**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DE AQÜÍFERO FREÁTICO
POR ESGOTO DOMÉSTICO – QUANTIFICAÇÃO DO
DECAIMENTO BACTERIOLÓGICO**

Virginia Maria Tesone Coelho

Orientador: Prof. Dr. Uriel Duarte

TESE DE DOUTORAMENTO

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

SÃO PAULO

2007

Aos meus filhos
Carolina e Felipe.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Dr. Uriel Duarte, pela orientação, dedicação e incentivo à realização deste trabalho.

Ao meu filho Felipe Tesone Coelho, pelo auxílio na área de informática.

À Universidade de São Paulo, pela infra-estrutura colocada à disposição.

Aos colegas do Instituto de Geociências que, cada um, com sua experiência, colaborou com o desenvolvimento e conclusão desta pesquisa.

À SABESP, pela realização das análises bacteriológicas.

À FAPESP que viabilizou a execução do projeto.

À CAPES, pelo apoio financeiro ao pesquisador.

À minha família que sempre me apoiou e me incentivou nos momentos difíceis.

A todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Esta pesquisa, para fins de determinação do comportamento de microrganismos termotolerantes em águas de aquífero freático, foi realizada em terrenos aluviais na Estação de Tratamento de Esgotos de Vila dos Remédios, Salesópolis – SP. No local foram instalados uma vala de infiltração para esgoto doméstico bruto e 55 poços de monitoração da água subterrânea, de modo a caracterizar a pluma de contaminação em seu deslocamento ao longo da área ensaiada.

Seguindo as normas técnicas de coleta e análise físico-química-bacteriológica das águas subterrâneas foram executadas, com o intuito de conhecimento específico do local de pesquisa, 55 poços com amostragem e caracterização litológica do solo local até profundidade de 2,5 metros, prospecção geofísica eletrorresistiva de caracterização inicial e eletromagnética (EM-31) de acompanhamento do deslocamento da pluma de contaminação, amostragem e caracterização físico-química-bacteriológica do esgoto bruto e das águas subterrâneas.

Dois mil litros de esgoto bruto, coletado diretamente da rede, foi introduzido no solo através de vala de infiltração, de modo a caracterizar uma injeção pontual, sem transbordamento e de maneira contínua, com uma taxa de infiltração de aproximadamente 80L/h. O deslocamento da pluma de contaminação formada no aquífero freático saturado foi monitorado através de amostras de água coletadas sistematicamente, ao longo do tempo, cujos resultados permitiram calcular a velocidade de deslocamento da pluma, como sendo de $7,67 \times 10^{-4}$ cm/s e, um decaimento de organismos termotolerantes em ambiente de aquífero saturado de 21 dias. Estes resultados permitem o cálculo direto de perímetros de proteção aplicáveis a poços e fontes naturais de captação de água subterrânea, no caso de possibilidades de contaminação por esgoto domiciliar, neste contexto litológico.

ABSTRACT

The objective of this research was to study the behavior of thermo-tolerant microorganisms in the freatic aquifer, in alluvial terrains where the sewage was disposed. The study area was close to the sewage treatment plant of Vila dos Remédios, Salesópolis, SP.

An injection trench and 55 monitoring wells were installed in the area. The sewage was discharged in the trench and samples of the groundwater were taken to study the contamination plume migration and its physic-chemical and bacteriological characteristics through the time.

The wells were constructed with 2.5 meters of depth and the samples were used to characterize the lithological setting.

An initial eletroresistivity survey was performed and, together with the groundwater sampling, electromagnetic survey (EM-31) was periodically conducted to evaluate the plume migration.

Two thousand liters of domestic sewage “in natura” was introduced in the trench to characterize a punctual injection, with a continuous infiltration rate of 80L/h. The migration of the contamination plume was continuously monitored during nine months and the results allowed calculating the migration speed as being $7,67 \times 10^{-4}$ cm/s. The thermo-tolerant microorganisms were extinguished 21 days after the sewage injection. These results allow calculating the protection perimeter applied to groundwater wells and natural springs to avoid sewage contamination in the same lithological context.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Esquema construtivo da vala de infiltração	23
Figura 3.2	Detalhe da disposição das valas de infiltração no terreno	24
Figura 3.3	Vista geral da lagoa facultativa primária e ao fundo as valas de infiltração.....	24
Figura 4.1.1	Localização da ETE Vila dos Remédios	39
Figura 4.1.2	Vista aérea do Distrito de Vila Nossa Senhora dos Remédios e da Estação de Tratamento de Esgoto	40
Figura 5.1	Vista parcial aérea onde foi implantada a pesquisa	44
Figura 5.2	Vista geral do início das escavações da lagoa facultativa primária na ETE Vila dos Remédios	45
Figura 5.3	Detalhe do solo local da área de estudo durante escavações	45
Figura 5.4	Distribuição dos pontos de coleta de solo para classificação textural	46
Figura 5.5	Classificação textural do solo segundo <i>Shepard</i>	47
Figura 5.6	Esquema construtivo do poço de monitoração	51
Figura 5.7	Esquema do caminhamento resistividade (arranjo dipolo-dipolo)	53
Figura 5.8	Localização dos perfis A e B em relação à lagoa facultativa primária	54
Figura 5.9	Perfilagem elétrica linhas A e B da malha A (GALLAS, 2004)	55
Figura 5.10	Caminhamento elétrico nível 1 e 2 da malha A (GALLAS, 2004)	56
Figura 5.11	Mapa potenciométrico do aquífero local	57
Figura 5.12	– Gráfico de pluviometria e evaporação em função do tempo	59
Figura 5.13	Esquema da metodologia de infiltração	60
Figura 5.14	Reservatório de 2000L e vala de infiltração do esgoto	60
Figura 5.15	Detalhe da disposição do reservatório, da vala e dos poços	61
Figura 5.16	Gráfico das curvas de concentração bacteriológica nos poços P-05 e P-37.....	78
Figura 5.17	Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO ₄ e Cl para P-05	79
Figura 5.18	Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO ₄ e Cl para P-06	79
Figura 5.19	Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO ₄ e Cl para P-10	80
Figura 5.20	Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO ₄ e Cl para P-11	80

Figura 5.21 Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO ₄ e Cl para P-19	81
Figura 5.22 Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO ₄ e Cl para P-20	81
Figura 5.23 Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO ₄ e Cl para P-28	82
Figura 6.1 Tomada de distância para cálculo do deslocamento da pluma	83
Figura 6.2 Gráfico ilustrativo para visualização do cálculo do Δt	84
Figura 6.3 Curva cinética de decaimento dos coliformes termotolerantes em águas subterrâneas	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1 Distribuição das frações granulométricas nos pontos analisados	46
Tabela 5.2 Faixa de valores de condutividade hidráulica, segundo FETTER(1988)	47
Tabela 5.3 Teor de matéria orgânica nas amostras de solo analisadas	48
Tabela 5.4 Teor de carbonato nas amostras de solo analisadas	48
Tabela 5.5 Características do esgoto bruto	49
Tabela 5.6 Característica das águas subterrâneas locais	50
Tabela 5.7 Dados mensais de pluviometria e evaporação no período de maio/03 a abril/05	58
Tabela 5.8 Resultado da análise física da água subterrânea local	62
Tabela 5.9 Resultado da análise química da água subterrânea local (cátions)	63
Tabela 5.10 Resultado da análise química da água subterrânea local (ânions)	64
Tabela 5.11 Resultados da análise bacteriológica da água subterrânea local	65
Tabela 5.12 Resultado bacteriológico das amostras de água após a infiltração do esgoto no solo	66
Tabela 5.13 Resultado químico das amostras de água após a infiltração do esgoto no solo (cátions)	67
Tabela 5.14 Resultado químico das amostras de água após infiltração do esgoto no solo (ânions)	72
Tabela 6.1 Velocidades de deslocamento da pluma de contaminação	85

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVO	12
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
	3.1 Esgotos e o meio ambiente	13
	3.2 Composição dos esgotos domésticos	14
	3.3 Características físico-químicas dos esgotos domésticos	15
	3.3.1 Características físicas	15
	3.3.1 Características químicas	16
	3.4 Disposição de esgotos no solo	17
	3.5 Indicadores de contaminação fecal em águas	28
	3.6 Transporte e sobrevivência de microrganismos no subsolo	31
4	ÁREA DE ESTUDO	39
	4.1 Localização e acesso à área	39
	4.2 Geomorfologia	40
	4.3 Geologia	41
	4.4 Hidrografia	42
	4.5 Clima	42
	4.6 População	42
	4.7 Uso e ocupação do solo	42
	Legislação	43
5	MATERIAL, MÉTODO E RESULTADOS	44
	5.1 Caracterização do solo	44
	5.1.1 Caracterização físico-química do solo	45
	5.2 Caracterização do esgoto	49
	5.3 Caracterização da água subterrânea local	50
	5.4 Poços de monitoração	50
	5.5 Caracterização hidrogeológica local	52
	5.5.1 Geofísica	52
	5.5.2 Potenciometria	56

5.6	Pluviometria e evaporação	57
5.7	Método de infiltração	59
5.8	Amostragem	62
	5.8.1 Antes da injeção	62
	5.8.2 Após a injeção	65
6	CÁLCULOS	83
6.1	Velocidade de deslocamento da pluma de contaminação	83
6.2	Dcaimento bacteriológico	85
	6.2.1 Cinética do decaimento bacteriológico	86
7	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	88
8	CONCLUSÕES	90
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91
	ANEXO I	100
	ANEXO II	113

1 INTRODUÇÃO

A História mostra que a fixação do Homem em qualquer região se dá em função das disponibilidades das fontes de energia, em quantidade e qualidade necessárias à sua subsistência.

Dentre as principais fontes de energia (luz, ar, água e alimentos) a água é a responsável pela fixação e formação de comunidades, mesmo em regiões inóspitas do planeta.

Ao consumir energia, o Homem gera resíduos, dos quais predominam o esgoto, o lixo e as partículas na atmosfera. Devido ao comodismo natural do Homem em relação à necessidade de afastar ou condicionar tais resíduos, verifica-se freqüente contato entre as fontes de energia e os resíduos gerados. Esta interação denomina-se poluição do meio ambiente (JORDÃO & PESSOA, 1995).

O instinto de autoconservação levou as comunidades a estabelecerem sistemas de defesa, tais como controle de poluição, aproveitamento racional de energia e implantação de saneamento, os quais se desenvolvem de acordo com o grau de utilização das fontes de energia.

Saneamento é um dos sistemas de defesa com grande importância para a proteção e preservação do meio ambiente, sendo também, condição essencial para o bem estar humano.

Obras de saneamento são investimentos importantes, com grandes implicações na economia, pois, além dos serviços básicos para o bem estar social, seu desenvolvimento produz também, novas riquezas com o surgimento de atividades industriais ligadas ao setor.

A crescente preocupação em relação ao grau de tratamento e o destino final dos esgotos, as suas conseqüências sobre o meio, à qualidade das águas e seus usos preponderantes trouxe melhorias nos processos metodológicos e desenvolvimento tecnológico diferenciado para tratamento de esgotos (JORDÃO & PESSOA, 1995).

Afastar os esgotos do convívio imediato dos moradores, pouco contribui para a melhoria da qualidade de vida se não for acompanhado de um sistema adequado de tratamento e disposição. O tratamento visa confinar os microrganismos

patogênicos para destruí-los ou reduzi-los a valores sanitariamente seguros, evitando a transmissão de doenças e a degradação ambiental.

Os critérios de seleção para tipo e grau de tratamento estão relacionados às exigências da legislação ambiental – Lei Federal nº 6938 de 31/08/1981 que institui a Política Nacional do Meio Ambiente e, o Decreto nº 99274 de 06/08/1990 que a regulamenta.

Nenhum sistema de tratamento pode ser indicado como ideal para qualquer situação. Somente quando se escolhe criteriosamente um processo que se adapta às condições e aos objetivos de cada local pode-se obter uma boa relação custo/benefício.

Países como Estados Unidos, México, Alemanha, Inglaterra, Israel e Austrália já utilizaram tecnologia de tratamento de efluentes domésticos com infiltração no solo.

No Brasil, estações experimentais de tratamento de esgotos (ETE's) utilizando metodologia de infiltração são estudadas desde a década de 1980. O projeto mais recente com resultados conclusivos teve início no final da década de 1990 e início de 2000, em Salesópolis – SP, onde foi implantada a ETE – Vila Nossa Senhora dos Remédios para verificar a eficiência de uma nova concepção de tratamento de esgotos domiciliares desenvolvida para pequenas comunidades. O sistema conjuga uma lagoa facultativa primária seguida de infiltração superficial do efluente no solo, considerando-se a taxa de evaporação.

Sabendo que a infiltração por si só, não elimina o problema da contaminação dos recursos hídricos faz-se necessário o estudo do potencial de contaminação dos efluentes domésticos sobre as águas subterrâneas, como o aqui empregado.

Dentro deste contexto, esta pesquisa foi desenvolvida para verificar o comportamento dos microrganismos (coliformes termotolerantes) indicadores de contaminação por esgotos domésticos em aquíferos freáticos, em função do tempo de trânsito do efluente natural no subsolo, de modo a subsidiar sistemas de disposição destes efluentes e cálculos de perímetros de proteção para fontes e poços rasos e/ou profundos de captação de águas para abastecimento e, que seus resultados possam favorecer aperfeiçoamentos na legislação ambiental vigente, de forma realista, a partir de dados concretos da eficiência do processo de tratamento de esgotos por infiltração.

2 OBJETIVO

O objetivo desta pesquisa foi verificar o decaimento natural de microrganismos indicadores de poluição por esgotos domésticos em aquífero freático saturado, em função do tempo de trânsito desse efluente nas águas subterrâneas, com base na condutividade e gradiente hidráulicos, através de dados reais de experiência de campo utilizando a infiltração direta do efluente bruto oriundo de rede coletora de esgotos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Esgotos e o meio ambiente

O termo *esgoto* era usado para definir as tubulações e também, as próprias águas servidas de uma comunidade que fluíam por essas tubulações. Hoje, o termo é usado para caracterizar os despejos provenientes das diversas modalidades de uso e de origem das águas, tais como: domésticos, industriais, utilidades públicas, áreas agrícolas, superficiais, infiltração, pluviais e outros efluentes sanitários.

Os esgotos são classificados em dois grupos principais: *sanitários* e *industriais*. O primeiro é constituído essencialmente de despejos domésticos, uma parcela de águas pluviais, águas de infiltração e eventualmente, uma parcela não significativa de despejos industriais e tem características bem definidas. O segundo, resulta da utilização da água para fins industriais e possui características próprias em função do processo industrial empregado.

A preocupação com o tratamento e o destino final dos esgotos, além das conseqüências para o meio ambiente trouxe desenvolvimento metodológico e tecnológico diferenciado para tratamentos de esgotos (JORDÃO & PESSÔA, 1995). Para METCALF & EDDY (1991), o principal objetivo de tratar esgotos é proteger, de maneira econômica e socialmente aceitável, o meio ambiente e a saúde pública.

Os processos físicos, químicos e biológicos naturais de purificação da água, à medida que esta circula no meio ambiente, de modo geral, proporcionam boa qualidade para o consumo humano. Todavia, a expansão e o desenvolvimento urbano e industrial proporcionaram o aumento dos resíduos lançados no meio ambiente. O Homem assumiu que os ecossistemas naturais possuem capacidade de assimilação de seus resíduos. Assim ocorre com o meio hídrico onde a presença de agentes infecciosos e parasitários representa um sério risco à saúde (ZIOLLI & JARDIM, 1998).

Segundo BOUWER *et al.* (1984), contaminantes presentes em águas residuais urbanas são eliminados, inativados ou imobilizados quando são colocados em contato com um meio natural como o solo.

Como os perfis de solos e as condições hidrogeológicas diferenciam-se de uma região para outra, o caráter efetivo para atenuar os poluentes também é

variável. Portanto, o maior grau de atenuação depende principalmente da geologia e dos tipos e modos de disposição, além da intensidade e duração dos fatores de poluição (COELHO, 2000).

3.2 Composição dos esgotos domésticos

Segundo PAGANINI (1997), os esgotos domésticos são compostos por matérias orgânicas e inorgânicas, nas formas: dissolvida, coloidal e em suspensão. A água constitui cerca de 99,9% dos esgotos e é o veículo transportador dos sólidos.

Os componentes sólidos orgânicos são predominantes e constituídos basicamente de proteínas, carboidratos, gorduras, uréia e surfactantes, enquanto que os sólidos inorgânicos são constituídos por substâncias minerais dissolvidas e areia.

Os microrganismos encontrados nos esgotos domésticos são bactérias, vírus, protozoários e helmintos. Destes, as bactérias são predominantes e, por consumirem oxigênio, são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica.

As concentrações dos componentes dos esgotos domésticos dependem de fatores como as características específicas das águas de abastecimento; os usos aos quais essas águas são submetidas; o clima da região; as condições sócio-econômicas e hábitos da população; o consumo *per capita* de água e a presença de despejos industriais no sistema público.

Dessa forma, as características dos esgotos domésticos variam não somente de localidade para localidade, como também de acordo com a época do ano e as horas do dia (DAVIS, 1973).

3.3 Características físico-químicas dos esgotos domésticos

3.3.1 Características físicas

Matéria sólida, temperatura, odor, cor, turbidez e variação de vazão são as principais características físicas ligadas aos esgotos domésticos (PESSOA & JORDÃO, 1982).

Apesar dos esgotos domésticos apresentarem apenas 0,1% de matéria sólida, é devido a esse percentual de sólidos que ocorrem os problemas de poluição das águas, por isso, a necessidade de tratamento desses efluentes.

A temperatura dos esgotos é, em geral, pouco superior à das águas de abastecimento e sua velocidade de decomposição é diretamente proporcional ao aumento da temperatura.

Os odores característicos dos esgotos são causados pelos gases formados no processo de decomposição, assim o odor de mofo é típico do esgoto fresco, enquanto que o odor de ovo podre, é típico do esgoto velho ou séptico, em virtude da presença de gás sulfídrico.

A cor e turbidez indicam de imediato o estado de decomposição do esgoto. A tonalidade acinzentada acompanhada de alguma turbidez é típica de esgoto fresco e a cor preta é típica de esgoto velho.

A vazão do efluente de um sistema de esgoto doméstico varia em função dos costumes dos habitantes e é calculada em função do consumo médio diário de água de um indivíduo. Estima-se que para cada 100L de água consumida, são lançados aproximadamente 80L de esgotos na rede coletora, ou seja, 80% (FUNASA, 2004).

3.3.2 Características químicas

Matéria orgânica e matéria inorgânica são as principais características químicas dos esgotos domésticos.

Cerca de 70% dos sólidos nos esgotos são de origem orgânica. Geralmente, apresentam uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio, e algumas vezes com nitrogênio.

Os grupos de substâncias orgânicas são constituídos por compostos de proteínas (40% a 60%), de carboidratos (25% a 50%), de gorduras e óleos (10%) e de uréia, surfactantes e fenóis.

As proteínas são produtoras de nitrogênio e contêm carbono, hidrogênio, oxigênio, algumas vezes fósforo, enxofre e ferro. As proteínas são o principal constituinte do organismo animal, mas ocorrem também em plantas. O gás sulfídrico presente nos esgotos é proveniente do enxofre fornecido pelas proteínas.

Os carboidratos contêm carbono, hidrogênio e oxigênio. São as principais substâncias a serem destruídas pelas bactérias que produzem ácidos orgânicos (por esta razão os esgotos velhos apresentam maior acidez).

As gorduras e óleos dos esgotos domésticos provêm geralmente, do uso de manteiga, óleos vegetais e da carne.

Os surfactantes são constituídos por moléculas orgânicas com a propriedade de formar espuma no corpo receptor ou na estação de tratamento de esgotos.

Os fenóis são compostos orgânicos que têm sua origem em despejos industriais (FUNASA, 2004).

A matéria inorgânica contida nos esgotos é formada principalmente pela presença de areia e substâncias organominerais dissolvidas. Estes componentes são provenientes de águas de lavagem das ruas e de águas do subsolo que chegam às tubulações de modo indevido ou infiltram-se através dos poços de monitoração ou das juntas da rede coletora. Raramente os esgotos são tratados para remoção de constituintes inorgânicos (PAGANINI, 1997).

3.4 Disposição de esgotos no solo

A idéia de utilizar o solo como meio de depuração de águas residuais procedentes das cidades, data da antiguidade clássica. O historiador grego Heródoto (484 – 425 a.C.) deixou escrito que na Babilônia, as águas residuais não eram lançadas a um rio, e sim canalizadas até um sumidouro, onde decantavam e sedimentavam. Após esta fase inicial de depuração, as águas, uma vez liberadas das partículas mais grosseiras, infiltravam-se nos solos permeáveis.

Esta forma natural de resolver os problemas dos esgotos domésticos foi transmitida ao povo helênico que utilizava um sistema similar como meio de eliminação das águas residuais da cidade de Atenas. Porém, a colonização romana com a prática da construção de cloacas e o deságüe dos esgotos nos rios, acabou com um procedimento capaz de depurar e reintegrar na natureza, as águas contaminadas (MERINO, 2003).

