP) estabelecido na Portaria n. 2.914 (Ministério da Saúde, 2011) é de 5 uT (unidade de Turbidez) em poços para abastecimento humano. Logo, pode-se considerar que ambos os poços monitorados estão no limite do Valor Máximo Permitido, apesar de não serem utilizados para o abastecimento humano.

A condutividade elétrica média para o PM-01 foi de 163 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e para o PM-02 foi de 293 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Segundo Libânio (2010), águas naturais possuem valores inferiores a 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, podendo atingir até 1.000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ quando ocorre o lançamento de efluentes domésticos e industriais. Dessa forma, percebe-se pelos resultados encontrados que ocorre movimentação da pluma de contaminação para as camadas mais profundas na área de estudo. Há predominância do fluxo de percolação maior dos contaminantes na direção nordeste, obtendo-se valores mais elevados de condutividade elétrica no PM-02 em relação ao PM-01. Essa situação é observada também para a alcalinidade das amostras dos dois poços. Para PM-01 a alcalinidade média foi de 67,4 mg.L⁻¹ e para PM-02 foi de 136,4 mg.L⁻¹.

Santos Filho e Hirata (2002) encontraram variação de condutividade elétrica de 11,8 a 1.929,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e assumiram como *background* valores até o limite de 80 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Nas águas subterrâneas, a concentração de DBO_{5,20} em geral, é inferior a 5,0 mg.L⁻¹ e ocorrências acima podem indicar contaminação (SANTOS, 2008). As concentrações médias de DBO_{5,20} para PM-01 e PM-02 encontrados foram, respectivamente, 28 e 32 mg.L⁻¹

(desvios padrão: 39 mg.L⁻¹ e 79 mg.L⁻¹). Foi observada uma grande variação nesse parâmetro, com concentrações máximas de 109 e 246 mg.L⁻¹ e mínimos de 1 e 3 mg.L⁻¹, respectivamente. Reckziegel (2012) encontrou valores médios de DBO_{5,20} de 26 mg.L⁻¹ para o poço PM-01 e 34 mg.L⁻¹ para o poço PM-02, o que indicar estar a ocorrer contaminação do aquífero por matéria orgânica.

A contagem média de coliformes totais para PM-01 foi de 9,0E+03 NMP.100mL⁻¹ e de 3,4E+04 NMP.100mL⁻¹ para PM-02, com desvio padrão de 9,6E+03 e 6,7E+04, respectivamente. Para PM-01 o valor médio de contagem de *Escherichia coli* foi de 5,6E+03 NMP.100mL⁻¹ e para PM-02, foi de 2,9E+02 NMP.100mL⁻¹, com desvio padrão de 9,5E+03 e 4,6E+02, respectivamente. Santos (2004) analisou a concentração de coliformes termotolerantes em solo fertirrigado com esgoto sanitário tratado e constatou ausência completa desses organismos, em todo o perfil do solo, quando a irrigação era suspensa por mais de uma semana, e a presença apenas até a profundidade de 0,20 m, quando a fertirrigação era suspensa por uma semana.

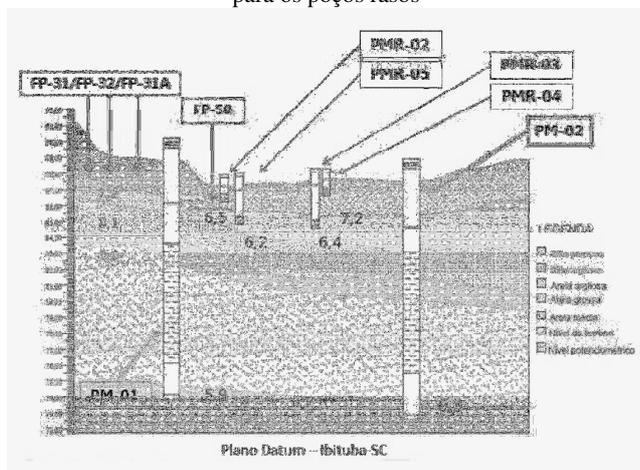
Na Figura 2 é apresentado um perfil estratigráfico com a relação entre o pH e a distância das fontes pontuais de lançamento de efluente no solo para os poços PMR-02, PMR-03, PMR-04 e PMR-05. A descrição das camadas estratigráficas do solo apresentada nessa figura foi realizada por Reckziegel (2012) de acordo com o perfil observado na escavação de duas trincheiras na área de estudo. Assim, se visualiza o processo de acidificação que ocorre na estabilização da matéria orgânica lançada no solo pelas quatro fontes pontuais.