Mais de 2000 anos se passaram para que se retomasse a idéia da utilização do solo como elemento eficaz em processos de tratamento de esgotos domésticos. Os primeiros estudos iniciaram-se na Califórnia no final do século XIX, porém, as grandes experiências norte-americanas efetivamente, começaram na década de

1960 com a construção de uma barreira de injeção de esgoto tratado, no aquífero de Magothy (Long Island, New York). Outra importante experiência realizada nos Estados Unidos e conhecida como “Flushing Meadows Project” (Phoenix, Arizona) que investigou a ação depuradora do solo nessa localidade.

A depuração das águas residuais urbanas através da infiltração direta sobre o terreno, está bastante desenvolvida em países, como os Estados Unidos, que não têm problemas de espaço para a implantação de grandes instalações de infiltração. Os estudos realizados, têm demonstrado a viabilidade da infiltração rápida (IR) como técnica de tratamento de águas residuais, empregando-se tanto efluentes primários como secundários. Sobre este assunto destacam-se algumas experiências relevantes, apresentadas a seguir.

BOUWER & CHERRY (1974), desenvolveram o já referido “Flushing Meadows Project”, o qual estudou o funcionamento de uma grande estação piloto de IR. Como resultado foi obtida uma água depurada de alta qualidade, praticamente isenta de DBO_5 , sólidos em suspensão e coliformes fecais, assim como uma importante eliminação de fósforo e metais pesados, acompanhada da conversão de amônio a nitrato.

BOUWER & CHERRY (1980), demonstraram que ao fazer passar um efluente secundário através de 3,3 m de zona não saturada, foram conseguidas reduções de DBO_5 de quase 100%, de nitrogênio entre 30-65% e de fosfato de 40-80%, com eliminação total de vírus e coliformes fecais. A carga hidráulica média do sistema foi de 121 m/ano com períodos de inundação e secagem de 2 a 3 semanas e de 10 a 20 dias respectivamente.

LANCE *et al.* (1980), realizaram um estudo comparativo sobre a renovação de efluentes primários e secundários, utilizando colunas de solo para simular o tratamento mediante IR. Observou-se que os valores de infiltração para o efluente primário foram mais baixos aproximadamente 15% em relação aos valores obtidos para efluente secundários. Isto implica que a concentração de sólidos em suspensão não afeta as taxas de infiltração. A eliminação do nitrogênio no efluente primário foi mais eficaz (45,6%) que no efluente secundário (28,5%), isto foi atribuído ao aumento da desnitrificação devido à alta concentração de matéria orgânica presente no efluente primário. A eliminação de fosfato, por outro lado, foi quase a mesma para os dois tipos de efluentes e, a de coliformes fecais foi de ordem 5 de magnitude, não havendo diferença entre os efluentes primário e secundário.

McCARTY *et al.* (1981), mostraram que a volatilização, a sorção e as transformações químicas ou biológicas são os principais processos que afetam o movimento e o destino dos contaminantes nos sistemas de infiltração.

CARLSON *et al.* (1982), realizaram uma avaliação comparativa das eficiências relativas dos sistemas de tratamento solo-aqüífero usando efluentes primários e secundários e, demonstraram que se podiam conseguir valores mais altos de infiltração com efluentes primários que com efluentes secundários. A carga hidráulica parecia ser mais importante que a carga de massa com respeito a sua influência sobre a qualidade do efluente.

RICE & BOUWER (1984), fizeram um ensaio de laboratório em colunas usando tanto efluentes primários como secundários e compararam a diferença na depuração dos distintos contaminantes. Observaram que a qualidade da água tratada foi similar nos dois casos, inclusive, às vezes, melhor no caso de efluente primário. Obtiveram uma redução significativa de nitrogênio, fósforo, bactérias e vírus no efluente tratado, procedente do efluente primário e a água depurada estava de acordo com os padrões de qualidade para uso recreativo e irrigação sem restrições.

KANAREK *et al.* (1993), apresentaram um projeto realizado na região de Dan (Israel) que consistiu em um sistema de tratamento solo-aqüífero para a depuração e posterior reutilização da água residual tratada. O sistema de tratamento consistiu em controlar a passagem do efluente através da zona não saturada e do aqüífero. Os dados de funcionamento do projeto mostraram que após o tratamento conseguiu-se a eliminação total de DBO₅ e uma redução de 50 a 99% de fósforo e nitrogênio respectivamente. O efluente tratado não continha coliformes, bactérias, *E. coli* e enterovírus e, sua qualidade foi classificada apta para a irrigação sem restrições, para usos industriais, assim como outras aplicações não urbanas.

GUESSAB *et al.* (1993), estudaram um processo de tratamento de águas residuais em Marrocos, onde a água era retida em lagoas aeróbias e depois passavam através de uma balsa de infiltração dentro de um dreno coletor. Como resultado do tratamento foi obtida uma eliminação de 99,93% dos coliformes fecais e de 99,98% de estreptococos, assim como a diminuição de DQO.

POWELSON & GERBA (1994), investigaram o fenômeno de transporte de vírus através de colunas de solo utilizando efluentes secundários. Eles concluíram que o transporte de vírus não era afetado pelo tipo de efluente; a eliminação de vírus

foi maior na zona não saturada que na zona saturada e, o transporte real de vírus constituiu apenas uma pequena fração dos valores esperados, baseados em estudos descontínuos.

A eliminação de enterovírus humanos dos efluentes secundário e terciário mediante sistemas de tratamento solo-aquífero também foram expostos por WILSON *et al.* (1995). Estudos de campo foram realizados para estimar a efetividade desse sistema de tratamento em uma superfície de 5,7ha em Tucson (Arizona). Obtiveram como resultado a eliminação total de enterovírus através de 37m de espessura da zona não saturada.

VISWANATHAN *et al.* (1999), realizaram um estudo para melhorar a qualidade da água residual procedente de um tratamento terciário através de um tratamento solo-aquífero, na região de Sulaibiyah (Kuwait), demonstrando a viabilidade deste sistema dadas as condições dessa região. Obtiveram reduções de DQO de 70%, de DBO₅ de 81%, de fosfatos de 80%, de amônio de 100%, de nitratos de 21%, de coliformes totais de 99% e de fecais de 100%. Além de demonstrar sua viabilidade técnica, demonstraram sua viabilidade econômica ao chegar à conclusão de que o custo do tratamento solo-aquífero é consideravelmente menor que os métodos convencionais.

CASTILLO *et al.* (2001), pretenderam avaliar a infiltração intermitente em solo para a reutilização da água tratada no norte do Chile. Utilizou-se um efluente procedente de uma lagoa aeróbia para realizar um ensaio de infiltração em colunas e, usando como material o mesmo solo da zona onde se pretendia realizar a instalação. Estas colunas estiveram em funcionamento durante mais de um ano sob diferentes ciclos de umidade/secagem, diferente altura de coluna e pressão de carga em função das características do solo em questão. A eficiência do sistema foi determinada através do nível de indicadores microbiológicos e a caracterização físico-química do solo e do efluente infiltrado, assim como medidas de fluxo hidráulico. Os resultados mostraram uma eficiente redução no conteúdo microbiológico; uma eliminação estável de matéria orgânica (80-90% de CO_{total}, DQO e DBO₅) e, uma redução parcial de amônio através de adsorção e nitrificação com desnitrificação especialmente em solos arenosos.

Os dados preliminares obtidos do projeto piloto em campo mostraram melhores resultados que os obtidos em laboratório, especialmente na eliminação de microrganismos.

VAN CUYK *et al.* (2001), realizaram um ensaio com lisímetros para estudar o comportamento hidráulico e depurativo, assim como a interação de ambos, em um sistema de tratamento de água residual mediante infiltração através do solo. As observações realizadas durante o estudo revelaram que nos quatro lisímetros usados ocorreu uma dinâmica e um comportamento similar para a hidráulica e o processo de depuração. O processo de tratamento teve um período de adaptação de quatro meses, depois dos quais apresentou uma alta eficiência na eliminação dos vírus e bactérias (>90%), porém, limitada na eliminação de nutrientes. Neste estudo, comparando-se o comportamento observado nos quatro lisímetros, verificou-se que as características da superfície de infiltração e a profundidade do solo interferem na hidráulica e no processo de depuração.

Na Europa, a França é o país com o maior número de instalações que utilizam esse processo de tratamento, porém, sempre com a preocupação em não realizar a infiltração direta no solo e sim, sobre filtros de areia, após um tratamento secundário ou terciário. Desta forma, o resultado do tratamento contribui mais para a recarga do aquífero do que propriamente para a depuração do efluente (MERINO, 2003).

Os esgotos constituem importante fonte de nutrientes, apresentando grande potencial de uso na fertirrigação de culturas agrícolas. Essa prática intensificou-se nas duas últimas décadas, em vários países do mundo. No Brasil existem poucos estudos, podendo ser citados alguns trabalhos de empresas de saneamento e pesquisas de universidades (FONSECA, 2005).

Ainda em FONSECA *op. cit.* são citadas unidades de tratamento por disposição no solo, listadas resumidamente a seguir.

No município de Populina – SP, a SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) implantou um sistema de tratamento, conjugando o tratamento preliminar seguido de escoamento superficial em solo forrageado por *Brachiaria humidicola* (TERADA *et al.*, 1985).

No município de Batatais – SP, a USP (Universidade de São Paulo) estudou o mesmo sistema de tratamento que conjuga o tratamento preliminar seguido de escoamento superficial em solo forrageado por *Brachiaria humidicola* (CORAUCCI FILHO, 1991). Neste método de tratamento, à medida que o efluente percola no terreno, uma grande quantidade se evapora, parte se infiltra no solo e o restante é coletado em canais ou canaletas. A água residuária é filtrada e estabilizada ao

escoar pela superfície do solo sobre uma cobertura de grama. Com a percolação através da grama, os sólidos em suspensão são “filtrados” e a matéria orgânica oxidada pelas bactérias estabelecidas na cobertura vegetal e no solo. Observou-se que a alta eficiência da remoção de DBO e sólidos em suspensão (95%), varia de acordo com a vida biológica presente no sistema, que está sujeita ao efeito da temperatura e da quantidade de alimento contida no efluente.

Em Vila Varejão, no Distrito Federal, a CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal) em parceria com a UnB (Universidade de Brasília) utilizou o tratamento UASB (Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente) seguido de escoamento superficial em solo forrageado por taboa (*Typha latifolia*) (BERNARDES & SOUZA, 1996 *In* FONSECA, 2005).

No município de Itabira – MG, o SAAE (Serviço Autônomo de Água e Esgoto) em parceria com a UFMG (Universidade Federal de Minas Gerais) utilizou o tratamento com UASB seguido de escoamento superficial em solo forrageado por *Brachiaria humidicola* (ARAUJO & ZERBINI, 1999 *In* FONSECA, 2005).

No município de Roças Nova – MG, a COPASA (Companhia de Saneamento de Minas Gerais) utilizou o sistema de tratamento preliminar seguido de escoamento superficial em solo forrageado por *Brachiaria arrecta* (FREIRE, 2001).

No município de Cana Brava – MG, a COPASA utilizou tratamento preliminar seguido de infiltração em solo forrageado por *Brachiaria humidicola* (FREIRE & REZENDE, 2001).

Numa Estação de Tratamento de Esgotos – RN, a UFRN (Universidade Federal do Rio Grande do Norte) utilizou tratamento preliminar seguido do tratamento com UASB e posterior escoamento superficial em solo forrageado por capim elefante (*Pennisetum purpureum*) (MELO *et al.*, 2000).

No município de Limeira – SP, a UNICAMP (Universidade de Campinas) utilizou tratamento preliminar seguido de tratamento com UASB e posterior escoamento em solo forrageado com capim Tifton 85 (*Cynodon sp*) (KLUSENER FILHO *et al.*, 2000).

Em Brasília – DF, a UnB em parceria com a CAESB implantou o sistema de tratamento preliminar seguido de fossa séptica e infiltração rápida em solo forrageado por gramíneas pioneiras (*Ricinus communis*, ervas, árvores e arbustos nativos) (CORRÊA, 2000).

No município de Viçosa – MG, a COPASA e a UFV (Universidade Federal de Viçosa) utilizou tratamento preliminar seguido de escoamento em solo forrageado por capim – coastcross (*Cynodon dactylon*) (FONSECA, 2001).

Numa Estação de Tratamento de Esgotos do Rio grande do Norte, a UFRN implantou tratamento preliminar seguido de infiltração lenta/irrigação em solo forrageado por arroz (*Oryza sativa*) (PEREIRA *et al.*, 2003).

Em outra Estação de Tratamento de Esgotos do Rio Grande do Norte, a UFRN implantou tratamento preliminar seguido de infiltração lenta/irrigação em solo forrageado por gergelim (*Sesamum indicum L.*) (PEREIRA *et al.*, 2003).

No município de Salesópolis – SP, a SABESP implantou a Estação de Tratamento de Esgotos de Vila dos Remédios utilizando tratamento preliminar (caixa de areia, grade e caixa de gordura) seguido de lagoa facultativa primária e infiltração rápida em solo não forrageado, através de valas superficiais dispostas em camadas de brita (RAMOS, 2003), conforme pode ser observado nas Figuras 3.1 e 3.2 a seguir.

Figura 3.1 – Esquema construtivo da vala de infiltração.

Figura 3.2 – Detalhe da disposição das valas de infiltração no terreno.

Figura 3.3 – Vista geral da lagoa facultativa primária e ao fundo as valas de infiltração.

Esta ETE está em operação desde 2001 e é o resultado da parceria que envolveu a USP/CEPAS na idealização do projeto de pesquisa e a SABESP na implantação e operação da obra.

Segundo o Relatório Final de Pesquisa FAPESP-2002/00509-6, o projeto da referida estação experimental foi concebido dentro de uma visão integrada dos sistemas de água e esgoto procurando atender as necessidades de tratamento de

esgotos, sem o comprometimento da qualidade dos recursos hídricos e do meio ambiente.

O sistema de infiltração implantado possui algumas adaptações realizadas com o propósito de melhorar esta técnica utilizada há várias décadas, para que a percolação do líquido através do solo permita a mineralização dos esgotos, antes que estes se transformem em fonte de contaminação das águas do aquífero freático e possam se tornar uma futura fonte de poluição, transformando-se em um grave problema de saúde pública.

O sistema de tratamento pelo processo misto lagoa facultativa primária e valas superficiais de infiltração foi idealizado para pequenas comunidades, onde a carga de efluentes é estritamente domiciliar.

O efluente, após o tratamento primário na lagoa facultativa, é lançado nas valas de infiltração, as quais estão posicionadas na parte superior do terreno sobre um leito de brita, de modo a aumentar o tempo de trânsito do efluente em superfície, favorecendo assim, melhor oxigenação do efluente e evaporação de parte do percolado, o que não é considerado nos métodos atuais de tratamento de esgotos por infiltração no solo.

A região onde estão assentadas as valas de infiltração é também denominada de “campo de nitrificação”.

Esta concepção proposta não consta na literatura especializada em sistemas de tratamento de esgotos, sendo resultado de estudos conceituais, cálculos de tempo de trânsito e decaimento bacteriológico, coeficientes de insolação e percentuais de evaporação, além das experiências vivenciadas no campo pela equipe do projeto.

A eficiência da nova concepção de tratamento de esgotos foi comprovada através do período de avaliação (2001-2006) que gerou o Certificado de Aprovação NBR ISO 14001, justificando assim, que o processo de tratamento implantado tem ótimo desempenho e é ambientalmente correto.

Estes sistemas de tratamento que utilizam o solo como meio de depuração combinam reações físicas, químicas e biológicas que ocorrem naturalmente em

diversos perfis de solo, degradando ativamente os poluentes até atingirem as águas subterrâneas (CORRÊA *et al*, 2000).

Para POUND & CRITES (1975), os esgotos podem ser aplicados ao solo por processo de irrigação, infiltração/percolação e escoamento superficial. Nos dois primeiros, a depuração ocorre a partir do momento em que os esgotos infiltram e percolam através do solo, enquanto que no terceiro, ela ocorre predominantemente à superfície.

A irrigação com despejos residuais pode ser definida como a descarga controlada do efluente sobre o solo, a fim de suportar o crescimento de plantações. Assim, os esgotos são aplicados em solos cobertos por vegetação com o objetivo de auxiliar a agricultura ou a silvicultura (POUND & CRITES, *op. cit.*).

O uso da irrigação como técnica de tratamento e disposição dos efluentes foi desenvolvido para esgotos domiciliares e uma quantidade variada de indústrias. Nesse processo, a maior parcela dos esgotos é submetida à infiltração até atingir o aquífero subterrâneo; uma parte é incorporada pela vegetação e lançada à atmosfera pela transpiração e evapotranspiração das mesmas, outra parte é incorporada ao solo por reações químicas ou na forma de umidade, podendo ser transitória ou permanente e, também, há a parcela incorporada à atmosfera através da evaporação direta dos efluentes.

Dependendo fundamentalmente da infiltração, os métodos de irrigação são aplicáveis, de maneira preferencial, aos solos que apresentam uma camada superficial suficientemente permeável e espessa acima do nível freático.

Já no método de infiltração, o processo é similar aos filtros intermitentes de areia, onde a maior porção dos esgotos infiltra-se no solo, ou a ele incorpora-se, embora uma parte evapore diretamente à atmosfera. Tanto quanto na irrigação, a aplicabilidade da infiltração rápida depende do solo apresentar uma camada espessa acima do nível freático, mais do que naquele método, entretanto, são exigidas grandes permeabilidades e boas características de drenagem, para que se tornem viáveis as elevadas taxas de aplicação normalmente empregadas (CASHIN, 1993).

Na aplicação dos esgotos feita comumente por inundação, são preferíveis os terrenos de topografia plana ou pouco ondulada, sem grandes declividades, até cerca de 4 a 6% de acordo com o tipo de solo e a existência ou não de vegetação protetora. A utilização de um solo por longo período para infiltração rápida de

esgotos é mais favorecida quando estes são submetidos a uma decantação prévia, a fim de que seja removida parte dos sólidos presentes no esgoto bruto.

Recomendado para terrenos que apresentam baixa permeabilidade, o método de escoamento superficial também pode ser perfeitamente utilizado para solos com maior porosidade. No processo de tratamento de esgotos por escoamento à superfície, o afluente do tratamento é lançado na parte superior de um plano inclinado por meio de aspersores ou através de tubos perfurados, sendo que a parcela líquida efluente é recolhida na parte inferior através de canais de drenagem que transportam o líquido tratado ao corpo receptor (TERADA *et al.*, 1985).

O plano inclinado constituído de um sistema solo-planta deve apresentar declividade variando de 2 a 8%, de forma a evitar-se, de um lado, a estagnação dos esgotos (empoçamento) que promovem a digestão anaeróbia com liberação de gases, somada à proliferação de insetos e, de outro, as velocidades excessivas que provocam a erosão e os caminhos preferenciais (curto-circuito) que diminuem a eficiência do tratamento.

Segundo PAGANINI (1997), este sistema de disposição de esgotos no solo por escoamento à superfície, implantado desde 1984 em Populina (SP), apresentou uma redução média na DBO de 95% nos anos de 1992 e 1993. A análise do solo utilizado na disposição em Populina, após doze anos de operação da planta, não apresentou qualquer modificação nas suas características, ou no acúmulo dos macro e microelementos abaixo dos 30cm de profundidade, a não ser um incremento sensível na aeração do solo em todo o seu perfil até o nível freático, sem que o tenha contaminado em termos dos elementos e dos microorganismos coliformes.

As bactérias e os vírus, contaminantes biológicos de importância para a saúde pública, são os principais organismos encontrados nos rios e nos esgotos.

A preocupação maior no que diz respeito aos riscos de contaminação das zonas mais profundas do solo e, por conseguinte, dos aquíferos subterrâneos deve estar centrada nos vírus e nas bactérias. Tanto a contaminação por vírus como por bactérias dependem de condições favoráveis para a movimentação e para a sobrevivência desses microorganismos nas zonas saturadas e não saturadas do solo.

Segundo MERINO (2003), os métodos naturais de tratamento de águas residuais urbanas apresentam-se como uma alternativa de baixo custo e de menor

impacto sobre o meio que os sistemas convencionais; com a vantagem de não necessitar de um local para disposição do efluente tratado, já que nos métodos naturais de tratamento, a água se depura no próprio meio receptor, servindo, muitas vezes como sistema de armazenamento.

3.5 Indicadores de contaminação fecal em águas

Existe um consenso geral sobre a dificuldade de se determinar presença de todos os organismos patogênicos implicados nos processos de contaminação ambiental, tendo em vista a necessidade de vários dias para análises, laboratórios especializados e alto custo. Frente a estas dificuldades e à necessidade de se fazer uma avaliação rápida e confiável da presença de patógenos na água, implantou-se o método da utilização de organismos indicadores (CAMPOS, 1999).

Os organismos indicadores são aqueles que possuem um comportamento similar aos patogênicos (concentração e reação frente a fatores ambientais e barreiras artificiais), porém, são mais rápidos, econômicos e fáceis de serem identificados.

Uma vez detectados, pode-se inferir que os patogênicos encontram-se também presentes na mesma concentração e, que seu comportamento é similar ao do indicador quando na presença de fatores diferentes como pH, temperatura, presença de nutrientes, tempo de retenção hidráulica e os sistemas de desinfecção.

Um microrganismo indicador deve reunir as seguintes características:

- Ser constituinte da flora intestinal de indivíduos sãos.
- Estar presente, exclusivamente, nas fezes de animais homeotérmicos.
- Estar presente quando existir patogênicos intestinais.
- Apresentar-se em número elevado, facilitando seu isolamento e identificação.
- Ser incapaz de se reproduzir fora do intestino dos animais homeotérmicos.
- Resistir aos fatores ambientais de forma igual ou superior aos patogênicos de origem fecal.
- De fácil isolamento e quantificação.
- Não deve ser patogênico.

Nenhum microrganismo reúne todos os critérios de um indicador ideal, mas alguns grupos satisfazem parte dos requisitos (MADIGAN *et al.*, 1997).

Bactérias – Os microrganismos mais encontrados na água são as bactérias entéricas que colonizam o trato gastrointestinal do homem e são eliminadas através das fezes. Quando estes microrganismos são introduzidos na água, a mudança das condições ambientais limita sua capacidade de sobrevivência e reprodução. Destaca-se entre os microrganismos indicadores de contaminação fecal, os coliformes e dentre eles o subgrupo dos coliformes fecais. Estes pertencem à família *Enterobacteriaceae*, são bastonetes Gram-negativos não formadores de esporos que se desenvolvem em temperatura mais elevada (44,5°C) que os coliformes totais (35°C), por isso são denominados termotolerantes (PELCZAR *et al.*, 1980). Nas fezes de animais homeotérmicos, sua concentração é em média, 10^8 a 10^{10} células por grama. A *Escherichia coli* compõe 90% do total dos coliformes fecais que um indivíduo libera por dia (10^9 bactérias por grama de fezes). Esta bactéria atende os pré-requisitos de um bom indicador de contaminação fecal, principalmente porque é constituinte normal da flora intestinal de animais de sangue quente, como o homem, e é de fácil e rápida detecção (CEBALLOS, 2000).

Vírus – Em contraste com as bactérias, os vírus não se encontram normalmente nas fezes do homem. Estão presentes somente no trato gastrointestinal de indivíduos que estejam infectados.

Mais de 140 vírus patogênicos podem ser transmitidos ao homem através da água, são os vírus entéricos, os quais são eliminados através das fezes por pessoas infectadas. Os mais comuns são os vírus causadores de gastroenterites e o vírus da hepatite A. Alguns destes vírus (rotavírus, vírus Norwalk) não geram proteção imunológica em longo prazo, podendo a infecção repetir-se várias vezes durante a vida.

Sobre os vírus sabe-se que alguns, mesmo em baixas concentrações, causam infecções ou doenças graves e são mais resistentes a desinfecções que as bactérias, por isso os indicadores tradicionais de contaminação bacteriana não avaliam com eficiência a presença ou ausência de vírus na água. Como a quantidade de vírus entéricos nas águas é muito variável e sua detecção requer tempo e custo elevados, foi necessário buscar um indicador alternativo que fosse de rápida detecção e baixo custo e, que permitisse prever o comportamento dos enterovírus no meio ambiente. Estes indicadores são os fagos. (SCHWARTZBROD, 1995).

Dentre os fagos propostos, os que melhor se identificam como bom indicador de contaminação fecal são os colifagos somáticos e os colifagos F específicos por relacionarem-se diretamente com seu hospedeiro bacteriano específico *E. coli*. Quando as condições ambientais são desfavoráveis, os coliformes fecais não são bons indicadores de contaminação fecal, pois desaparecem rapidamente. Por conseguinte, é melhor usar microrganismos mais resistentes, como os colifagos que refletem muito melhor os níveis de *Salmonella* (KOTT *et al.*, 1978; BORREGO *et al.*, 1987; YATES, 1992)

Parasitas – Os parasitas que são patogênicos para o homem classificam-se em dois grupos: protozoários e helmintos. Os protozoários são organismos unicelulares cujo ciclo de vida inclui uma forma vegetativa (possui flagelos) e uma forma resistente (cisto). Estes organismos quando no estado cístico são relativamente resistentes nos sistemas de tratamento de esgotos convencionais.

Os ovos de helmintos são um grupo de organismos que incluem os nematódeos, trematódeos e cestódeos. As características epidemiológicas que fazem dos helmintos patogênicos entéricos causadores de infecções por contato com água contaminada, são sua grande persistência no meio ambiente (permanecem no solo por longos períodos de tempo) e a mínima dose ingerida é suficientemente infecciosa, além da baixa resposta à imunidade.

Ascaris lumbricoides foi sugerido como um bom indicador do comportamento dos ovos de helmintos devido as seguintes vantagens apresentadas: persistência no meio ambiente por vários meses sem se multiplicar; é de fácil identificação; o índice de parasitismo é mundialmente elevado; e o risco de transmissão devido à elevada concentração de ovos é muito alto.

Desde 1981, os protozoários entéricos são reconhecidos como causadores de surtos infecciosos transmitidos pela água. Os protozoários mais comuns nas fezes humanas são: *Giardia lamblia*, *Entamoeba histolítica* e *Balantidium coli*, mais recentemente, foram identificados gêneros de *Cryptosporidium* (MADIGAM *et al.*, 1997).

Patogênicos emergentes – Alguns exemplos de patogênicos emergentes podem ser indicadores de contaminação fecal tais como, as *Cianobactérias* que são organismos tradicionalmente chamados de algas verde-azuladas, são bactérias que

se parecem com as algas, pois apresentam clorofila e, portanto, realizam fotossíntese com produção de oxigênio molecular. Não atuam como agentes infecciosos, porém algumas espécies produzem toxinas que afetam o intestino, o sistema nervoso e o fígado. Outras menos tóxicas causam apenas irritação na pele e alergias.

As espécies do gênero *Campilobacter* causam gastroenterite aguda. Sua dose infecciosa é baixa e os dados epidemiológicos mostram incidências similares à de patógenos como *Salmonella*.

Somente alguns grupos de *Yersinia enterocolítica* possuem fatores de virulência e são patogênicas para o homem, causando infecções gastrintestinais. Sua presença na água indica contaminação fecal. (WESCOTT & AYRES, 1990).

3.6 Transporte e sobrevivência de microrganismos no subsolo

Os primeiros estudos sobre transporte de contaminantes microbiológicos no solo, utilizando-se bactérias como traçadores foram realizados na década de 1910, evoluindo mais nas décadas de 1930 e 1950 devido à aplicação dos conhecimentos adquiridos através dos estudos de viabilidade para a injeção de efluentes de esgotos domésticos e industriais em solos.

A movimentação de microrganismos nas zonas saturadas do solo depende, diretamente, de diversos fatores, como da carga hidráulica, da velocidade de percolação, da concentração de microrganismos no efluente e outros. A contaminação dos aquíferos freáticos também depende, inversamente, de outros fatores, como do tempo de detenção dos esgotos na zona não saturada, da profundidade dos aquíferos em relação à superfície de aplicação e da temperatura no meio (MOORE *et al.*, 1981).

É difícil fazer generalizações a respeito da distância percorrida por microrganismos no solo, porém, o movimento está relacionado diretamente com os valores de carga hidráulica e inversamente com o tamanho das partículas de solo e da concentração e composição catiônica do soluto. A retenção e a sobrevivência também dependem dos valores de fluxo das águas subterrâneas, a pressão de oxigênio, a temperatura, a disponibilidade de alimento, as formas antagônicas da microflora do solo, o grau de saturação do solo, o pH, a insolação, o conteúdo de matéria orgânica e a concentração inicial de bactérias.

As zonas mais superficiais do perfil do solo fazem um papel importante na eliminação das bactérias. Uma vez retidos, o período de sobrevivência desses microrganismos diminui em função da exposição à luz solar, da oxidação, da dessecação e do antagonismo da população microbiana no solo. Em geral, as enterobactérias persistem no solo durante dois ou três meses, entretanto, já foi detectado tempo de sobrevivência maior que cinco anos. No caso de infiltração rápida intermitente de esgoto no solo, os resultados significativos foram obtidos apenas na eliminação de bactérias (MERINO, 2003).

Em solos argilosos, a adsorção faz o papel mais importante na retenção de microrganismos devido ao pequeno tamanho das argilas, sua forma aplanada e a substituição dos átomos de metal de baixa valência em sua estrutura cristalina, fazem delas estruturas ideais de adsorção de bactérias, e sobretudo, de vírus. A adsorção é o fator predominante na eliminação de vírus através do solo. Ela vem condicionada por variáveis como o pH, a presença de cátions no meio e, a presença de grupos ionizáveis nos vírus.

O mecanismo exato de adsorção dos vírus é desconhecido, no entanto, existe uma teoria que defende a existência da formação de uma ponte argila-cátion-vírus como enlace entre vírus com carga negativa e partículas de argila. Porém, pode ocorrer uma redução na concentração de cátions que poderá ocasionar o rompimento dessa ponte, liberando os vírus novamente para o meio. Da mesma forma, o pH tem um papel crucial tanto para os vírus como para as partículas coloidais do solo. Tem-se demonstrado que a matéria orgânica em solução compete eficientemente para a adsorção de vírus com as partículas de argila.

Uma vez retidos no solo, os vírus podem permanecer vivos durante períodos entre 7 dias e 6 meses. As condições climáticas, especialmente a temperatura, exercem a maior influência no tempo de sobrevivência (MERINO, 2003).

BOUWER & CHANEY (1974), observaram que as bactérias coliformes fecais, em geral, são eliminadas nos primeiros 5 a 8cm de solo. Porém, nos solos mais grosseiros e com grande volume de aplicação de efluente, pode ser necessário até 30m de solo para sua completa eliminação.

Os vírus, embora não possam multiplicar-se fora do hospedeiro, podem sobreviver por semanas e meses no meio ambiente, principalmente a temperaturas inferiores a 15°C. KIN & UNNO (1995) observaram concentrações de 10^5 partículas infecciosas por litro de esgotos municipais brutos e, por conseguinte, concentrações

semelhantes em solos onde esses esgotos são dispostos.

Embora outros grupos de vírus possam ser encontrados nas fezes, os cinco grupos mais importantes são os adenovírus, os enterovírus (incluindo-se o poliovírus), o vírus da hepatite A, o reovírus, os vírus causadores da diarreia e o parvovírus. Segundo BORN (1991), existem mais de cem diferentes enterovírus excretados pelo homem, os quais podem vir a produzir infecções e doenças.

Sabe-se muito pouco a respeito da sobrevivência de vírus em águas subterrâneas, podendo-se, contudo, fazer estimativas aproximadas a partir de dados existentes sobre a sua sobrevivência em águas superficiais.

Diversos tipos de vírus entéricos necessitam de dois a cem dias para perder 99,9% de sua infecciosidade inicial, quando em suspensão em diferentes tipos de águas superficiais, com diferentes graus de poluição, a uma temperatura de 20°C. O tempo de sobrevivência é amplamente determinado pela temperatura e pelo grau de contaminação, sendo mais longo em águas muito limpas e em águas altamente poluídas. Estudos realizados por LEWIS *et al.* (1986) com o poliovírus 1 e Cocksackievirus B-1, marcados radiativamente, indicaram que a desativação a temperaturas mais elevadas é devido aos danos causados ao ácido ribonucléico dos vírus.

Assim, a temperatura é o fator individual mais importante na eliminação dos vírus, também em águas subterrâneas, sendo que se pode esperar 99% de redução a uma temperatura de 20°C em dez dias, ainda que alguns enterovírus possam sobreviver por vários meses (BLANC & NASSER, 1995).

De acordo com PAGANINI (1997), as informações sobre sobrevivência de bactérias em águas subterrâneas são limitadas, mas tem-se como pacífica a teoria de que o período de sobrevivência desses organismos, de forma geral, é mais longo em águas subterrâneas que em águas superficiais, em virtude da ausência de luz solar e menor competitividade por nutrientes. Da mesma forma, a temperatura constitui-se num fator importante, com as bactérias sobrevivendo por maior tempo a temperaturas mais baixas. A natureza química das águas subterrâneas também afeta a capacidade de sobrevivência de qualquer bactéria presente. Bactérias entéricas, em geral, não suportam condições ácidas, ocorrendo o mesmo em águas subterrâneas salobras.

As bactérias entéricas sobrevivem em águas subterrâneas por períodos de tempo consideráveis (cem dias ou mais), dependendo da temperatura. Em países

mais quentes, a temperatura de águas subterrâneas rasas é relativamente elevada. Assim, o período de sobrevivência de microrganismos entéricos deve ser menor nas águas subterrâneas de países tropicais que em países temperados. Todavia, a possibilidade da reprodução deve ser levada em consideração, na medida em que se sabe que diversos tipos de bactérias podem desenvolver-se e reproduzir-se em águas que contenham sais minerais e uma fonte de energia (EPA, 1981; LEWIS, 1986 in PAGANINI, 1997)

Verificando-se dados sobre a sobrevivência de microrganismos utilizados como indicadores em diferentes aquíferos naturais, pode-se constatar que a extinção das bactérias acompanha uma curva cinética de primeira ordem, embora se observe, com freqüência, aumento significativo de coliformes nos primeiros metros a partir de sua origem. O valor mediano para taxa de eliminação encontrado em diversos estudos foi de 0,04/hora.

Nos aquíferos, os estreptococos fecais freqüentemente persistem por mais tempo que os coliformes fecais. Em temperaturas mais elevadas, a taxa de extinção é ainda mais pronunciada. Todavia, os *Streptococcus bovis* e os *Streptococcus equinis* extinguem-se consideravelmente mais depressa que os coliformes fecais e outras espécies de estreptococos fecais. Os dois primeiros microrganismos são as espécies dominantes entre os estreptococos das fezes de alguns animais, jamais ocorrendo em fezes humanas.

A taxa de coliformes fecais sobre estreptococos fecais (CF/SF) tem sido recomendada, em estudos sobre poluição das vias fluviais, como indicador da origem da contaminação, isto é, se animal ou humana. Uma taxa maior que 4,0 indica poluição derivada de dejetos humanos, enquanto que taxas inferiores a 0,7 indicam proveniência de dejetos animais.

Entretanto, em estudos envolvendo águas subterrâneas, esses índices são totalmente desprovidos de significação, uma vez que, mesmo que amostra venha a ser analisada imediatamente, não existe forma de determinar quanto tempo os organismos levaram para atingir o aquífero freático e por quanto tempo já se encontravam nele (KERRY, 1993).

Os organismos indicadores comumente empregados servem apenas para indicar a existência da poluição fecal e não podem ser tomados como medida do grau da poluição ou da presença de microorganismos patogênicos. De modo geral,

se for constatada a contaminação fecal da água, pode-se supor a presença de elementos patogênicos (BERNARDE, 1973).

As principais bactérias patogênicas, ou potencialmente patogênicas, excretadas com as fezes são: *Campylobacter foetus* (spp. *jejuni*), *Escherichia coli* (patogênicas), *Salmonella* (*typhi*, *paratyphi* e outras), *Shigella* spp., *Vibrio cholerae* e *Yersinia enterocolitica*.

A diarreia é o sintoma mais importante das infecções intestinais. As bactérias podem invadir o organismo causando infecções localizadas ou generalizadas, sendo estas invasões, características da febre tifóide ou outras febres entéricas, causadas pelas Salmonelas. Quando a infecção fica restrita aos intestinos, o contágio entre indivíduos dá-se pelas fezes. Por outro lado, quando a infecção é generalizada, as bactérias têm acesso à corrente sanguínea e, em seguida, à urina (OTTOLENGHI & HAMPARIAN, 1987).

Antes da década de 1950, os estudos de microorganismos patogênicos nas águas subterrâneas restringiam-se apenas à qualidade da água, ou seja, a verificação de ocorrências dos organismos. A partir desta década, surgiram os primeiros esforços, para compreender os mecanismos de movimento das bactérias e vírus nas águas subterrâneas.

Os primeiros estudos expressivos e experimentais de campo sobre o movimento de microorganismos no solo foram realizados por grupos de pesquisadores do Laboratório de Pesquisa de Engenharia Sanitária da Universidade da Califórnia, em Berkeley (USA). KRONE *et al.* (1957), em um projeto de três anos, injetaram água contaminada por esgotos em um aquífero confinado à 29m de profundidade, e monitoraram o poluente, utilizando uma rede de 23 poços de observação. As bactérias foram encontradas em distâncias de até 30m do poço injetor na direção normal ao gradiente hidráulico. WESNER & BAIER (1970), conseguiram resultados semelhantes na injeção de água poluída em poços, na Califórnia. Os cientistas observaram a presença constante de bactérias coliformes em poços de observação à 30m de distância do poço injetor.

BUTLER *et al.* (1954) aplicaram esgoto sanitário tratado na superfície de solo argilo-arenoso e verificaram que, na camada de 1,2 a 2,1m de profundidade, os níveis de contaminação por coliformes fecais foram inferiores a um microrganismo por 100mL de efluente. BITTON (1994) afirmou que, a partir de 3m de profundidade,

os coliformes fecais não conseguem sobreviver, provavelmente, devido à ausência de material orgânico, fundamental a sua sobrevivência.

VAN DONSEL *et al.* (1967) in SANTOS *et al.* (2006) encontraram redução de 90% na população de coliformes fecais com 3,3 e 13,4 dias nas amostras de solo expostas ao ar livre no verão e inverno, respectivamente. CHANDLER & CRAVEN, (1978) constataram que períodos de 18 dias em solo com 30% de umidade e de 2,5 dias em solo com 10% de umidade reduziram, em 90%, o nível populacional de *Escherichia coli*, para uma temperatura ambiente de 20°C.

Na maioria dos casos, as bactérias sobrevivem de dois a três meses nos solos de climas temperados, apesar de terem sido mostradas taxas de sobrevivência de até cinco anos. A sobrevivência dos organismos no solo depende de vários fatores e é maior na estação chuvosa devido ao aumento da umidade no solo. Baixos pHs, além de aumentar a adsorção, são responsáveis pela redução na quantidade de nutrientes disponíveis para a bactéria. A quantidade de luz também é outro fator importante, já que a luz ultravioleta é bactericida (GERBA *et al.*, 1975). Estudos de campo já mostraram que em aquíferos heterogêneos de areia e cascalho, as bactérias podem ser transportadas por dezenas ou centenas de metros. O transporte de microorganismos em fraturas e/ou fissuras se dá ainda mais rapidamente, e as distâncias percorridas pelos organismos podem chegar a quilômetros (FREEZE & CHERRY, 1979).

O transporte de vírus em aquíferos arenosos foi observado por BALES *et al.* (1989), logo que os sais solúveis destes vírus se dispersaram nos fluxos de água subterrânea, e sob determinadas condições químicas foram transportados a poucos metros de distância.

O processo mais intenso de retardamento do vírus no solo acontece por adsorção, porém esta propriedade físico-química de retenção do vírus nas paredes dos grãos de solo pode não ser permanente, ou seja, os vírus podem eventualmente desagregar as partículas sólidas, retornar à solução e continuar se movimentando. BALES *et al.* (1991) estudaram estes processos de adsorção dos vírus nas partículas sólidas e a reintegração dos vírus na solução utilizando colunas com esferas de silicato e bacteriófagos PRD-1 e MS-2. Uma vez que os vírus estavam aderidos às esferas, o estímulo à desagregação destes das esferas de silicato foi realizado com o aumento do pH da solução. Este trabalho ilustra a importância das perturbações químicas no transporte de biocolóides. Os autores afirmam que

existem vários processos que contribuem para a aderência dos vírus e outros colóides nas partículas sólidas: atração e repulsão eletrostática, forças de Van der Waals, interações covalente-iônicas, ligações das moléculas de hidrogênio e efeitos hidrofóbicos.

O transporte do bacteriófago PRD-1, bactérias e microesferas de látex foram estudados por BALES *et al.* (1995), em um aquífero arenoso sob condições de gradiente natural. Sob as condições estudadas, não houve significativo movimento do fago à frente do traço de sal. Maior sorção em pH inferior, aparentemente resultou em maior atenuação do bacteriófago, e uma aparente divergência vertical do vírus e plumas de traço de sal. Os três colóides e traço de sal (Br^-) moveram-se ao longo da mesma pluma. A atenuação do fago foi significativa, com picos inferiores a 0,001% daqueles do Br^- . A atenuação de bactéria e microesferas foi menor, com picos de concentrações aproximadamente de 10 e 1% daqueles do Br^- , respectivamente. Por causa de suas características de transporte comparáveis e da boa sensibilidade analítica, os bacteriófagos têm sido considerados bons traçadores do movimento da pluma biocolóide.

MATOS (2001), utilizando bacteriófagos como traçadores, verificou a ocorrência e transporte de microorganismos no aquífero freático em cemitério cujo solo é formado por material de alteração das rochas graníticas, de caráter predominantemente argiloso. Os resultados mostram que as bactérias são transportadas alguns metros, diminuindo em concentração com o aumento da distância da fonte de contaminação. Os vírus parecem ter uma mobilidade maior que as bactérias, alcançando, no mínimo, algumas dezenas de metros no aquífero freático da área estudada. Os vírus foram transportados, pelo menos, 3,2 m na zona não saturada até alcançar o aquífero.