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.

Os sistemas de água subterrânea são bem mais resistentes à poluição dos que os de água superficial, pois a camada de solo sobrejacente atua como filtro físico,

químico e biológico. No entanto, quando contaminada, tem um custo muito alto de recuperação além de existir também um tempo longo neste processo.

Figura 2 – Relação entre o pH e a distância das fontes pontuais para os poços rasos



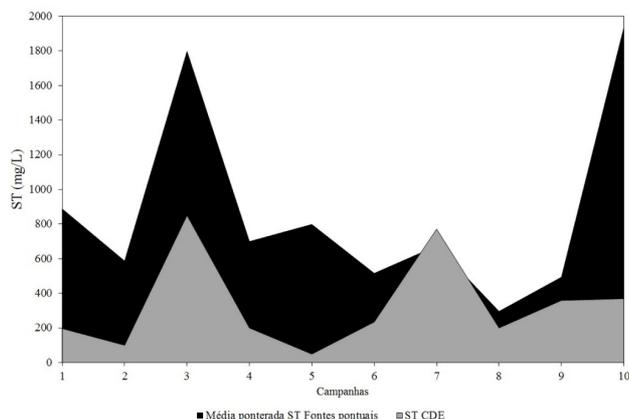
Na Tabela 5 são apresentados os resultados das análises para o CDE. A média de contagem de coliformes

Tabela 5 – Resultados das análises físico-químicas e biológicas para CDE

CDE	pH	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Turbidez (NTU)	Colif. totais (NMP.100mL ⁻¹)	<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	SS (mg.L ⁻¹)	ST (mg.L ⁻¹)	SD (mg.L ⁻¹)	Alcalin. (mg.L ⁻¹)
Média	–	494	50	5,5E+04	2,1E+03	215	13,8	332,9	319,1	135,8
Mediana	6,9	489	29	4,0E+04	1,3E+03	95	11,3	217,2	214,5	136,1
Desvio P.	–	69	47	5,1E+04	1,8E+03	207	11,1	270,8	270,8	72,9

Na Figura 3 é ilustrada 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 3 – Média ponderada de DBO_{5,20} das fontes pontuais e do CDE



totais para as quatro fontes pontuais de lançamento de efluentes foi de 3,9E+07 NMP.100mL⁻¹. A média de contagem de coliformes totais para o CDE foi de 5,5E+04 NMP.100mL⁻¹. Dessa forma, a redução média de coliformes totais, entre a entrada e a saída, foi de 99,8588%.

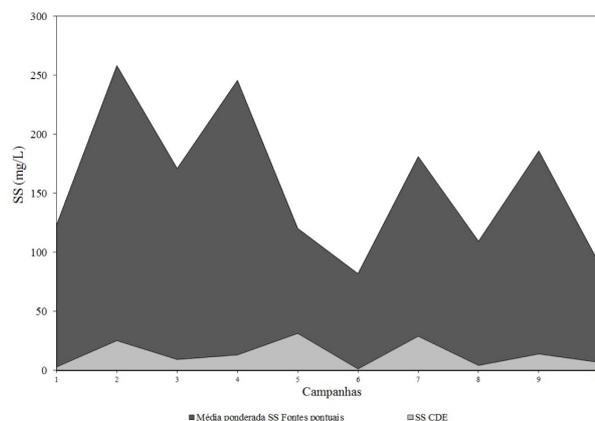
A média de contagem de *Escherichia coli* para as quatro fontes pontuais de lançamento de efluentes foi de 5,5E+06 NMP.100mL⁻¹. A média de contagem de *E. coli* para o CDE foi de 2,1E+03 NMP.100mL⁻¹. Assim, a redução média de *Escherichia coli*, entre a entrada e a saída do sistema, foi de 99,9623%.