ROCHA *et al.* 2003 em pesquisa que avaliou a utilização de águas servidas domiciliares como adubo de couve, verificaram que, após 54 dias da aplicação do efluente tratado no solo, não foram identificadas amostras com coliformes fecais, apesar do alto índice de contaminação inicial.

É de especial interesse para a proteção de poços conhecer as propriedades físico-químicas que controlam o transporte de microorganismos nos aquíferos, para dimensionar distâncias de proteção adequadas entre a fonte de contaminação, por exemplo, e poços de abastecimento. Os estudos de transporte, dos organismos nos meios porosos, no entanto, muitas vezes se restringem aos laboratórios, devido às

dificuldades encontradas nos trabalhos de campo, pois nem sempre é economicamente viável montar uma rede de poços de observação, e é necessário ter um alto grau de controle devido ao grande número de parâmetros que podem influenciar o transporte dos organismos (temperatura, luz, pH, existência de microorganismos e nutrientes). Um fator importante é o risco envolvido na injeção de organismos no solo ocasionando o desequilíbrio da fauna que habita o meio subterrâneo, a qual representa um papel importante nesse ecossistema específico.

4 ÁREA DE ESTUDO

4.1 Localização e acesso à área

A pesquisa foi desenvolvida na Estação de Tratamento de Esgotos de Vila Nossa Senhora dos Remédios, município de Salesópolis – São Paulo. Este município está localizado a leste da Região da Grande São Paulo, às margens do rio Paraitinga, afluente do rio Tietê, limitando-se ao norte com os municípios de Santa Branca e Guararema, ao sul com São Sebastião e Bertioga, a leste com Paraibúna e a oeste com Biritiba Mirim (Figuras 4.1.1 e 4.1.2).

O acesso para quem vem de São Paulo é feito pela Rodovia Airton Senna, entrando em Mogi das Cruzes e seguindo pela Rodovia SP-088. O acesso pelo Vale do Paraíba é feito pela Rodovia Presidente Dutra até Jacareí e depois através da ligação Jacareí – Santa Branca – Salesópolis. O acesso pelo litoral é feito pela Rodovia dos Tamoios interligando Caraguatatuba à Salesópolis.

Figura 4.1.1 – Localização da ETE Vila dos Remédios

Figura 4.1.2 – Vista aérea do Distrito de Vila Nossa Senhora dos Remédios e da Estação de Tratamento de Esgotos.

Fonte: SABESP – (Unidade de Negócio Leste)

4.2 Geomorfologia

A região estudada insere-se na unidade geomorfológica denominada Planalto Paulistano/Alto Tietê (ROSS & MOROZ, 1997) e está representada no Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo (PONÇANO *et al.*, 1981). Entretanto, tendo em vista que a área em análise é restrita e associada ao importante divisor de águas Tietê – Paraibuna, não se pode descartar a hipótese de tratar-se de remanescente de uma fase erosiva anterior à instalação do Planalto Paulistano, ou seja, de um relevo cujos cimos atingem altitudes condizentes com a posição da Superfície Japi (ALMEIDA, 1964). Nesta Unidade predominam formas de relevo denudacionais cujo modelato constitui-se basicamente em morros médios e altos com topos convexos.

As altimetrias predominantes estão entre 800 e 1000m e as declividades dominantes são entre 10 e 20%. A litologia do Planalto Paulistano/Alto Tietê é basicamente constituída por migmatitos e granitos e os solos são do tipo podzólico vermelho-amarelo e cambissolos.

A drenagem apresenta um padrão dentrítico, às vezes obedecendo às direções estruturais regionais, mas em alguns casos podem ter traçados independentes das direções estruturais.

Por ser uma unidade de formas de dissecção média a alta, com vales entalhados e densidade de drenagem média a alta, esta área apresenta um nível de fragilidade potencial médio, estando, portanto, sujeita a fortes atividades erosivas (NASCIMENTO, 2003).

4.3 Geologia

O município de Salesópolis e região encontram-se assentado sobre uma feição geológica chamada Embasamento Cristalino Pré-Cambriano do Escudo Atlântico, representado por rochas pertencentes às suítes graníticas sintectônicas e ao Complexo Pilar, ambos inseridos no Grupo Açungui.

O Grupo Açungui constitui-se na mais extensa unidade do Pré-Cambriano paulista, atravessando todo o Estado na porção E-SE, sendo delimitado ao sul pela Falha de Cubatão e ao norte pela Falha de Taxaquara.

As suítes graníticas sintectônicas constituem a maior parte das rochas graníticas do embasamento paulista, sendo mais bem reconhecidas pelo Fácies Cantareira, ou seja, são rochas similares e correlacionadas àquelas encontradas na zona norte da cidade de São Paulo. Os corpos graníticos apresentam caráter alóctone, com feições de contato transicionais, quando intrudidos em rochas metamórficas (xistos, quartzitos, gnaisses etc.). Nesses corpos, o tipo de rocha mais comum é o granito-gnaisse com foliação (orientação) concordante com o restante da região. Em geral, apresentam granulação fina à média e composição granítica a granodiorítica, com ocorrência de megacristais de feldspato potássico, oriundos de processos metassomáticos tardios.

O Complexo pilar tem maiores expressões nas regiões sul e sudeste do Estado, interrompido pelos maciços graníticos de Três Córregos e Agudos Grandes. A litologia mais comum no Complexo Pilar são xistos, incluindo os quartzomixistos, biotita-quartzo-xistos, xistos grafitosos, filitos, quartzitos e outras rochas de origem metassedimentar (CAMPANHA *et al.*, 1994).

Nas regiões mais baixas e ao longo das drenagens, estas rochas antigas são recobertas por areias inconsolidadas e argilas moles, por vezes orgânicas, pertencentes às chamadas Aluviões Quaternárias, presentes no local de realização da pesquisa.

4.4 Hidrografia

O distrito de Vila Nossa Senhora dos Remédios localiza-se a 13 km ao sul da sede do município e pertence à bacia hidrográfica do Ribeirão Peroba, enquanto que a sede do município pertence à bacia hidrográfica do Rio Paraitinga, ambos contribuintes do Rio Tietê. Suas águas são utilizadas para irrigação, pesca recreativa, atividades de lazer e abastecimento público.

4.5 Clima

Segundo a Classificação Climática de Koeppen a região possui clima tropical de altitude (Cwa), com chuvas no verão e seca no inverno. A temperatura média anual é de 16°C, variando de 9° a 28°C entre a mínima e a máxima, com aproximadamente 80% de umidade relativa do ar (<http://www.bibliotecavirtual.sp.gov.br>).

4.6 População

O Distrito de Vila Nossa Senhora dos Remédios possui uma população urbana aproximada de 800 habitantes, que representa cerca de 20% do total do município, atendida em sua totalidade por sistemas de distribuição de água e, a partir do ano de 2001, por coleta e tratamento de esgotos.

4.7 Uso e ocupação do solo

Os usos agrícolas da bacia do Paraitinga são basicamente o cultivo de hortaliças, madeira para produção de papel e plantas ornamentais, enquanto que na bacia do Ribeirão Peroba praticamente restringe-se ao cultivo de hortaliças.

Na zona urbana não existe atividade industrial, tendo em vista, quase a totalidade da área do município (98%) localizar-se em área de proteção de mananciais. O município de Salesópolis abriga a nascente do Rio Tietê.

4.8 Legislação

A Lei Estadual nº 5598/87, regulamentada pelo Decreto Estadual nº 42837/98, declara Área de Proteção Ambiental as regiões urbanas e rurais do município de Salesópolis (<http://sigam.ambiente.sp.gov.br>).

A região de Salesópolis encontra-se também protegida pela Lei Estadual 1172/76, Lei de Proteção de Áreas de Mananciais, que delimita as bacias hidrográficas protegidas e determina os parâmetros urbanísticos de uso e ocupação do solo dessas bacias.

O Decreto Estadual 47696/03 regulamenta o artigo 37-A da Lei 1172/76, acrescido pela Lei 11216/02 que delimita as áreas de proteção dos mananciais, cursos e reservatórios de água de interesse da Região Metropolitana da Grande São Paulo (<http://www.cetesb.sp.gov.br>).

Segundo o Decreto Estadual nº 10755/77 que dispõe sobre o enquadramento dos rios e corpos d'água receptores e de acordo com a classificação prevista no Decreto nº 8468/76, que estabelece as classes 1, 2, 3 e 4, o local escolhido para a estação de tratamento de esgotos pertence à classe 2 (<http://tb.sigrh.so.gov.br>).

5 MATERIAL, MÉTODO E RESULTADOS

Para o reconhecimento do meio físico local, foi realizada uma investigação detalhada na área de implantação da pesquisa, antes do início da infiltração do efluente no solo.

5.1 Caracterização do solo

A área destinada à realização da pesquisa possui aproximadamente 6000m². Tem proximidade com a lagoa facultativa primária, porém está distante das valas de infiltração que compõem o sistema de tratamento de esgotos da ETE (Figura 5.1). O local é praticamente plano e possui homogeneidade quanto ao tipo de solo, conforme foi verificado visualmente durante as escavações para a construção da lagoa (Figuras 5.2 e 5.3) e, confirmado posteriormente através dos resultados das análises de solo.

Figura 5.1 – Vista parcial da área onde foi implantada a pesquisa.

Figura 5.2 – Vista geral do início das escavações da lagoa facultativa primária na ETE Vila dos Remédios.

Figura 5.3 – Detalhe do solo local da área de estudo durante escavações.

5.1.1 Caracterização físico-química do solo

Na área destinada à implantação da pesquisa, inicialmente, foram perfurados 10 poços para conceituar o comportamento litológico. Estes pontos foram escolhidos de forma a representar a área como um todo, conforme mostra o esquema da Figura 5.4. As amostras de solo coletadas, foram encaminhadas para análise no Laboratório de Sedimentologia do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo.

O material coletado foi homogeneizado e quarteado no local, depois, acondicionado em sacos plásticos para transporte.

No laboratório, a granulometria do sedimento foi determinada por tamisação e pipetagem (EMBRAPA, 1997) e os resultados apresentados na Tabela 5.1 foram classificados segundo *Shepard*, conforme mostra a Figura 5.5.

Figura 5.4 – Distribuição dos pontos de coleta de solo para classificação textural.

Tabela 5.1 – Distribuição das frações granulométricas nos pontos analisados.

Amostra		Fração Granulométrica (%)		
Ponto	Prof. (m)	Areia	Silte	Argila
A-01	2,53	51,04	13,50	42,65
A-02	2,46	33,38	14,69	51,94
A-03	3,51	49,40	13,12	37,47
A-04	2,85	61,44	14,22	24,34
A-05	3,35	90,49	3,01	6,49
A-06	3,79	69,48	18,47	35,70
A-07	3,78	45,80	18,22	35,97
A-08	1,15	77,03	6,60	16,37
A-09	3,00	71,73	9,07	19,17
A-10	2,87	64,30	13,87	21,82

Figura 5.5 – Classificação textural do solo segundo *Shepard*.

A classificação textural das amostras de solo mostra que existe uma variação faciológica das lentes ao longo do perfil da área, com uma predominância de areias argilosas em 70% das amostras, 10% de argilas arenosas e 20% de areias grossas. Esta classificação permitiu inferir valores de condutividade hidráulica para sedimentos não consolidados, de acordo com FETTER (1988) e, dessa forma, determinar a condutividade hidráulica do aquífero local (Tabela 5.2).

Tabela 5.2 – Faixa de valores de condutividade hidráulica, segundo FETTER (1988).

Resultados obtidos	Condutividade hidráulica (cm/s)	Condutividade hidráulica predominante (cm/s)
Argila arenosa (10%)	$10^{-9} - 10^{-6}$	$10^{-6} - 10^{-4}$
Areia argilosa (70%)	$10^{-6} - 10^{-4}$	
Areia ou arenito (20%)	$10^{-3} - 10^{-1}$	

As amostras foram submetidas à análise química para dosagem de matéria orgânica através de ataque com peróxido de hidrogênio a quente. Os resultados foram registrados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Teor de matéria orgânica nas amostras de solo analisadas.

Poços amostrados	Prof. do poço (m)	Teor de M. O. (%)
A-01	2,53	3,67
A-02	2,46	4,69
A-03	3,51	2,35
A-04	2,85	3,46
A-05	3,35	6,93
A-06	3,79	3,62
A-07	3,78	4,34
A-08	1,15	4,89
A-09	3,00	3,73
A-10	2,87	5,00

Os resultados revelam um teor de matéria orgânica variando entre 2,35% e 6,93%, totalizando uma média de 4,27%.

As mesmas amostras foram submetidas à dosagem de carbonato através de ataque ácido e os resultados são apresentados na Tabela 5.4. O teor de carbonato nas amostras analisadas varia entre 2,21% a 5,86% e a média total é de 4,40%.

Tabela 5.4 – Teor de carbonato nas amostras de solo analisadas.

Poços amostrados	Prof. do poço (m)	Teor de Carbonato (%)
A-01	2,53	3,09
A-02	2,46	3,97
A-03	3,51	3,95
A-04	2,85	3,20
A-05	3,35	4,69
A-06	3,79	5,58
A-07	3,78	5,39
A-08	1,15	5,02
A-09	3,00	2,21
A-10	2,87	5,86

5.2 Caracterização do esgoto

A rede coletora de esgoto implantada no distrito de Vila Nossa Senhora dos Remédios atende toda a população local. Assim, o levantamento demográfico realizado pela SABESP no distrito, possibilitou a quantificação e qualificação do esgoto gerado por essa população.

Destaca-se que esse distrito, totalmente incluso em Área de Proteção de Mananciais (APM), não possui nenhuma instalação de fonte poluidora não doméstica, com exceção de um único posto de gasolina, o que resulta em um efluente com pequenas variações de qualidade, afetado somente pela diluição provocada pelas chuvas e sem presença de elementos perigosos, como metais pesados e solventes orgânicos (RAMOS, 2004).

O volume que chega à ETE tem uma vazão média de 2,14L/s, obtida com medida ponderada de duas em duas horas, para uma população de 780 habitantes.

Os resultados químicos e bacteriológico da amostra de esgoto bruto analisada no laboratório do CEPAS (Centro de Pesquisas de Água Subterrânea) – USP para caracterização do efluente, mostraram-se compatíveis quando comparados com os resultados das análises sistemáticas de esgoto realizadas pela SABESP. A Tabelas 5.5 a seguir, apresenta os resultados químicos e o bacteriológico da análise do esgoto bruto coletado na entrada da ETE.

Tabela 5.5 – Características do esgoto bruto.

Cátions	Na	K	Ca	Fe ^{total}	Mn	Al	Ba	Sr	Ni	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr ^{total}
mg/L	73,00	16,00	12,90	0,15	0,03	0,11	<0,02	0,08	<0,01	0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01

Anions	F	Cl	Br	NO3	HPO4	SO4	pH	Coliformes termotolerantes	
mg/L	1,35	63,64	0,07	0,85	7,64	18,55	7,12	NMP/100mL	1,1 x 10 ⁷

Vale ressaltar que os resultados fornecidos pela SABESP, além de apresentarem os dados do efluente bruto, apresentaram também dados do efluente após o tratamento primário, ou seja, amostras coletadas na saída da lagoa facultativa primária. Estas mostraram uma redução de 40% na concentração de coliformes fecais (1,7 x 10⁵ NMP/mL).

5.3 Caracterização da água subterrânea local

As águas locais são de baixa salinidade, próprias de aquíferos situados em aluviões, com pouca ou nenhuma ocupação antrópica, como pode ser observado pela inexistência de organismos termotolerantes nas águas subterrâneas locais.

O mesmo pode-se afirmar em termos de composição química destas águas, notadamente pelo baixo conteúdo iônico dos elementos constituintes, todos dentro dos padrões de potabilidade, conforme mostra a Tabela 5.6 a seguir.

Tabela 5.6 – Característica das águas subterrâneas locais.

Cátions	Na	K	Ca	Fe ^{total}	Mn	Al	Ba	Sr	Mg
mg/L	14,22	4,95	11,51	1,75	0,13	0,97	0,06	0,09	3,50

Ânions	F	Cl	Br	NO ₃	HPO ₄	SO ₄	T °C	pH	Coliformes termotolerantes	
mg/L	0,19	17,97	0,50	2,51	0,03	14,68	18,4	5,8	NMP/100mL	0

5.4 Poços de Monitoração

Cinqüenta e cinco poços foram perfurados no local e distribuídos de tal forma que abrangessem totalmente a área de estudo. Devido à geometria da área, foi escolhida uma malha retangular de 8m x 12m. A profundidade média dos poços foi de 2,5m.

Os furos para instalação dos poços foram executados com trado manual de 3,0" de diâmetro. O revestimento interno foi feito com tubos de PVC de 2,5" e filtro apenas na área saturada do aquífero. A boca e o fundo (base) dos poços foram protegidas com tampas rosqueáveis (Figura 5.6).

Figura 5.6 – Esquema construtivo do poço de monitoração.

Este procedimento foi executado de modo a se considerar no mínimo um metro de aquífero saturado, tendo em vista tratar-se de um aquífero raso, sujeito a flutuações sazonais do nível d'água, que, certamente, poderiam dificultar a interpretação dos resultados, pois a pluma de contaminação originada da infiltração, tem uma configuração longitudinal e vertical.

O quadro a seguir, apresenta os níveis do aquífero freático nos poços perfurados.

POÇO	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8	P-9	P-10	P-11
N. F. (m)	1,52	1,04	1,30	1,20	1,10	1,06	0,65	1,10	1,12	1,14	1,15
POÇO	P-12	P-13	P-14	P-15	P-16	P-17	P-18	P-19	P-20	P-21	P-22
N. F. (m)	1,12	1,20	1,60	1,80	1,80	2,00	1,13	1,21	1,22	1,23	1,10
POÇO	P-23	P-24	P-25	P-26	P-27	P-28	P-29	P-30	P-31	P-32	P-33
N. F. (m)	1,08	0,88	0,88	1,28	1,31	1,32	1,30	1,72	1,70	1,82	1,81
POÇO	P-34	P-35	P-36	P-37	P-38	P-39	P-40	P-41	P-42	P-43	P-44
N. F. (m)	1,69	1,37	1,35	1,34	1,36	1,42	1,45	0,89	1,10	1,62	1,40
POÇO	P-45	P-46	P-47	P-48	P-49	P-50	P-51	P-52	P-53	P-54	P-55
N. F. (m)	1,44	1,20	0,90	0,60	0,98	1,18	1,47	1,58	1,33	1,29	1,06

5.5 Caracterização hidrogeológica local

Para esta caracterização, inicialmente optou-se por fazer sondagens geofísicas no intuito do conhecimento do arcabouço aquífero e inteirar-se de suas possíveis heterogeneidades físico-espaciais que poderiam dificultar futuras interpretações de resultados. Além disso, foram executadas medidas nos próprios poços de monitoração (físico-química-bacteriológicas) que possibilitaram a construção do mapa potenciométrico e determinação do sentido de fluxo local das águas subterrâneas.

5.5.1 Geofísica

Primeiramente, foi utilizada a metodologia geofísica com a técnica de Sondagens Elétricas Verticais (SEVs). Esta técnica fornece dados sobre a variação em profundidade da resistividade aparente (parâmetro fornecido pelo método da eletrorresistividade), medindo-se a diferença de potencial elétrico entre eletrodos, através da circulação de uma corrente elétrica contínua no solo. As rochas consolidadas apresentam resistividade superior às rochas alteradas; a presença de água nos poros e fraturas diminui a resistividade do meio, assim como a quantidade de argila também pode influenciar nesse valor.

O Caminhamento Resistividade é uma técnica de investigação horizontal, em uma ou várias profundidades, aproximadamente constantes, a partir de medidas tomadas na superfície do terreno.

A finalidade do Caminhamento Resistividade é estudar as variações laterais da resistividade do subsolo, sendo muito adequado para caracterização de aquíferos, delineando os seus limites.

As investigações efetuadas pelo Caminhamento Resistividade geralmente são efetuadas ao longo de perfis e os resultados obtidos se relacionam entre si através de um estudo em planta a uma profundidade determinada, ou ainda, através de seções com várias profundidades de investigação.

Os dados obtidos de diferentes níveis de investigação não correspondem aos valores reais dos parâmetros de cada camada investigada, refere-se a valores aparentes de resistividade, por isso são denominadas de pseudo-seções. De forma semelhante, as profundidades na seção vertical são também apenas qualitativas.

Na interpretação dos dados das pseudo-seções obtêm-se informações qualitativas sobre a posição espacial dos corpos de diferentes resistividades e, mais raramente, pode-se estimar o seu mergulho. Como decorrência, as informações são tão mais precisas quanto melhor a definição de uma anomalia resistividade.

Esta técnica foi utilizada no local para caracterizar o aquífero freático e verificar possíveis vazamentos da lagoa facultativa primária que poderiam comprometer os resultados da pesquisa, tendo em vista sua proximidade com a área de implantação dos poços.