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*.

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. A redução máxima observada foi de 97,88% (campanha 3) e a mínima foi de 35,61% (campanha 2).

A redução média da concentração de SS foi de 91,22% a entre a entrada e a saída do sistema (Fontes pontuais e CDE), considerando as dez campanhas de amostragem. A redução máxima observada foi de 98,41% (campanha 6) e a mínima foi de 73,90% (campanha 5) (Figura 4).

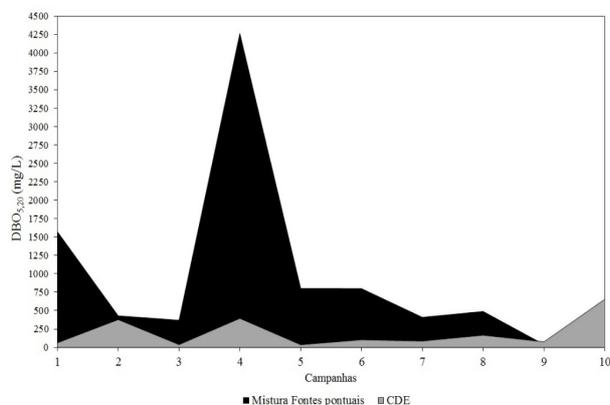
Figura 4 – Média ponderada de SS para as fontes pontuais e para CDE



A redução média da concentração de sólidos totais (ST) 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 5. A redução

máxima observada foi de 97,88% (campanha 3) e a mínima foi de 35,61% (campanha 2).

Figura 5 – Média ponderada de ST para as fontes pontuais e para CDE



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 ST, 91,22% de SS, 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 e *Escherichia coli* na área de lançamento de efluentes sanitários diretamente no solo com presença de macrófitas aquáticas da espécie *Typha domingensis*.

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 $DBO_{5,20}$, SS 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.

Devido ao uso de água subterrânea de forma intensa por poços tubulares localizados próximo ao local de lançamento de esgotos no solo e devido à presença de outros locais onde ocorre essa prática irregular, torna-se necessário o monitoramento dessa água por meio de avaliações qualitativas. Sabe-se que ainda não foi implementado um projeto de monitoramento de águas subterrâneas nessa área, apesar do abastecimento ocorrer há mais de 30 anos.

A abordagem metodológica de monitoramento utilizada nessa pesquisa permitiu identificar a contaminação e pode ser aplicada em outras áreas no Brasil para solucionar problemas desse tipo.

O uso do modelo conceitual como base para o monitoramento do solo e da água permitiu verificar a capacidade de remoção de poluentes pelo sistema constituído pelo substrato de solo e plantas (macrófitas

aquáticas). Esse tipo de abordagem é muito importante para auxiliar na tomada de decisões visando a recuperação de áreas degradadas e contaminadas, devido ao entendimento que se verifica do processo de contaminação.

REFERÊNCIAS

- ANGNES, F. B.; SILVEIRA, G. L. Avaliação do impacto da ação antrópica através do monitoramento qualitativo dos recursos hídricos. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 1, n. 1, 2006.
- 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. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.199>.
- BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G. **Limnologia fluvial: Um estudo no Rio Mogi Guaçu**. São Carlos: RiMa, 2003, 255 p. PMID:19400057.
- 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, CE. *In: VII Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação*, Palmas, TO, Brasil, 2012. Disponível em: <<http://propi.iftto.edu.br/ocs/index.php/connepi/vii/paper/viewFile/4246/2362>>. Acesso em: 13 jun. 2013.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas 6.410**. São Paulo: CETESB, 1999. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas>. Acesso em: 10 jun. 2012.
- 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, RS, 2006.
- 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, RS, 2009.
- ESTEVEZ, F. A.; THOMAZ, S. M. **Comunidade de Macrófitas Aquáticas**. *In: Francisco de Assis Esteves*. (Org.). Fundamentos de Limnologia, 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, v. 1, p. 461-520, 2011.
- FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**, 3. ed., Rio de Janeiro: CPMR, FPE/LABHID, 2008, 812 p.
- FOSTER, S.; HIRATA, R.; ANDREO, B. The aquifer pollution vulnerability concept: aid or impediment in promoting groundwater protection? **Hydrogeology Journal**, v. 21, n. 7, p. 1389-1392, 2013. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-013-1019-7>.

- FOSTER, S.; HIRATA, R.; HOWARD, K. Groundwater use in developing cities: policy issues arising from current trends. **Hydrogeology Journal**, v. 19, n. 2, p. 271-274, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-010-0681-2>.
- HENRY, K. A. **Occurrence of Escherichia coli (E coli) and Enterococcus in shallow groundwater adjacent to onsite wastewater treatment systems in Washington North Carolina**. 2012. 113 f. Dissertação (Mestrado na Faculty of the Department of Geological Sciences), East Carolina University, North Carolina, USA, 2012.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas de saneamento 2011**. Rio de Janeiro, 2011, 268 p.
- KANYERERE, T.; LEVY, L.; XU, Y.; SAKA, J. Assessment of microbial contamination of ground water in upper Limphasa River catchment, located in a rural area of northern Malawi. **Water SA**, v. 38, n. 4, p. 581-596, 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.org.za/pdf/wsa/v38n4/14.pdf>>. Acesso em: 17 out. 2013.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010.
- MARION, F. A. Águas subterrâneas, atividades potencialmente contaminantes e o aporte do geoprocessamento na definição de conflitos. **Geoambiente On-line**, n. 17, Jataí, GO, jul./dez., 2011.
- 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.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria 2.419**, 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. 2011.
- OLIVEIRA, S. M. A. C.; von SPERLING, M. Potenciais Impactos de Sistemas Estáticos de Esgotamento Sanitário na Água Subterrânea – Revisão de Literatura. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 4, p. 95-107, 2011.
- 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, RS, 2012. PMCID:PMC3854290.
- ROCHA, R. E. M.; PIMENTEL, M. S.; ZAGO, V. C. P. Avaliação de biofóssido de águas servidas domiciliares como adubo em couve. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 12, p. 1435-1441, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2003001200010>.
- SANTOS, A. C. Noções de Hidrogeoquímica. Cap. 5, 2008. In: Feitosa, F. A. C.; Manoel Filho, J.; Feitosa, E. C.; Demétrio, J. G. A. (orgs.) **Hidrogeologia – Conceitos e Aplicações**. CPRM, Serviço Geológico do Brasil, 3. ed. revisada e ampliada, Rio de Janeiro: CPRM, LABHID, 2008.
- SANTOS, S. S. **Influência da aplicação, via irrigação por gotejamento, de esgoto sanitário tratado na cultura do cafeeiro e no solo**. 2004. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2004.
- SANTOS FILHO, M. G.; HIRATA, R. O impacto na qualidade da água subterrânea gerado pela disposição de resíduos sólidos urbanos, estudo de caso em Tatuí, SP, Brasil. **Ground water and Human Development**. In: Bocanegra, E.; Martínez, D.; Massone, H. (eds.), XXXII AIH Congreso Mar del Plata, 2002.
- SILVA, J. B. G.; MARTINEZ, M. A.; PIRES, C. A.; ANDRADE, I. P. S.; SILVA, G. T. Avaliação da condutividade elétrica e pH da solução do solo em uma área fertirrigada com água residuária de bovinocultura de leite. **Irriga**, Botucatu, Edição Especial, p. 250-263, 2012.
- SILVA, J. L. S.; MOREIRA, C. M. D.; OSORIO, Q. S.; LOBLER, C. A. Captações de água subterrânea no Campus da UFSM, Santa Maria, RS. **Revista Monografias Ambientais**, v. 9, p. 1953-1969, 2012.
- TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; HEADLEY1, T. R.; YATES, C. R.; STOTT, R. Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralized wastewater treatment: comparison of five alternative configurations. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 112–123, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857412000444>>. Acesso em: 02 set. 2013.
- TELLES, D. A.; COSTA, H. P. G. (orgs.) **Reuso da água: Conceitos, teorias e práticas**, 2. ed., São Paulo: Editora Edgard Blücher, 2011, 424 p.
- von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.