O arranjo eletródico de pseudo-seções utilizado neste trabalho foi o dipolo-dipolo, neste arranjo os eletrodos A e B de envio de corrente e os eletrodos M e N de potencial ou de recepção, foram alinhados sobre um mesmo perfil. O arranjo foi definido pelos espaçamentos $X = AB = MN$. A profundidade de investigação cresce com R e teoricamente corresponde a $\frac{1}{2} R$ (Figura 5.7).

Comumente, as medidas são realizadas em várias profundidades de investigação, isto é, $n = 1, 2, 3, 4$ e 5 , e atribuídas na intersecção das linhas que partem a 45° dos centros de AB e MN.

A cada estação, os dois dipolos são deslocados a uma distância igual a X, e os dados obtidos são plotados nas posições $n = 1, 2, 3, \dots$ e interpolados, gerando uma pseudo-seção de resistividade aparente.

Figura 5.7 – Esquema do caminhamento resistividade (arranjo dipolo-dipolo)

Conforme Figura 5.8, no local foram levantados os perfis dipolo-dipolo com abertura $AB=MN=4m$ e 5 níveis de investigação.

Os dados apresentados nas pseudo-seções de resistividade aparente foram processados pelo programa de computação Surfer 8. trata-se de um programa de interpolação de dados.

Os dados das seções modeladas de resistividade foram processados pelo programa de inversão da ABEM, chamado RES2DINV. Este é um programa que, teoricamente, minimiza os efeitos de distorção observados nas pseudo-seções e, em tese, busca estabelecer um modelo real das resistividades em subsuperfície .

A Figura 5.9 mostra os perfis das linhas A e B (paralelas à borda da lagoa). Os locais com menor resistividade apresentam coloração avermelhada e os possíveis locais de infiltração da lagoa para o terreno estão assinalados nessa figura.

Os mapas apresentados na Figura 5.10 contêm os dados de resistividade do nível 1 (0 a 4m de profundidade) e do nível 3 (0 a 8m de profundidade) de investigações das pseudo-seções de resistividade aparente. Verifica-se uma distribuição de valores mais baixos de resistividade no nível 1, a princípio interpretada como contaminada. Para se ter uma idéia qualitativa do comportamento da possível contaminação em um nível mais profundo, foi construído o mapa de resistividade com os valores referentes ao nível 3, onde se pode observar a resistividade menos intensa que no nível 1 (GALLAS, 2004).

Figura 5.8 – Localização dos perfis A e B em relação à lagoa facultativa primária.

Figura 5.9 - Perfilagem elétrica linhas A e B da malha A (GALLAS, 2004).

Figura 5.10 – Caminhamento elétrico nível 1 e 2 da malha A (GALLAS, 2004).

5.5.2 Potenciometria

Na área de estudo foi realizado um levantamento topográfico de detalhe, com precisão decimal. A partir desses dados e com as medidas do nível freático nos 55 poços foi possível construir o mapa potenciométrico e interpretar o sistema de fluxo local, conforme mostra a Figura 5.11.

O aquífero freático local mostra-se bastante raso com profundidades variando entre 0,60m e 2,00m ao longo do terreno, mostrando o sentido das linhas de fluxo para um canal de drenagem situado à margem da área estudada.

O mapa isopotenciométrico e sua rede de fluxo constituíram-se em elemento principal na definição dos poços a serem levados em consideração, tanto para o estudo da velocidade real de deslocamento da pluma contaminante, como também para a determinação do decaimento dos coliformes termotolerantes no contexto das águas subterrâneas.

Figura 5.11 – Mapa potenciométrico do aquífero local.

5.6 Pluviometria e Evaporação

Tendo em vista a necessidade de se conhecer a pluviometria e a evaporação no local pesquisado, que poderiam, sobremaneira, alterar os resultados da pesquisa, já que o nível d'água do aquífero é raso (1 a 2 metros), foram instalados no local, um pluviômetro e um tanque de evaporação que auxiliaram na avaliação dos dados de medição.

Assim, um pluviômetro tipo “Ville Paris” e um tanque Classe A (evaporímetro) foram instalados no local para caracterização climática e, sobretudo, para verificação de possível ocorrência de interferência das chuvas nos resultados das amostras,

tendo em vista a saturação excessiva do solo no período chuvoso e a inevitável diluição do efluente.

No decorrer de dois anos (maio/2003 a abril/2005) foram realizadas leituras diárias nos equipamentos obedecendo sempre o mesmo horário (entre 8:00h e 9:00h). Para a construção do gráfico (Figura 5.12) foram utilizados os dados mensais de pluviometria e evaporação, apresentados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 – Dados mensais de pluviometria e evaporação no período de maio/03 a abril/05

MESES	PRECIPITAÇÃO (mm)	EVAPORAÇÃO (mm)
Mai/03	22,4	51,7
Jun/03	21,2	52,6
Jul/03	18,6	51,7
Ago/03	10,0	59,1
Set/03	30,9	85,2
Out/03	147,4	86,7
Nov/03	135,2	104,1
Dez/03	122,0	95,3
Jan/04	206,8	108,0
Fev/04	226,0	90,0
Mar/04	72,0	118,2
Abr/04	159,8	73,0
Mai/04	119,8	37,7
Jun/04	94,8	42,4
Jul/04	73,7	48,4
Ago/04	0,0	97,3
Set/04	28,0	126,8
Out/04	115,3	72,3
Nov/04	133,6	108,1
Dez/04	148,8	104,9
Jan/05	217,6	74,5
Fev/05	85,8	122,7
Mar/05	207,2	89,1
Abr/05	102,2	93,1

Figura 5.12 – Gráfico de pluvimetria e evaporação em função do tempo.

Os resultados indicam uma pluvimetria média anual de 1250mm e uma evaporação média anual de 997mm no período considerado.

5.7 Método de infiltração

O esgoto bruto utilizado na pesquisa, tal como foi descrito no item 5.2, foi retirado diretamente da rede coletora em seu ponto de entrada na estação de tratamento, através de uma bomba de sucção, que possibilitou o enchimento de um reservatório de 2000L. Neste reservatório foi instalado um registro de saída em sua parte basal, de modo a controlar a vazão do esgoto que foi lançado em uma trincheira escavada no solo, com as seguintes dimensões: 0,30m x 0,50m x 1,50m (profundidade x largura x comprimento, respectivamente).

A taxa de infiltração da vala foi mantida em equilíbrio com a vazão do reservatório de modo a ocorrer uma infiltração contínua e sem transbordo. A Figura 5.13 mostra esquematicamente, a metodologia de infiltração implantada na área de estudo e as Figuras 5.14 e 5.15 ilustram a metodologia no campo.

Figura 5.13 – Esquema da metodologia de infiltração.

Figura 5.14 – Reservatório de 2000L e vala de infiltração do esgoto.

Figura 5.15 – Detalhe da disposição do reservatório, da vala e dos poços.

A infiltração foi realizada em duas etapas distintas. A primeira, de curta duração, infiltrou 2000L de esgoto bruto no solo, no intervalo de tempo de 26 horas, com início em 01/09/2004, em período seco e de forma contínua. A quantidade injetada inicialmente foi considerada ideal para atingir o objetivo da pesquisa, porém, ficou constatado, na prática, que esta quantidade seria insuficiente para se obter o resultado de todos os parâmetros almejados que pudessem servir de marcação, tendo em vista o alto poder de decaimento do contaminante ao longo do fluxo da pluma de contaminação no local de estudo e sua baixa velocidade de deslocamento.

Desse modo, foi realizada uma segunda infiltração, desta vez, 20000L de esgoto foram utilizados ao longo de quatro meses (de 09/11/2004 a 15/03/2005). A diminuição da taxa de infiltração foi provocada pelo alto índice pluviométrico do período, responsável pela elevação do nível freático próximo à superfície ou alagando-a. Como o gradiente é o responsável pela variação da taxa de infiltração e, este passou a ser inexistente durante o período chuvoso, a taxa de infiltração deste ensaio não foi igual a do ensaio anterior, com velocidade de deslocamento bem inferior àquela.

5.8 Amostragem

5.8.1 Antes da Injeção

Para a verificação da situação real do meio, antes do início da injeção do esgoto bruto no solo, foram realizadas coletas de amostras de água para análises físico-química e bacteriológica. O fato de a área estudada situar-se em local com alto potencial de contaminação por estar dentro dos limites da estação de tratamento de esgoto, levou-se a considerar a existência ou não, de contaminação na área destinada à infiltração. Deste modo, foram tomadas amostras representativas da água subterrânea no local, segundo normas ABNT NBR-13895/97, de modo a caracterizar suas qualidades físico-química-bacteriológicas, descritas separadamente, a seguir.

ANÁLISE FÍSICA

Os dados apresentados na Tabela 5.8 mostram valores obtidos no local do experimento, durante a coleta das amostras para análise laboratorial.

Tabela 5.8 – Resultado da análise física da água subterrânea local.

DATA DA COLETA	POÇOS	Parâmetros Físicos			
		Condutividade elétrica $\mu\text{S/cm}$	pH	Eh (mV)	T (°C)
26/08/2004	P-03	189	5,23		18,6
	P-04	201	6,01		18,5
	P-05	148	5,54		18,7
	P-06	146	5,96		18,0
	P-10	214	5,31		18,0
	P-11	156	5,14	143	18,2
	P-12	188	6,05		18,6
	P-13	195	6,23		18,7
	P-14	138	5,46	222	18,4
	P-18	202	6,12		18,7
	P-19	167	5,98		18,5
	P-20	183	6,30		18,2
	P-22	212	5,92	77	17,5
	P-24	271	6,06	110	17,5
	P-26	195	6,17	-6	18,2
	P-28	206	5,34	167	19,0
	P-30	226	5,42	179	19,0
	P-36	246	6,26	-42	18,9
	P-38	302	6,24	-83	17,2
	P-41	279	5,20	134	19,0

ANÁLISE QUÍMICA

As amostras foram encaminhadas para análise dos parâmetros químicos, no Laboratório do Centro de Pesquisa de Água Subterrânea – CEPAS, no Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo.

Os cátions maiores (cálcio e magnésio) e os metais (cobalto, estrôncio, alumínio, bário, zinco, manganês, ferro total, cromo total, prata, chumbo, níquel, cobre e cádmio) foram analisados pelo processo de espectrofotometria de chama no Aparelho de Absorção Atômica GBC 932 PLUS. Os cátions (sódio e potássio) pelo processo de fotometria de chama desenvolvido no Aparelho de Chama da Micronal. Os ânions foram analisados pelo processo de cromatografia iônica, desenvolvido no aparelho cromatógrafo de íons 2010i da DIONEX.

Os cátions Ag, Co, Ni, Pb, Cu, Zn, Cd e Cr^{total} foram desconsiderados por apresentarem resultados abaixo dos limites de detecção. Portanto, os resultados apresentados na Tabela 5.9 são referentes aos parâmetros quantitativamente mais representativos.

Tabela 5.9 – Resultado da análise química da água subterrânea local (cátions).

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	CÁTIONS								
		Fe ^{total} mg/L	Mn mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	Al mg/L	Ba mg/L	Sr mg/L	Na mg/L	K mg/L
26/08/2004	P-03	0,00	0,11	12,25	1,15	0,09	0,00	0,08	20,5	2,6
	P-04	0,02	0,03	1,95	0,60	0,13	0,03	0,03	22,5	3,2
	P-05	4,30	0,29	8,65	2,15	0,03	0,03	0,05	26,5	7,7
	P-06	11,59	0,42	12,85	3,35	0,05	0,03	0,06	22,5	6,9
	P-10	1,79	0,08	8,75	2,75	0,56	0,03	0,05	16,8	7,9
	P-11	0,11	0,04	7,00	2,30	0,14	0,05	0,03	6,0	3,1
	P-12	0,15	0,00	0,80	0,45	8,57	0,03	0,01	4,3	2,3
	P-13	0,01	0,11	4,65	1,65	0,05	0,05	0,04	17,6	4,2
	P-14	0,03	0,04	1,55	0,70	0,04	0,06	0,03	20,0	2,8
	P-18	1,44	0,05	11,30	3,85	1,38	0,11	0,04	7,4	3,8
	P-19	5,10	0,10	8,20	2,45	2,35	0,13	0,05	4,9	3,5
	P-20	1,64	0,04	8,75	2,55	2,81	0,04	0,04	14,8	4,7
	P-22	0,76	0,14	15,05	5,20	1,29	0,04	0,10	10,4	4,2
	P-24	0,20	0,38	19,45	4,90	0,24	0,03	0,15	17,2	4,0
	P-26	0,56	0,14	11,90	3,65	0,64	0,04	0,08	9,7	5,7
	P-29	0,06	0,00	13,55	6,85	0,23	0,05	0,05	5,8	3,7
	P-30	0,14	0,02	20,10	8,75	0,23	0,10	0,08	5,6	6,8
	P-36	1,38	0,06	15,20	4,00	0,29	0,06	0,10	16,2	7,7
	P-38	5,61	0,26	24,75	4,05	0,06	0,05	0,13	26,5	6,2
	P-41	0,12	0,32	23,45	8,15	0,21	0,30	0,21	9,2	8,0

O ânion NO_2 não foi detectado nas amostras coletadas. A Tabela 5.10 apresenta os resultados quantitativamente mais representativos.

Tabela 5.10 – Resultado da análise química da água subterrânea local (ânions).

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	ÂNIONS					
		F mg/L	SO_4 mg/L	Cl mg/L	Br mg/L	NO_3 mg/L	HPO_4 mg/L
26/08/2004	P-03	0,03	14,19	25,46	0,46	3,85	0,03
	P-04	0,02	4,33	31,39	0,97	0,46	0,06
	P-05	0,05	3,03	27,66	0,82	0,20	0,02
	P-06	0,18	1,04	20,52	0,64	0,04	0,01
	P-10	0,09	2,73	17,73	1,03	0,03	0,02
	P-11	0,04	12,63	13,42	0,70	0,04	0,02
	P-12	0,16	0,60	2,39	0,04	0,16	0,02
	P-13	0,10	2,38	20,13	0,33	0,13	0,03
	P-14	0,00	4,43	24,94	0,45	10,24	0,03
	P-18	1,27	17,91	11,78	0,01	0,30	0,01
	P-19	0,73	2,99	7,07	0,02	0,09	0,02
	P-20	1,07	5,68	24,09	0,02	0,29	0,02
	P-22	0,00	19,50	9,36	0,36	1,33	0,02
	P-24	0,04	15,78	17,14	0,24	0,23	0,01
	P-26	0,00	24,47	12,19	0,33	0,30	0,01
	P-29	0,00	34,87	20,56	0,99	1,31	0,07
	P-30	0,00	40,03	12,48	0,50	19,20	0,10
	P-36	0,00	11,12	16,88	0,51	0,37	0,03
	P-38	0,02	1,91	16,39	0,46	1,31	0,06
	P-41	0,01	73,01	27,80	1,05	0,31	0,04

ANÁLISE BACTERIOLÓGICA

Dez pontos foram escolhidos ao logo do terreno para a verificação do parâmetro bacteriológico (coliformes fecais ou termotolerantes) e os resultados são apresentados na Tabela 5.11. Estas amostras e todas as demais destinadas a este parâmetro foram analisadas pelo Laboratório da SABESP (Companhia de Abastecimento de Água e Esgoto do Estado de São Paulo) – Divisão de Controle Sanitário Leste.

Tabela 5.11 – Resultados da análise bacteriológica da água subterrânea local.

DATA	POÇO	COLIFORMES FECAIS (NMP/100mL)	MÉTODO
26/08/2004	P-03	0	Substrato Enzimático
	P-06	0	
	P-11	0	
	P-13	0	
	P-21	0	
	P-27	0	
	P-29	0	
	P-39	0	
	P-41	0	
	P-50	0	

5.8.2 Após a injeção

Uma semana após o início da primeira infiltração, iniciou-se a coleta sistemática semanal das águas dos poços de monitoração, totalizando cinco semanas consecutivas para análise bacteriológica e química. Após este período foram coletadas amostras apenas para análise química, tendo em vista a resposta expressiva do decaimento bacteriológico no período considerado.

Os poços P-4, P-5, P-6, P-10, P-11, P-12, P-13, P-19, P-20 e P-28 foram escolhidos para serem amostrados durante essa primeira etapa, devido à proximidade com o ponto de infiltração.

Por problemas técnicos no Laboratório da SABESP e também pelo período de chuvas intensas, a coleta de amostras para análise bacteriológica teve início no primeiro dia após o término da infiltração do esgoto no solo, seguindo-se quatro semanas consecutivas de coletas. Nesta etapa o número de amostras analisadas foi superior à etapa anterior e, os poços P-11, P-12, P-19, P-20, P-22, P-25, P-26, P-27, P-28, P-29, P-34, P-35, P-36, P-37, P-38, P-39, P-40 e P-48 foram escolhidos tendo em vista o sentido do fluxo subterrâneo local determinado pela potenciometria, a alta saturação do solo e uma maior abrangência do terreno.

As Tabelas 5.12, 5.13 e 5.14 a seguir, apresentam os resultados bacteriológico e químico respectivamente, dos poços amostrados durante a pesquisa, depois da infiltração do esgoto bruto no solo.

Tabela 5.12 – Resultado bacteriológico das amostras de água após a infiltração do esgoto no solo.

	POÇO	COLIFORMES FECAIS (NMP/100mL)				
		Data da coleta				
		08/09/2004	15/09/2004	22/09/2004	29/09/2004	06/10/2004
1ª infiltração	P-04	0	2,0	0	0	0
	P-05	866,4	2420,0	1530,0	836,0	413,6
	P-06	13,4	0	0	0	0
	P-10	0	0	0	0	0
	P-11	0	0	0	0	0
	P-12	1,0	0	0	0	0
	P-13	0	0	0	0	0
	P-19	0	0	0	0	0
	P-20	0	0	0	0	0
	P-28	0	0	0	0	0
		16/03/2005	23/03/2005	30/03/2005	06/04/2005	
2ª infiltração	P-11	2420,0	920,0			
	P-12	2420,0	2419,2			
	P-19	1986,3	613,1			
	P-20	387,3	22,1			
	P-22	579,4	13,0			
	P-25			90,6	18,8	
	P-26	14,6	517,2			
	P-27			28,8	14,5	
	P-28	0	79,4			
	P-29			13,0	4,1	
	P-34			35,9	14,3	
	P-35	17,1	64,4			
	P-36			4,1	4,1	
	P-37	2420,0	816,4	238,2	15,2	
	P-38	2420,0	1011,1	2420,0	2419,2	
	P-39			8,6	178,5	
	P-40			0	17,4	
	P-48			2420,0	11,4	

Tabela 5.13 – Resultado químico das amostras de água após a infiltração do esgoto no solo (cátions).

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	CÁTIONS								
		Fe ^{total} mg/L	Mn mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	Al mg/L	Ba mg/L	Sr mg/L	Na mg/L	K mg/L
08/09/2004	P-04	0,06	0,02	1,75	0,50	0,10	0,06	0,08	21,5	3,2
	P-05	1,98	0,33	12,90	3,73	0,05	0,04	0,08	33,5	10,2
	P-06	7,34	0,31	12,40	2,80	0,06	0,03	0,05	18,2	6,7
	P-10	0,84	0,05	8,23	2,10	0,14	0,03	0,03	17,4	8,0
	P-11	1,33	0,04	6,65	2,18	0,05	0,04	0,04	6,4	3,3
	P-12	0,03	<0,01	0,85	0,50	0,71	0,03	0,03	4,5	2,8
	P-13	0,74	0,10	4,45	1,75	<0,05	<0,02	0,04	16,4	3,9
	P-19	0,48	0,07	8,13	1,75	0,05	0,03	0,04	4,2	2,9
	P-20	0,93	0,03	9,85	3,05	0,06	0,04	0,04	14,2	4,2
15/09/2004	P-04	0,01	0,02	1,55	0,50	<0,05	0,03	0,01	22,5	3,3
	P-05	5,58	0,47	19,32	5,95	<0,05	0,03	0,10	67,0	18,5
	P-06	14,83	0,37	12,65	3,15	0,06	0,04	0,06	23,0	6,3
	P-10	1,09	0,05	8,47	1,90	0,64	<0,02	0,04	17,8	7,9
	P-11	2,60	0,04	6,30	2,10	0,10	0,05	0,03	6,5	3,3
	P-12	0,04	0,01	1,25	0,65	0,74	<0,02	0,01	4,5	3,0
	P-13	2,67	0,11	4,08	1,70	0,05	0,05	0,04	17,8	4,5
	P-19	0,34	0,05	7,98	1,65	0,09	0,05	0,04	5,0	3,3
	P-20	2,05	0,05	10,30	3,30	0,13	0,03	0,04	13,8	4,6
22/09/2004	P-04	0,01	0,03	2,30	0,55	<0,05	0,02	0,01	22,0	3,2
	P-05	1,69	0,34	14,90	4,25	0,06	<0,02	0,08	58,0	16,1
	P-06	15,55	0,37	11,55	2,75	0,08	0,04	0,05	23,0	6,8
	P-10	1,31	0,05	8,92	1,80	0,91	0,03	0,03	17,8	7,6
	P-11	2,46	0,05	6,25	2,10	0,09	0,04	0,03	6,7	3,4
	P-12	0,08	0,01	1,35	0,75	0,79	<0,02	0,01	4,5	3,2
	P-13	0,02	0,10	3,85	1,60	0,08	0,05	0,03	17,6	4,3
	P-19	1,67	0,05	8,30	1,40	0,13	0,03	0,03	5,0	3,3
	P-20	2,81	0,04	10,10	3,00	0,18	0,03	0,03	13,8	4,4
29/09/2004	P-04	0,01	0,03	1,90	0,50	0,11	0,04	0,01	23,0	3,4
	P-05	3,26	0,33	13,60	3,40	0,48	0,06	0,06	55,0	13,5
	P-06	13,68	0,32	12,03	2,25	0,08	0,05	0,04	23,5	6,3
	P-10	1,53	0,05	9,01	1,65	1,36	0,05	0,03	19,5	7,4
	P-11	2,97	0,04	6,00	1,90	0,13	0,06	0,03	6,7	3,5
	P-12	0,08	0,01	1,48	0,80	0,51	0,04	0,01	4,6	3,4
	P-13	3,74	0,10	3,45	1,75	1,01	0,09	0,03	20,0	4,8
	P-19	1,60	0,04	8,61	1,35	0,13	0,08	0,03	5,1	3,4
	P-20	1,26	0,04	9,85	3,00	0,34	0,05	0,03	13,6	4,5
06/10/2004	P-04	0,01	0,02	1,83	0,64	0,10	0,06	0,02	24,5	3,3
	P-05	2,72	0,35	10,30	3,29	0,15	0,06	0,08	55,0	8,9
	P-06	0,01	0,31	13,23	2,15	0,06	0,05	0,05	4,6	7,1
	P-10	1,50	0,15	7,98	1,19	<0,05	0,06	0,06	18,3	7,5
	P-11	0,31	0,06	7,06	2,95	<0,05	0,07	0,03	10,4	5,0
	P-12	0,50	0,08	6,32	1,86	<0,05	0,05	0,05	5,6	3,8
	P-13	1,51	0,12	3,45	1,82	<0,05	0,07	0,04	20,0	4,5
	P-19	2,04	0,04	8,22	1,33	<0,05	0,08	0,04	5,2	3,3
	P-20	2,51	0,03	8,15	2,94	7,05	0,05	0,04	14,2	4,4
06/10/2004	P-28	0,17	0,02	4,55	1,23	1,18	0,07	0,04	6,4	3,0

Continuação da Tabela 5.13

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	CATIONS								
		Fe ^{total} mg/L	Mn mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	Al mg/L	Ba mg/L	Sr mg/L	Na mg/L	K mg/L
13/10/2004	P-04	0,01	0,03	1,74	0,61	0,08	0,05	0,03	24,5	3,4
	P-05	3,95	0,33	9,46	3,04	0,15	0,07	0,08	52,0	7,9
	P-06	0,01	0,28	12,05	1,91	0,09	0,08	0,05	22,0	6,7
	P-10	1,34	0,05	8,86	1,71	1,02	0,06	0,04	19,5	7,1
	P-11	3,36	0,05	5,20	2,09	0,11	0,08	0,05	6,6	3,4
	P-12	0,16	0,01	1,06	0,84	0,14	0,04	0,02	4,5	3,4
	P-13	3,83	0,12	3,40	1,83	0,07	0,10	0,04	10,5	4,5
	P-19	4,17	0,05	8,34	1,26	0,05	0,05	0,03	5,0	3,3
	P-20	3,39	0,03	7,81	2,87	0,14	0,04	0,05	13,4	4,2
	P-28	0,17	0,02	4,78	1,17	0,65	0,06	0,04	6,0	2,9
24/11/2004	P-04	0,01	0,01	1,53	0,54	0,04	0,05	0,02	23,0	3,1
	P-05	3,67	0,43	9,30	4,52	0,15	0,05	0,10	73,0	15,8
	P-06	7,34	0,15	16,91	1,08	0,13	0,06	0,04	21,9	8,2
	P-10	0,29	0,08	8,34	2,51	0,09	0,05	0,06	19,2	7,7
	P-11	2,84	0,04	6,32	2,46	0,09	0,08	0,04	7,0	3,6
	P-12	0,08	0,01	1,37	0,77	0,85	0,03	0,03	3,9	2,7
	P-13	0,02	0,16	9,93	2,77	0,06	0,10	0,08	15,0	3,4
	P-19	0,23	0,05	6,71	2,48	0,09	0,08	0,05	4,2	3,0
	P-20	0,10	0,04	8,30	2,82	0,03	0,02	0,04	12,6	3,9
	P-28	0,05	0,08	8,19	2,70	0,13	0,05	0,07	5,9	4,6
01/12/2004	P-04	0,15	0,02	3,43	0,88	0,76	0,03	0,03	23,5	2,0
	P-05	2,49	0,34	11,84	2,61	3,79	0,04	0,08	36,0	19,4
	P-06	3,90	0,31	22,87	2,06	3,96	0,05	0,08	16,4	10,7
	P-10	1,86	0,22	13,03	2,54	3,46	0,06	0,09	17,6	9,3
	P-11	0,35	0,04	6,47	1,52	1,22	0,05	0,05	5,0	2,7
	P-12	0,99	0,02	3,14	0,84	5,97	0,03	0,02	4,0	3,1
	P-13	0,05	0,20	16,43	2,27	0,06	0,03	0,08	17,5	2,9
	P-19	0,63	0,16	16,01	4,41	1,39	0,05	0,08	6,2	4,0
	P-20	1,95	0,06	10,57	3,02	0,34	0,04	0,05	10,4	8,0
	P-28	4,14	0,15	10,34	2,50	14,13	0,04	0,06	6,4	5,8
15/12/2004	P-04	0,30	0,02	2,47	0,66	0,72	0,05	0,02	68,0	2,8
	P-05	4,95	0,47	15,07	4,09	3,02	0,08	0,10	46,0	17,5
	P-06	7,85	0,18	19,15	1,05	2,42	0,04	0,04	27,0	9,2
	P-10	3,50	0,17	12,55	2,89	1,00	0,03	0,06	19,0	11,3
	P-11	2,40	0,07	8,27	2,20	2,74	0,05	0,04	5,9	3,1
	P-12	0,91	0,02	1,94	0,64	2,98	0,02	0,01	4,5	3,3
	P-13	0,96	0,42	18,95	2,97	1,14	0,07	0,09	19,2	3,0
	P-19	0,63	0,25	22,12	6,78	0,12	0,05	0,10	6,1	6,2
	P-20	2,64	0,04	19,17	2,62	0,56	0,03	0,03	15,0	7,0
	P-28	5,02	0,15	18,23	3,45	6,64	0,04	0,08	6,4	6,6
22/12/2004	P-04	0,06	0,03	2,30	0,48	0,08	0,02	0,02	30,0	2,8
	P-05	4,49	0,47	15,82	4,08	0,33	0,06	0,10	58,0	12,4
	P-06	5,01	0,14	12,68	0,76	0,17	0,05	0,03	22,5	6,8
	P-10	0,85	0,09	9,62	2,16	0,17	0,03	0,04	19,0	8,9
	P-11	0,34	0,05	7,96	2,07	0,24	0,07	0,03	6,6	3,4
	P-12	0,01	0,02	3,61	0,89	0,10	0,03	0,02	6,2	4,7
	P-13	0,72	0,32	17,73	3,23	0,72	0,09	0,09	19,8	3,6
	P-19	0,16	0,09	9,29	3,16	0,08	0,08	0,06	5,5	5,7
	P-20	1,49	0,03	16,22	2,58	0,25	0,04	0,04	15,2	6,2
	P-28	0,65	0,07	7,64	1,77	2,01	0,05	0,06	6,3	4,7

Continuação da Tabela 5.13

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	CATIONS								
		Fe ^{total} mg/L	Mn mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	Al mg/L	Ba mg/L	Sr mg/L	Na mg/L	K mg/L
29/12/2004	P-04	0,24	0,04	4,67	0,83	0,52	0,03	0,02	32,5	2,3
	P-05	1,69	0,26	10,90	1,74	2,84	0,06	0,07	19,8	13,1
	P-06	2,38	0,15	14,78	0,72	0,17	0,05	0,03	12,8	7,2
	P-10	1,00	0,15	8,79	2,86	1,94	0,03	0,07	15,6	7,4
	P-11	0,41	0,06	9,06	1,41	1,08	0,02	0,04	5,2	2,5
	P-12	0,82	0,03	2,97	0,71	4,32	0,02	0,02	4,3	3,0
	P-13	0,77	0,07	17,90	2,32	1,83	0,02	0,09	16,6	2,6
	P-19	0,44	0,17	12,47	4,61	0,76	0,02	0,08	5,9	4,4
	P-20	1,30	0,05	10,35	2,78	0,14	0,02	0,04	15,0	4,4
	P-28	3,03	0,11	9,84	2,17	7,77	0,04	0,06	5,7	3,1
05/01/2005	P-04	0,14	0,03	3,11	0,61	0,25	0,03	0,02	29,0	2,5
	P-05	3,23	0,40	9,50	3,21	1,11	0,06	0,09	41,0	11,6
	P-06	0,35	0,10	12,55	0,41	0,13	0,02	0,03	13,0	6,8
	P-10	0,87	0,16	8,22	2,37	1,85	0,02	0,06	17,8	7,1
	P-11	0,12	0,08	15,44	2,05	0,18	0,02	0,04	6,4	3,2
	P-12	0,17	0,02	2,28	0,68	1,15	0,02	0,02	4,2	3,1
	P-13	0,63	0,37	19,35	2,96	0,85	0,02	0,10	19,0	3,2
	P-19	1,21	0,14	11,89	4,53	0,04	0,02	0,07	6,0	4,1
	P-20	1,58	0,04	8,56	2,55	0,22	0,02	0,03	14,0	4,5
	P-28	0,53	0,13	8,63	2,98	0,46	0,02	0,06	6,4	4,0
12/01/2005	P-04	3,16	0,18	11,38	1,84	14,68	0,02	0,06	18,0	3,0
	P-05	2,16	0,24	8,39	1,28	6,46	0,02	0,05	8,0	7,6
	P-06	6,11	0,13	11,78	0,69	0,30	0,03	0,03	22,5	7,8
	P-10	2,65	0,03	7,59	1,29	7,64	0,02	0,04	7,3	6,9
	P-11	0,67	0,06	9,67	1,28	2,05	0,06	0,03	5,1	2,3
	P-12	0,16	0,03	4,36	0,82	0,06	0,02	0,03	4,3	3,5
	P-13	0,56	0,13	17,25	2,01	1,31	0,03	0,07	13,8	2,7
	P-19	0,4	0,16	7,25	4,55	0,45	0,09	0,07	6,2	4,1
	P-20	1,96	0,03	7,02	2,44	0,56	0,08	0,03	13,6	4,1
	P-28	2,48	0,01	5,45	1,11	7,02	0,02	0,03	3,7	3,3
23/02/2005	P-04	0,06	0,04	3,64	0,64	0,13	0,02	0,02	23,0	2,4
	P-05	5,07	0,47	10,32	3,93	0,20	0,07	0,09	47,5	8,2
	P-06	0,42	0,1	13,41	0,64	0,06	0,04	0,03	21,0	8,6
	P-10	0,21	0,11	11,46	2,58	0,15	0,02	0,05	19,4	7,5
	P-11	0,08	0,05	8,10	1,79	0,14	0,06	0,03	5,7	2,8
	P-12	0,09	0,02	2,98	0,80	0,91	0,02	0,02	4,5	3,2
	P-13	0,80	0,31	15,88	2,98	0,77	0,05	0,07	16,2	3,8
	P-19	0,07	0,07	7,90	2,43	0,11	0,11	0,04	5,2	3,8
	P-20	0,22	0,03	8,16	2,13	0,05	0,03	0,02	11,8	4,8
	P-28	0,17	0,11	10,56	2,83	0,74	0,12	0,05	6,4	4,1
02/03/2005	P-04	0,05	0,03	3,08	0,72	0,09	0,02	0,01	22,5	2,4
	P-05	1,41	0,51	8,76	4,35	0,55	0,07	0,09	40,0	7,9
	P-06	0,16	0,18	23,18	1,21	0,25	0,05	0,04	26,5	11,1
	P-10	1,09	0,17	15,90	3,31	0,15	0,02	0,06	19,5	9,0
	P-11	0,09	0,08	12,89	2,80	0,16	0,06	0,04	8,2	4,0
	P-12	0,19	0,03	3,70	1,23	1,66	0,03	0,02	6,9	3,8
	P-13	0,40	0,23	12,81	1,57	0,53	0,05	0,08	28,0	3,8
	P-19	0,27	0,14	18,40	5,19	0,22	0,07	0,06	7,0	6,0
	P-20	1,94	0,04	12,77	2,95	0,16	0,04	0,03	20,5	6,8
	P-22	0,13	0,20	23,63	7,34	0,18	0,05	0,09	10,0	4,9
	P-26	0,02	0,29	27,26	8,32	0,14	0,04	0,10	9,3	8,2
	P-27	4,72	0,55	48,68	16,43	0,05	0,03	0,17	10,6	5,4
	P-28	0,40	0,15	14,55	4,41	0,18	0,06	0,06	7,5	5,6
	P-39	0,34	0,08	9,99	1,97	0,45	0,04	0,04	8,9	6,9

Continuação da Tabela 5.13

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	CATIONS								
		Fe ^{total} mg/L	Mn mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	Al mg/L	Ba mg/L	Sr mg/L	Na mg/L	K mg/L
09/03/2005	P-17	0,12	0,02	5,08	0,95	0,05	0,06	0,02	6,3	2,3
	P-20	1,51	0,04	17,31	2,95	0,24	0,05	0,02	13,4	5,4
	P-21	0,13	0,40	47,89	20,20	0,05	0,06	0,18	26,0	25,0
	P-27	0,68	0,42	42,17	15,74	0,05	0,05	0,14	11,4	11,2
	P-28	0,13	0,08	8,21	2,51	0,37	0,04	0,04	6,7	4,2
	P-31	0,75	0,08	8,30	2,49	0,36	0,05	0,04	7,0	2,9
	P-35	4,13	0,06	17,33	5,62	0,09	0,08	0,06	9,6	10,0
	P-36	0,12	0,05	5,29	1,20	0,79	0,04	0,04	7,2	4,6
	P-39	0,40	0,07	9,13	2,20	0,51	0,05	0,05	8,9	7,5
	P-40	2,46	0,24	25,89	8,54	0,05	0,06	0,09	12,6	9,8
	P-41	3,19	0,51	45,68	17,90	0,05	0,11	0,23	11,2	10,8
	P-46	0,31	0,13	18,69	5,92	0,65	0,05	0,05	9,6	7,9
	P-47	0,85	0,31	24,13	5,56	0,10	0,02	0,10	8,8	10,0
	P-55	0,74	0,07	9,20	4,94	0,94	0,05	0,04	18,6	17,8
16/03/2005	P-17	0,82	0,15	9,79	1,14	2,07	0,04	0,05	4,5	2,3
	P-20	1,54	0,05	9,45	2,92	0,24	0,04	0,03	14,0	4,5
	P-21	0,27	0,30	34,95	11,95	0,12	0,05	0,13	12,8	14,4
	P-27	0,11	0,01	6,15	1,10	0,10	0,02	0,03	2,5	4,9
	P-28	0,76	0,04	6,64	1,27	2,26	0,04	0,03	4,9	2,4
	P-31	0,02	0,01	3,66	0,47	0,08	0,03	0,02	2,2	4,6
	P-35	2,38	0,10	18,42	5,92	0,07	0,07	0,06	9,5	15,6
	P-36	0,74	0,01	4,18	0,89	2,37	0,04	0,03	4,2	4,7
	P-39	0,07	0,02	3,26	0,53	0,10	0,02	0,02	4,2	3,4
	P-40	0,33	0,19	14,37	3,47	0,67	0,05	0,07	7,7	7,1
	P-41	0,20	0,09	9,88	2,87	0,45	0,04	0,05	3,9	6,3
	P-46	0,13	0,13	15,93	3,44	0,30	0,04	0,08	5,3	5,9
	P-47	0,11	0,18	12,87	2,53	0,05	0,02	0,05	4,9	6,6
	P-55	0,71	0,25	16,75	7,30	0,33	0,06	0,07	11,4	16,2
23/03/2005	P-17	1,04	0,13	9,12	1,08	2,12	0,02	0,04	4,4	2,1
	P-20	1,21	0,04	8,63	2,95	0,26	0,02	0,03	18,6	4,4
	P-21	0,37	0,33	34,50	12,01	0,21	0,04	0,14	12,4	15,6
	P-27	2,05	0,14	8,95	1,99	2,72	0,06	0,04	3,1	3,5
	P-28	1,26	0,13	4,53	1,97	2,23	0,07	0,04	5,3	3,6
	P-31	0,74	0,04	5,74	0,70	1,58	0,02	0,03	3,0	3,6
	P-35	0,20	0,08	9,87	2,50	0,05	0,05	0,04	4,8	5,0
	P-36	2,22	0,16	8,24	2,25	3,18	0,08	0,04	6,3	8,5
	P-39	1,29	0,07	8,00	1,96	0,18	0,02	0,04	8,1	7,3
	P-40	1,42	0,23	13,33	3,61	2,17	0,05	0,06	6,5	9,7
	P-41	0,43	0,27	23,21	9,03	0,26	0,10	0,15	7,7	8,1
	P-46	2,00	0,11	6,13	1,14	2,99	0,06	0,03	3,1	5,1
	P-47	2,46	0,16	8,98	1,80	4,98	0,06	0,04	4,2	7,4
	P-55	2,34	0,18	9,54	2,50	3,40	0,05	0,04	4,5	14,8

Continuação da Tabela 5.13

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	CATIONS								
		Fe ^{total} mg/L	Mn mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	Al mg/L	Ba mg/L	Sr mg/L	Na mg/L	K mg/L
30/03/2005	P-25	0,21	0,15	14,78	3,58	0,13	0,08	0,07	13,2	7,9
	P-27	1,85	0,35	21,27	5,98	0,53	0,06	0,09	3,4	4,8
	P-29	0,13	0,03	14,71	6,43	0,19	0,03	0,04	4,7	3,6
	P-34	0,34	0,15	18,38	4,70	0,65	0,05	0,06	5,0	4,5
	P-35	1,42	0,13	16,71	5,29	0,24	0,07	0,06	7,6	8,4
	P-36	0,37	0,21	12,17	3,94	0,42	0,06	0,08	6,6	7,1
	P-37	1,59	0,15	11,91	3,43	1,28	0,07	0,06	12,4	10,6
	P-38	2,63	0,22	12,26	3,37	0,07	0,06	0,11	20,5	7,8
	P-39	2,59	0,06	7,68	1,93	0,24	0,06	0,04	8,4	7,5
	P-40	2,03	0,38	31,19	9,99	0,27	0,08	0,13	17,6	16,8
	P-41	0,80	0,23	18,04	6,44	0,99	0,06	0,10	5,8	7,4
	P-48	0,51	0,61	14,05	2,19	0,56	0,06	0,07	4,7	7,0
	P-49	1,19	0,09	19,32	6,19	0,78	0,05	0,06	9,7	6,9
	P-55	2,92	0,26	13,25	3,70	3,71	0,08	0,06	4,9	12,2
06/04/2005	P-25	0,08	0,12	16,02	3,42	0,17	0,06	0,08	7,6	4,4
	P-27	3,01	0,48	27,02	8,02	0,16	0,05	0,15	5,6	6,4
	P-29	0,76	0,02	15,81	5,42	0,20	0,02	0,05	4,5	3,2
	P-34	0,17	0,04	19,85	7,37	0,19	0,04	0,06	4,7	5,0
	P-35	4,12	0,08	17,06	5,32	0,11	0,05	0,06	9,7	10,2
	P-36	0,25	0,05	4,28	1,08	0,68	0,06	0,05	6,7	4,2
	P-37	1,00	0,09	8,29	1,77	2,47	0,04	0,05	8,2	7,2
	P-38	2,46	0,16	19,71	2,86	0,19	0,03	0,09	14,0	6,8
	P-39	0,97	0,06	6,48	1,62	1,92	0,07	0,04	8,1	5,9
	P-40	0,47	0,29	21,72	6,65	0,74	0,06	0,10	10,2	9,9
	P-41	1,19	0,55	41,92	15,95	0,15	0,08	0,20	9,0	10,2
	P-48	0,67	0,23	9,31	1,14	1,57	0,06	0,11	5,1	5,7
	P-49	0,80	0,07	20,55	6,63	0,25	0,05	0,07	11,0	7,1
	P-55	7,63	0,36	19,09	8,71	0,46	0,11	0,09	10,0	17,8

Tabela 5.14 – Resultado químico das amostras de água após infiltração do esgoto no solo (ânions).

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	ÂNIONS					
		F mg/L	SO ₄ mg/L	Cl mg/L	Br mg/L	NO ₃ mg/L	HPO ₄ mg/L
08/09/2004	P-04	0,02	2,79	32,15	1,00	0,12	0,01
	P-05	0,12	3,54	29,32	0,49	0,25	<0,01
	P-06	0,25	1,01	15,81	0,51	0,06	0,01
	P-10	0,06	3,01	17,75	1,00	0,03	0,01
	P-11	0,03	12,44	14,42	0,75	0,05	0,01
	P-12	0,18	0,03	1,64	0,04	0,07	0,04
	P-13	0,10	1,57	18,19	0,29	0,09	0,04
	P-19	0,19	2,98	6,98	0,18	0,03	0,02
	P-20	0,04	5,67	22,55	1,14	0,07	0,01
15/09/2004	P-04	0,01	2,20	32,88	0,99	0,17	<0,01
	P-05	1,98	3,37	48,50	0,27	0,11	<0,01
	P-06	0,17	0,99	19,67	0,66	0,06	0,01
	P-10	0,05	2,87	18,51	1,02	0,12	0,01
	P-11	0,03	12,59	15,12	0,80	0,13	0,01
	P-12	0,17	0,33	1,79	0,05	0,15	0,02
	P-13	0,09	1,75	20,45	0,31	0,16	0,01
	P-19	0,16	3,02	7,15	0,15	0,08	0,02
	P-20	0,27	4,80	22,92	1,12	0,26	0,01
22/09/2004	P-04	0,02	2,26	33,78	0,97	0,61	0,02
	P-05	0,47	4,26	68,23	0,36	0,07	0,02
	P-06	0,12	1,02	20,61	0,69	0,02	0,02
	P-10	0,11	2,59	18,36	0,99	0,04	0,02
	P-11	0,02	12,57	15,14	0,79	0,23	0,02
	P-12	0,18	0,31	1,66	0,04	0,10	0,01
	P-13	0,08	1,99	21,07	0,32	0,28	0,01
	P-19	0,20	2,99	6,35	0,13	0,05	<0,01
	P-20	0,16	5,33	22,68	1,13	0,22	0,01
29/09/2004	P-04	0,03	2,31	33,32	0,94	0,98	0,01
	P-05	0,79	6,04	59,01	0,40	0,10	0,02
	P-06	0,14	1,03	21,67	0,71	0,08	0,01
	P-10	0,10	2,99	18,34	0,97	0,05	0,02
	P-11	0,08	15,37	15,62	0,81	0,08	0,02
	P-12	0,19	0,27	1,54	0,03	0,08	0,01
	P-13	0,08	1,64	20,26	0,31	0,10	0,01
	P-19	0,24	3,01	10,52	0,10	0,07	<0,01
	P-20	0,17	5,55	22,39	1,16	0,18	0,01
06/10/2004	P-04	0,25	3,05	28,88	0,88	2,67	1,05
	P-05	0,40	13,76	59,01	0,51	0,45	1,03
	P-06	0,24	1,08	29,32	0,80	0,41	1,08
	P-10	0,22	2,80	22,03	0,67	0,42	1,05
	P-11	0,26	19,45	23,09	1,20	0,43	1,16
	P-12	0,28	2,06	23,58	0,38	0,48	1,06
	P-13	0,25	2,34	23,43	0,35	0,82	1,04
	P-19	0,37	2,99	15,12	1,20	0,47	1,03
	P-20	0,31	5,68	25,13	1,21	0,39	1,04
	P-28	0,35	2,87	4,24	0,12	0,42	1,08

Continuação da Tabela 5.14

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	ANIONS					
		F mg/L	SO ₄ mg/L	Cl mg/L	Br mg/L	NO ₃ mg/L	HPO ₄ mg/L
13/10/2004	P-04	0,18	3,42	30,65	0,92	3,74	1,05
	P-05	0,25	11,18	53,40	0,53	0,61	1,08
	P-06	0,26	1,10	23,25	0,80	0,42	1,05
	P-10	0,26	2,90	25,72	1,04	0,46	1,08
	P-11	0,20	15,23	43,64	0,90	0,46	1,07
	P-12	0,34	0,98	2,84	0,07	0,42	1,05
	P-13	0,25	2,23	21,77	0,35	0,64	1,07
	P-19	0,34	2,98	26,57	0,12	0,44	1,02
	P-20	0,29	5,66	29,18	1,14	0,39	1,68
	P-28	0,47	2,85	3,59	0,10	0,47	1,04
24/11/2004	P-04	0,22	5,13	26,75	0,92	2,80	1,02
	P-05	1,27	4,18	45,61	0,33	0,47	1,14
	P-06	0,22	6,32	29,74	0,77	0,44	1,03
	P-10	0,19	6,05	15,16	1,04	0,43	1,13
	P-11	0,22	12,67	26,34	0,98	0,39	1,05
	P-12	0,33	2,17	2,26	0,07	0,61	1,08
	P-13	0,27	28,67	11,98	0,33	0,41	1,06
	P-19	0,26	11,76	18,09	0,05	0,42	1,06
	P-20	0,27	5,80	47,25	1,05	0,41	1,11
	P-28	0,33	6,48	6,10	0,21	0,49	1,16
01/12/2004	P-04	0,02	24,48	18,29	0,55	0,07	0,22
	P-05	0,19	7,89	42,04	0,25	0,10	0,04
	P-06	0,03	14,12	25,63	0,39	0,05	0,04
	P-10	0,03	19,24	24,52	0,55	0,04	0,02
	P-11	0,03	12,55	39,65	0,48	0,08	0,02
	P-12	0,07	6,21	3,08	0,05	0,06	0,04
	P-13	0,13	34,36	10,50	0,16	0,04	0,25
	P-19	0,06	18,62	25,43	0,40	0,16	0,01
	P-20	0,08	5,66	30,93	1,20	0,16	0,79
	P-28	0,12	12,08	9,89	0,24	0,11	0,05
15/12/2004	P-04	0,02	13,68	22,35	0,76	0,19	0,04
	P-05	0,06	5,61	38,23	0,40	0,12	0,01
	P-06	0,06	5,88	22,67	0,63	0,04	0,29
	P-10	0,04	17,58	20,09	0,80	0,02	0,02
	P-11	0,05	13,99	28,79	0,68	0,04	0,36
	P-12	0,14	1,68	2,41	0,05	0,05	0,02
	P-13	0,07	33,70	12,51	0,28	0,04	0,30
	P-19	0,05	20,57	19,33	0,73	0,28	<0,01
	P-20	0,14	6,86	28,92	1,14	0,15	0,02
	P-28	0,10	7,51	12,86	0,55	0,05	0,06
22/12/2004	P-04	0,02	8,54	25,71	0,88	0,16	0,02
	P-05	0,05	10,92	34,05	0,41	0,04	0,03
	P-06	0,02	3,90	23,17	0,70	0,03	0,02
	P-10	0,03	12,25	20,12	0,95	0,04	0,27
	P-11	0,03	13,01	15,37	0,84	0,10	0,01
	P-12	0,16	1,05	2,80	0,08	0,05	0,03
	P-13	0,08	30,69	15,56	0,32	0,06	0,06
	P-19	0,15	14,23	15,23	0,66	0,12	0,03
	P-20	0,04	8,23	30,36	1,22	0,13	0,01
	P-28	0,16	6,23	6,68	0,22	0,04	0,05

Continuação da Tabela 5.14

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	ANIONS					
		F mg/L	SO ₄ mg/L	Cl mg/L	Br mg/L	NO ₃ mg/L	HPO ₄ mg/L
29/12/2004	P-04	0,04	21,55	17,71	0,59	0,05	0,04
	P-05	0,06	18,43	37,09	0,19	0,05	0,21
	P-06	0,04	4,37	20,72	0,69	0,04	0,07
	P-10	0,05	12,83	19,55	0,55	0,05	0,02
	P-11	0,03	12,59	17,21	0,43	0,06	0,19
	P-12	0,05	3,12	13,41	0,06	0,12	0,05
	P-13	0,07	28,52	10,98	0,24	0,08	0,65
	P-19	0,06	19,32	8,12	0,69	0,05	0,07
	P-20	0,03	13,45	21,31	1,15	0,03	0,01
	P-28	0,08	6,08	8,19	0,28	0,05	0,06
05/01/2005	P-04	0,05	13,67	22,50	0,73	0,03	0,01
	P-05	0,08	12,50	33,80	0,35	0,05	0,03
	P-06	0,08	2,14	24,41	0,40	0,03	0,07
	P-10	0,03	6,24	17,02	0,54	0,08	0,02
	P-11	0,03	13,02	17,89	0,71	0,04	0,01
	P-12	0,11	1,12	1,77	0,05	0,06	0,02
	P-13	0,11	29,86	11,18	0,33	0,07	0,37
	P-19	0,07	17,14	10,32	0,86	0,07	0,03
	P-20	0,04	14,62	22,20	1,18	0,02	0,02
	P-28	0,14	3,39	12,28	0,49	0,03	0,08
12/01/2005	P-04	0,07	24,22	5,27	0,23	0,18	0,06
	P-05	0,02	5,39	27,34	0,11	0,05	0,01
	P-06	0,03	1,03	12,52	0,67	0,03	0,01
	P-10	0,07	2,89	16,89	0,31	0,06	0,05
	P-11	0,03	13,12	14,20	0,39	0,03	0,04
	P-12	0,04	4,92	3,35	0,07	0,04	0,02
	P-13	0,12	22,21	8,66	0,25	0,09	0,68
	P-19	0,08	10,76	8,09	0,78	0,04	0,05
	P-20	0,04	20,59	20,08	1,12	0,03	0,07
	P-28	0,06	2,80	5,47	0,18	0,03	0,15
23/02/2005	P-04	0,02	12,38	22,74	0,85	0,08	0,05
	P-05	0,05	2,64	35,54	0,52	0,05	0,06
	P-06	0,04	8,94	21,38	0,65	0,03	0,01
	P-10	0,02	10,87	20,02	0,94	0,04	0,53
	P-11	0,02	18,18	18,63	0,78	0,03	0,31
	P-12	0,26	1,02	2,27	0,07	0,11	0,06
	P-13	0,12	16,17	10,30	0,52	0,07	0,15
	P-19	0,11	11,12	13,50	0,62	0,05	0,05
	P-20	0,04	8,15	20,33	1,09	0,36	0,06
	P-28	0,14	4,56	10,06	0,46	0,04	0,07

Continuação da Tabela 5.14

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	ANIONS					
		F mg/L	SO ₄ mg/L	Cl mg/L	Br mg/L	NO ₃ mg/L	HPO ₄ mg/L
02/03/2005	P-04	0,16	15,57	18,20	0,74	0,11	0,07
	P-05	0,12	3,60	32,18	0,45	0,59	0,03
	P-06	0,18	15,26	31,71	0,58	2,32	0,06
	P-10	0,13	18,35	15,24	0,76	0,13	0,14
	P-11	0,12	15,23	14,65	0,71	0,04	0,04
	P-12	0,16	5,40	4,51	0,17	0,12	0,05
	P-13	0,15	18,48	8,16	0,31	0,03	0,15
	P-19	0,16	20,12	7,38	0,90	0,03	0,03
	P-20	0,15	5,80	19,27	1,06	0,03	0,05
	P-22	0,08	27,38	7,99	0,54	0,03	0,03
	P-26	0,19	12,54	6,44	0,40	0,02	0,04
	p-27	0,17	15,21	19,23	0,93	0,05	0,03
	P-28	0,18	8,86	10,64	0,75	0,04	0,04
	P-39	0,16	4,96	13,41	0,84	0,06	0,05
09/03/2005	P-17	0,15	14,61	6,65	0,30	0,05	0,02
	P-20	0,12	7,78	36,88	0,97	0,02	0,03
	P-21	0,30	0,87	13,73	0,62	0,14	0,04
	P-27	0,15	12,07	19,73	0,88	0,07	0,02
	P-28	0,22	9,21	9,20	0,42	0,02	0,05
	P-31	0,11	10,88	8,65	0,68	0,04	0,04
	P-35	0,16	25,55	34,29	1,71	0,14	0,08
	P-36	0,23	1,29	4,12	0,12	0,02	0,03
	P-39	0,19	3,04	13,48	0,94	0,04	0,30
	P-40	0,17	16,37	21,49	0,98	0,02	0,05
	P-41	0,20	21,30	15,25	0,84	0,11	0,06
	P-46	0,14	12,16	11,67	0,72	0,16	0,08
	P-47	0,26	2,87	10,93	0,48	0,07	0,06
	P-55	0,29	20,17	6,87	0,65	0,06	0,04
16/03/2005	P-17	0,21	17,61	3,86	0,10	0,08	0,81
	P-20	0,10	8,16	20,72	0,79	0,03	0,34
	P-21	0,14	20,86	14,04	0,56	0,19	0,09
	P-27	0,14	12,61	4,87	0,09	0,08	0,46
	P-28	0,21	12,09	5,77	0,08	0,14	0,14
	P-31	0,01	8,56	4,07	0,01	0,06	0,05
	P-35	0,18	26,07	31,11	1,47	0,05	0,04
	P-36	0,18	14,01	2,70	0,03	0,13	0,02
	P-39	0,14	7,55	6,28	0,06	0,10	0,06
	P-40	0,16	26,65	9,71	0,22	0,04	0,19
	P-41	0,18	8,93	5,78	0,20	0,68	0,33
	P-46	0,23	13,25	5,93	0,24	0,23	0,28
	P-47	0,21	5,50	6,26	0,16	0,05	0,38
	P-55	0,11	30,44	4,55	0,45	0,18	0,05

Continuação da Tabela 5.14

DATA DA COLETA	AMOSTRAS	ANIONS					
		F mg/L	SO ₄ mg/L	Cl mg/L	Br mg/L	NO ₃ mg/L	HPO ₄ mg/L
23/03/2005	P-17	0,18	8,78	5,96	0,12	0,04	0,84
	P-20	0,12	8,88	14,21	1,01	0,23	0,02
	P-21	0,20	18,08	16,11	0,68	0,09	0,04
	P-27	0,24	3,94	3,83	0,06	0,07	0,13
	P-28	0,16	6,42	3,61	0,24	0,06	0,02
	P-31	0,13	7,90	5,32	0,11	0,04	0,05
	P-35	0,14	9,84	9,29	0,35	0,02	0,54
	P-36	0,22	8,83	5,04	0,22	0,28	0,02
	P-39	0,16	2,49	13,17	1,03	0,06	0,02
	P-40	0,15	25,80	11,19	0,32	0,03	0,05
	P-41	0,28	12,39	11,08	0,47	0,14	0,02
	P-46	0,18	4,40	3,75	0,07	0,05	0,09
	P-47	0,24	3,16	6,46	0,16	0,11	0,26
	P-55	0,17	10,88	2,79	0,15	0,19	0,02
30/03/2005	P-25	0,17	2,07	7,86	0,30	0,02	0,05
	P-27	0,14	0,52	2,18	0,15	0,18	0,05
	P-29	0,15	21,17	10,53	0,89	0,09	0,52
	P-34	0,10	8,51	8,77	0,69	0,07	1,22
	P-35	0,15	17,81	22,90	1,21	0,07	0,34
	P-36	0,26	2,84	8,31	0,41	0,16	0,14
	P-37	0,34	2,68	14,16	0,76	0,09	0,06
	P-38	0,18	2,03	11,35	0,86	0,09	0,07
	P-39	0,13	2,52	16,69	1,27	0,02	0,08
	P-40	0,14	30,69	16,81	0,92	0,04	0,09
	P-41	0,30	22,53	15,66	0,80	0,03	0,07
	P-48	0,33	1,29	4,60	0,23	0,17	0,03
	P-49	0,13	3,72	9,54	0,68	0,28	0,07
	P-55	0,14	6,14	2,55	0,28	0,26	0,05
06/04/2005	P-25	0,18	8,81	9,10	0,41	0,02	0,04
	P-27	0,15	4,91	9,01	0,49	0,02	0,03
	P-29	0,19	24,08	13,10	0,99	0,04	0,09
	P-34	0,06	9,38	10,51	0,91	0,02	0,73
	P-35	0,12	24,04	33,58	1,62	0,06	0,03
	P-36	0,24	1,74	3,31	0,09	0,01	0,03
	P-37	0,13	12,20	7,12	0,34	0,03	0,02
	P-38	0,14	6,26	9,04	0,75	0,04	0,02
	P-39	0,10	4,40	12,17	0,76	0,02	0,04
	P-40	0,14	26,83	14,67	0,61	0,04	0,03
	P-41	0,19	16,38	14,07	0,82	0,02	0,08
	P-48	0,11	12,35	2,90	0,13	0,07	0,11
	P-49	0,12	3,69	9,11	0,67	0,23	0,11
	P-55	0,13	14,79	3,46	0,57	0,06	0,03

Durante todo o período experimental, além das coletas de água, foi feito um acompanhamento das possíveis alterações físicas das águas do aquífero, através das medidas sistemáticas de nível, temperatura, condutividade elétrica, e prospecção geofísica como indicativo do posicionamento da pluma contaminante.

Para este trabalho geofísico foi utilizado o método eletromagnético (EM) ou de indução, que emprega campos eletromagnéticos, gerados por correntes alternadas de origem artificial ou natural. Este método baseia-se na medida da condutividade elétrica dos materiais em subsuperfície, ou parâmetros a ela relacionados, através da utilização de campos eletromagnéticos induzidos no terreno.

As profundidades investigadas pelo método EM são inversamente proporcionais às frequências empregadas.

O menor custo e maior rendimento desse método comparado a eletrorresistividade é um dos motivos de seu emprego, entretanto, sua aplicação depende da ausência de interferência e outros condicionantes geológicos e físicos. O grande volume de dados gerados permite a elaboração de mapas de isovalores no reconhecimento da área investigada.

O instrumento empregado neste trabalho foi o EM-31, de fabricação da empresa sueca Geonics. Trata-se de um equipamento constituído de duas bobinas, uma transmissora e outra receptora. Este sistema eletromagnético mede diretamente a condutividade, que é inversamente proporcional à resistividade elétrica. Com esta relação direta e simples, é possível correlacionar as medidas EM aos levantamentos de eletrorresistividade pré-existent.

O sistema permite a operação com bobinas orientadas de duas maneiras, de modo a orientar o campo eletromagnético nas posições vertical e horizontal. Desta forma, os pacotes de solo analisados, em função do comprimento da bobina do aparelho foram de 0 a 3m (raso) e de 0 a 6m (profundo).

Os dados obtidos neste trabalho geofísico geraram os mapas que foram reunidos no Anexo I. Porém, seu resultado não apresentou alterações significativas que possibilitasse diagnosticar o posicionamento da pluma de contaminação após a infiltração do esgoto no solo, conforme pode ser verificado através dos referidos mapas.

Os resultados bacteriológico e químico forneceram subsídios para a construção de gráficos que facilitaram a visualização e interpretação do comportamento dos parâmetros analisados.

Os dados bacteriológicos das amostras de água dos poços P-05 e P-37 viabilizaram a construção do gráfico das curvas de concentração de coliformes termotolerantes em função do tempo, conforme mostra a Figura 5.16, a seguir.

Figura 5.16 – Gráfico das curvas de concentração bacteriológica nos poços P-05 e P-37.

Concomitantemente, alguns elementos químicos analisados foram escolhidos para serem representados graficamente, tendo em vista sua tendência traçadora em casos de contaminação por esgoto doméstico. Para os íons Ca, Mg, Na, K, Cl, NO_3 e SO_4 foi construído o gráfico do teor de concentração em função do tempo, correspondente a cada poço amostrado durante o experimento, conforme Anexo II.

Foi realizada uma interpretação detalhada em cada gráfico e verificou-se que os íons SO_4 , Cl, Ca e K apresentaram dados mais representativos para interpretações do comportamento dos íons em solução ao longo de sua trajetória e cálculo da velocidade de deslocamento da pluma, baseados nos poços P-05, P-06, P-10, P-11, P-19, P-20 e P-28, conforme pode ser visualizado nos gráficos das Figuras 5.17 a 5.23 a seguir.

Figura 5.17 – Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO₄ e Cl para P-05.

Figura 5.18 – Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO₄ e Cl para P-06.

Figura 5.19 – Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO₄ e Cl para P-10.

Figura 5.20 – Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO₄ e Cl para P-11.

Figura 5.21 – Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO₄ e Cl para P-19.

Figura 5.22 – Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO₄ e Cl para P-20.

Figura 5.23 – Gráficos das concentrações dos íons Ca, K, SO₄ e Cl para P-28.

6 CÁLCULOS

6.1 Velocidade de deslocamento da pluma de contaminação

Os poços P-05, P-06, P-10, P-11, P-19, P-20 e P-28 viabilizaram o cálculo da velocidade de deslocamento da pluma de contaminação. Primeiramente foram tomadas as distâncias entre dois poços quaisquer (Δs), destes aqui mencionados, conforme Figura 6.1.

Figura 6.1 – Tomada de distância para cálculo do deslocamento da pluma.

O quadro a seguir, mostra as distâncias consideradas entre dois poços para efeito de cálculo da velocidade de deslocamento.

Δs (m)					
P-05 e P-11	P-05 e P-19	P-05 e P-20	P-06 e P-10	P-11 e P-20	P-20 e P-28
12,0	25,4	24,0	12,0	12	14,4

A análise detalhada dos gráficos das concentrações do íon Cl forneceram subsídios para determinar o tempo de chegada do elemento químico (Δt), entre os dois poços escolhidos para o cálculo, após a primeira infiltração de esgoto no solo, conforme exemplo da Figura 6.2, onde o gráfico dos poços P-05 e P-11 na primeira etapa do experimento, serve como modelo na visualização do cálculo do Δt . A barra amarela em destaque representa a concentração natural do elemento na água subterrânea, antes da injeção de esgoto no solo.

O íon Cl foi selecionado para marcador devido a sua baixa reatividade com o meio, sendo empregado em vários experimentos devido a estas suas características de preservação, conforme demonstrado nos resultados de análise dos distintos poços de monitoração no decorrer do tempo da pesquisa (vide Figuras 5.17 – 5.23 do capítulo anterior).

Figura 6.2 – Gráfico ilustrativo para visualização do cálculo do Δt .

O intervalo de tempo entre as concentrações máximas do elemento na água, após as injeções correspondentes, foi verificado para alguns poços que possibilitaram esse cálculo, conforme mostra o quadro a seguir.

Δt (dias)						
Íon	P-05 e P-11	P-05 e P-19	P-05 e P-20	P-06 e P-10	P-11 e P-20	P-20 e P-28
Cl	21	38	31	21	17	21

Os dados de distância e tempo viabilizaram o cálculo da velocidade de deslocamento ($v = \Delta s / \Delta t$) entre dois poços. Os resultados estão reunidos na Tabela 6.1 a seguir.

Tabela 6.1 – Velocidades de deslocamento da pluma de contaminação.

Íon	Velocidade de deslocamento (cm/s)					
	P-05 e P-11	P-05 e P-19	P-05 e P-20	P-06 e P-10	P-11 e P-20	P-20 e P-28
Cl	$6,61 \times 10^{-4}$	$7,74 \times 10^{-4}$	$8,96 \times 10^{-4}$	$6,61 \times 10^{-4}$	$8,17 \times 10^{-4}$	$7,94 \times 10^{-4}$
Média	$7,67 \times 10^{-4}$					

Este resultado foi calculado levando-se em consideração as possibilidades de interação dos elementos com o meio e, chegou-se ao resultado abaixo discriminado.

Velocidade média da pluma (v_{mp}) de contaminação de esgoto doméstico no local da pesquisa:

$$v_{mp} = 7,67 \times 10^4 \text{ cm/s ou } 66,27 \text{ cm/dia}$$

6.2 Decaimento bacteriológico

A sobrevivência de microrganismos em aquíferos é influenciada por inúmeros fatores. Dentre eles, as atividades biológicas potenciais dos respectivos microrganismos, temperatura, pH, propriedades químicas da água subterrânea, propriedades físico-químicas e mineralógicas do substrato mineral do aquífero e também, a correlação entre os microrganismos adicionados e a microflora nativa do aquífero.

Considerando algumas destas interferências, de acordo com a bibliografia consultada, as mais importantes, temperatura média das águas do aquífero no período de injeção, 20°C; pH médio de 6,5; propriedades químicas das águas subterrâneas que constam na Tabelas 5.6 (pág. 50) e a composição litológica do aquífero ser formada por areias quartzosas e de frações média a fina, conforme

pode ser observado nos resultados da análise granulométrica, apresentados na Tabela 5.1 e Figura 5.5 (pág.46 e 47), o cálculo para determinar o decaimento bacteriológico foi baseado na diferença entre o teor máximo da concentração de coliformes termotolerantes na vala de infiltração ($1,1 \times 10^7$ NMP/100mL) em 01/09/2004 e o teor encontrado na amostra de 22/09/2004 referente ao poço P-05.

01/09/2004	$1,1 \times 10^7$ NMP/100mL	100%
22/09/2004	$1,53 \times 10^3$ NMP/100mL	1,53%
21 dias		98,47%

Esse poço foi escolhido tendo em vista seus resultados apresentarem maior confiabilidade em relação aos resultados dos poços amostrados após a segunda injeção, quando ocorreu o período de chuvas intensas, impossibilitando a infiltração do esgoto no subsolo, aumentando a diluição e a dispersão do mesmo sobre a superfície do terreno, descaracterizando assim, o resultado das amostras coletadas nessa segunda etapa da pesquisa.

Considerando que a taxa de decaimento seja diretamente proporcional ao tempo, o período de três semanas (**21 dias**) resultou em um decaimento bacteriológico equivalente a **98,47%**.

6.2.1 – Cinética do decaimento bacteriológico

O preceito fundamental da cinética da desinfecção foi enunciado por Chick em 1908, atualmente conhecido como Lei de Chick, o qual reconheceu que a inativação dos microrganismos em função do tempo obedece ao modelo de uma reação de primeira ordem (PROSAB, 2003), ou seja,

$$- \delta N / \delta t = k \cdot N \quad (1)$$

em que

$- \delta N / \delta t$ = velocidade de caimento dos organismos

k = coeficiente de reação, T^{-1}

N = número de organismos sobreviventes em um dado instante t

t = tempo, T

A solução desta equação é

$$N = N_0 \cdot e^{-k \cdot t} \quad (\text{Lei de Chick}) \quad (2)$$

em que:

N_0 = concentração inicial de microrganismos ativos no ponto de lançamento, $N^\circ.L^{-3}$;

N = concentração de microrganismos ativos no tempo t após a descarga, $N^\circ.L^{-3}$;

k = coeficiente de decaimento, T^{-1} ;

t = tempo transcorrido, T .

O mecanismo de morte natural depende de fatores como presença da luz solar, variações da temperatura, aumento da salinidade ou da concentração de íons tóxicos, como metais pesados; presença de bacteriófagos; parasitismo e precação (WEF, 1996).

Diversos modelos foram propostos para interpretação do decaimento bacteriano por morte natural, quase sempre assumindo cinética de primeira ordem (USEPA, 1999). O modelo básico para decaimento por morte natural em ambientes como os rios, é representado pela equação (2).

De acordo com os resultados obtidos nas análises bacteriológicas, para o decaimento natural de coliformes termotolerantes em águas subterrâneas, a equação (2) também é válida, conforme pode ser verificado na Figura 6.3 que apresenta uma curva cinética construída com dados reais de campo.

Figura 6.3 – Curva cinética de decaimento dos coliformes termotolerantes em águas

7 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A velocidade de deslocamento da pluma de contaminação foi calculada levando-se em consideração sua dispersão longitudinal e os máximos de concentração do íon Cl, conforme características deste elemento, normalmente utilizado como marcador, detectado nos poços de monitoração. Estes picos foram considerados entre os poços, com suas distâncias relativas. Deste modo, procurou-se atingir um resultado mais representativo da área de estudo, utilizando-se dos dados reais de deslocamento em função do tempo e a média destes, como um todo, eliminando-se os fatores pontuais como gradiente hidráulico, permeabilidade e condutividade hidráulica que, normalmente, são utilizados para o cálculo da velocidade de deslocamento. Vale ressaltar que a condutividade hidráulica obtida através dos resultados de análise granulométrica indicava um intervalo que inclui os valores obtidos.

Esta pesquisa possibilitou, então, que uma medida pontual de condutividade hidráulica, como comumente se faria, não fosse utilizada como válida para toda a área, o que certamente influenciaria nos resultados de velocidade de deslocamento da pluma, pois, a constituição litológica, como foi mostrada em fotos e análise granulométrica, é distinta tanto em termos de profundidade como em extensão, devido ao fato de ser uma formação aluvial.

Como pode ser observado nas tabelas e gráficos de resultados químicos das 270 amostras coletadas durante a fase de pesquisa, os íons dos elementos constantes na água subterrânea local e os que foram adicionados através do efluente de esgoto bruto, não sofreram alterações quantitativas significantes, fazendo supor que a massa inicial desses elementos permaneceu equivalente, após passagem da pluma pelo ponto de monitoração, àquela inicialmente constatada antes da infiltração. Nota-se que no percurso entre a infiltração e o nível freático, ou seja, no insaturado, houve uma certa retenção de alguns elementos, como pode ser visualizado nos gráficos de concentrações. De uma maneira geral, os elementos provenientes do esgoto bruto, principalmente os íons Ca, K, Cl e SO₄ permanecem com suas concentrações originais, até mesmo em amostras coletadas nos poços mais distantes do ponto de infiltração. Este fato leva-se a concluir que a adsorção desses elementos ocorre na zona insatura do solo, mais provavelmente, em solos

com constituição litológica variada, diferente do local de pesquisa, que possui predominância de areia e finos quartzosos, com pouca matéria orgânica. Destaca-se ainda que as concentrações dos íons considerados no esgoto bruto e nas águas do aquífero local tiveram seus resultados dentro dos limites de potabilidade, mesmo que somados.

Todos os trabalhos anteriores, relativos à interação entre elementos contaminantes e o meio físico-químico de deslocamento destes, referem-se à parte insaturada do solo (conforme bibliografia mencionada no texto) e, aqui, essas observações anteriores são válidas para o meio saturado do aquífero freático. A bibliografia existente sobre o assunto, deslocamento de contaminantes em meio saturado, refere-se principalmente a colunas montadas em laboratório, nunca em um meio livre freático.

O decaimento bacteriológico foi calculado diretamente através de resultados analíticos das águas dos poços de monitoração considerados, especialmente o poço P-05, mais próximo da vala de infiltração.

O tempo de decaimento encontrado de 98,47%, de acordo com os resultados de concentração de coliformes termotolerantes obtidos em P-05, ao longo do tempo de trânsito da pluma inicial, no trecho entre a vala de infiltração e o poço, fizeram com que os poços mais afastados da vala, mesmo estando na direção do fluxo, não apresentassem resultados de análise de suas águas com a presença de organismos termotolerantes.

O valor encontrado de 21 dias para o decaimento total desses microrganismos é inédito como resultado em clima tropical de altitude (Cwa), característica do local onde foi realizada a pesquisa e, primeiro resultado nacional que foi obtido por infiltração de esgoto doméstico bruto em aquíferos rasos.

Com base nesse resultado, construiu-se a curva cinética de decaimento bacteriológico, normalmente utilizada para águas superficiais, mas que aqui, mostrou-se perfeitamente apropriada a ser utilizada também em águas subterrâneas, pois os valores reais de decaimento obtidos e aplicados à equação do decaimento, mencionada no capítulo anterior, foram compatíveis.

8 CONCLUSÕES

O esgoto domiciliar de Vila dos Remédios foi caracterizado através de análises físico-química-bacteriológicas, apresentando teores de coliformes termotolerantes de $1,1 \times 10^7$ NMP/100mL. Os resultados de análise química para os íons Fe, Mn, Ca, Mg, Al, Ba, Sr, Na, K, Ni, Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, F, SO_4 , Cl, Br, NO_3 e HPO_4 , indicaram baixas concentrações, com um máximo para Na de 73,00mg/L e de Cl com 63,64mg/L. Dentro do limite de detecção utilizado, não foram encontradas concentrações de metais pesados neste esgoto, tipicamente domiciliar por tratar-se de rede coletora nova, com cerca de um ano de funcionamento, quando da coleta das amostras, e população atendida somente domiciliar.

A água subterrânea no local pesquisado possui baixa salinidade, apresentando maiores valores para os íons Ca (20,20mg/L), Na (26,50mg/L), SO_4 (40,03mg/L), Cl (31,39mg/L) e NO_3 (19,20mg/L), denotando, assim, uma água típica de aquíferos aluviais. Não foram detectados íons de metais pesados dentro do limite do sistema de análise.

As pesquisas geofísicas realizadas indicaram, para o local, um aquífero freático raso, com profundidade variando de 0,60 a 2,00 metros, granulometricamente heterogêneo, com lentes mais arenosas ou argilosas, intercaladas, constatados pelos furos de sondagem para execução de 55 poços de monitoração e análise granulométrica das amostras extraídas.

A condutividade hidráulica local foi calculada a partir das análises granulométricas, dando um resultado de 10^{-6} a 10^{-4} cm/s, valores que se mostraram válidos com os cálculos, utilizando-se da concentração máxima de íons Cl nas amostras dos distintos poços de monitoração e as distâncias entre si, chegando-se então, a uma velocidade de deslocamento da pluma de $7,67 \times 10^{-4}$ cm/s.

O decaimento bacteriológico foi calculado pela concentração de microrganismos infiltrados e suas concentrações obtidas nos poços de monitoração ao longo do tempo do ensaio, cujos resultados comprovaram a cinética de decaimento, mostrando-se conclusivos para eliminação de 98,47 por cento de coliformes termotolerantes, indicadores de contaminação fecal nas águas subterrâneas, no período de 21 dias.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997). NBR 13895 – Construção de Poços de monitoramento e Amostragem.
- ALMEIDA, F. F. M. (1964). Fundamentos geológicos do relevo paulista. *Bol. Inst. Geogr. Geol.*, 41:169-263.
- BALES, R. C., GERBA, C. P., GRONDIN, G. H., JENSEN, S. (1989) L. Bacteriophage transport in sandy soil and fractured tuff. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 55, p. 2061-2067.
- BALES, R. C., HINKLE, S. R., KROEGER, T.W e STOCKING, K. (1991) Bacteriophage adsorption during transport through porous media: chemical perturbations and reversibility. *Environmental Science Technology*, v. 25, nº 12, p. 2088-2095.
- BALES, R. C., LI, S., MAGUIRE, K. M., YAHYA, M. T., GERBA, C. P. e HARVEY, R. W. (1995) Virus and bacteria transport in a sandy aquifer, Cape Cod, MA. *Ground Water*, v. 33, nº 4, p. 653-661.
- BERNARDE, M. A. (1973) Land disposal of sewage effluent: appraisal of health effects of pathogenic organism. *J. Am. Water Works Assoc.*, 85:432.
- BITTON, G. (1994). *Wastewater microbiology*. New York: Willey-liss, 478p.
- BLANC, R. & NASSER, A. (1995) Effect of effluent quality and temperature on the persistence of viruses in soil. *Water Sci. Technol.*, 33: 237-42.
- BORN, R. H. (1991) *Aspectos conceituais, ambientais e de saúde pública do aproveitamento (re-uso) de águas residuárias no solo como instrumento de administração da qualidade ambiental*. São Paulo. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Saúde Pública da USP.
- BORREGO, J.; MORIÑO, M.; DE VICENTE, A.; CÓRNAX, R.; ROMERO, P. (1987). *Coliphages as an indicator of faecal pollution in water. Its relationship with indicator and pathogenic microorganisms*. *Water Research*. 21, 1473-1480.

- BOUWER, E. J.; McCARTY, P. L.; BOUWER, H. e RICE, R. C. (1984) Organic contaminant behaviour during rapid infiltration in secondary wastewater at the Phoenix 23rd Avenue Project. *Water Research*. 18:463-472.
- BOUWER, H.; e CHANEY, R. L. (1974). Land treatment of wastewater. *Advances in Agronomy*. Vol. 26. San Francisco, C. A: Academic Press.
- BOUWER, H.; RICE, R. C. e ESCARCEGA, E. D. (1974) High-rate land treatment: I Infiltration and hydraulic aspects of the Flushing Meadows Project. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46(5): 835-843.
- BOUWER, H.; RICE, R. C.; LANCE, J. C. e GILBERT, R. G. (1980). Rapid-infiltration research at Flushing Meadows Project, Arizona. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52(10):2457-2470.
- BUTLER, R. G.; ORLOB, G. T.; McGAUHEY, P. H. (1954). Underground movement of bacteria and chemical pollutants. *Journal of the American Water Works Association*. v.46, p. 97-111.
- CAMPANHA, G. A. C.; ENS, H. H.; PONÇANO, W. L. (1994). Análise morfotectônica do Planalto do Juqueriquerê, São Sebastião. *Revista Brasileira de Geociências*. 24(1): 32-42.
- CAMPOS, J. R. (1999) Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, p. 409 - 435.
- CARLSON, R.; LINSTEDT, K.; BENNETT, E. e HARTMAN, R. (1982). Rapid infiltration treatment of primary and secondary effluents. *Journal WPCF* 54(3): 270-280.
- CASHIN, G. J. (1993). Effluent disposal using sand exfiltration. *Water* (4): 27-30.
- CASTILLO, G.; MENA, M. P.; DIBARRART, F. e HONEYMAN, G. (2001). Water quality improvement of treated wastewater by intermittent soil percolation. *Water Science and Technology*. 43(12): 187-190.
- CEBALLOS, B. S. O. (2000) *Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos de trópico semi-árido*. São Paulo, 192 p. Tese (Doutorado em Microbiologia) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo.

- CHANDLER, D. S.; CRAVEN, J. A. (1978). Relationship of soil moisture to survival of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium*. *Journal Agricultural Research*. v. 20, p. 577-585.
- COELHO, V. M. T. (2000) *Perímetros de proteção para fontes naturais de águas minerais*. São Paulo,. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. 79p.
- CORAUCCI FILHO, B. (1991). *Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método de escoamento superficial*. São Paulo, 1368 p. Tese de Doutorado - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
- CORREA, R. S.; MELLO FILHO, B.; BERNARDES, R. S. (2000). Deposição de esgoto doméstico para controle de poluição e revegetação induzida em área degradada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. V.4, n.2, p.252-256. Campina Grande – PB, DEAg/UFPB.
- DAVIS, W. K. (1973). Land disposal III. *J. Water Pollut Control Fed.*, 45: 1485-8.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1997). *Manual de métodos de análise de solo*. 2. ed. Rio de Janeiro, EMBRAPA. 212p.
- EPA – Environmental Protection Agency. (1981). *Process design manual – land treatment of municipal wastewater*. Cincinnati, Ohio.
- FETTER, C. W. (1988) Applied Hydrogeology. In: CABRAL, J. *Hidrogeologia – Conceitos e Aplicações*. Fortaleza, CPRM-LABHID-UFPE. c. 3, p. 35-51.
- FONSECA, S. P. P. (2001). Experiências operacionais de uma unidade de tratamento de esgoto doméstico pelo método de escoamento superficial. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. Anais...João Pessoa-PB.
- FONSECA, S. P. P. (2005). Tratamento de esgoto por disposição no solo – Apostila de curso da Fundação Estadual do Meio Ambiente- FEAM. Belo Horizonte-MG, p.17-19.
- FREEZE, R. A., CHERRY, J. A. (1979). *Ground Water*. Prentice Hall, Inc., New Jersey.
- FREIRE, A. O.; RESENDE, J. M. (2001). Programa de saneamento ambiental para o semi-árido mineiro: Opções de tratamento/reciclagem de esgotos

- sanitários para 20 cidades do norte/nordeste de Minas Gerais (Experiência-Piloto para o Estado). CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. *Anais...* João Pessoa – PB.
- FUNASA – Fundação Nacional de Saúde – *Manual de Saneamento*, 3 ed. rev. (2004). 408p.
- GALLAS, J. D. F. (2004). Geofísica de campo, Vila dos Remédios, Salesópolis-SP. Relatório inédito.
- GERBA, C. P., WALLIS, C. & MELNICK, J. L. (1975). Fate of wastewater bacteria and viruses in soil. *Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 101, p. 157-174.
- GUESSAB, M.; BIZE, J.; SCHWARTZBROD, J.; MAUL, A.; MORLOT, M; NIVault, N. e SCHWARTZBROD, L. (1993). Waste-water treatment by infiltration percolation on sand: Result in Ben Sergao, Morocco. *Water Science and Technology*. 27(9): 91-95.
- JORDÃO, E. P. & PESSOA, C. A. (1995). Tratamento de Esgotos Domésticos. ABES. Rio de Janeiro, 3.ed., 720p.
- KANAREK, A.; AHORONI, A. e MICHAIL, M. (1993). Municipal wastewater reuse via soil aquifer treatment for non-potable purposes. *Water Science and Technology*, 27 (7-8): 53-61.
- KERRY, P. J. (1993). Fate of nutrients supplied in wastewater used to irrigate pasture. *Symposium held at Ballarat University College, Australian Society of Soil Science*.
- KIM, T. D. & UNNO, H. (1995). The roles of microbes in the removal and inactivation of viruses in a biological wastewater treatment system. *Water Sci. Technol.*, 33: 243-9.
- KLUSENER FILHO, L. C.; FIGUEIREDO, R. F.; CORAUCCI FILHO, R.; ABDUL NOUR, E. A.; MARQUEZINI. (2000). Pós tratamento com aplicação do método do escoamento superficial no solo: Polimento de efluentes de filtros anaeróbios. *In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Anais...*Porto Alegre-RS. (CD-ROOM)

- KOTT, Y.; BEN ARI, H.; VINOUR, L. (1978). Coliphages survival as viral indicator in various wastewater quality effluents. *Pro Wat Tech.* 10, 337-346.
- KRONE, R. B., McGAUHEY, P. H. e GOTAS, H. B. (1957). Direct recharge og groundwater with sewage effluents. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 83 (SA4), p. 1325 -1335.
- LANCE, J. C.; RICE, R. C. e GILBERT, R. G. (1980). Renovation of wastewater by soil columns flooded with primary effluent. *Water Pollut. Control Fed.* 52(9): 381-387.
- LEI FEDERAL nº 6938 de 31/08/1981, Ministério do Meio Ambiente.
- LEI ESTADUAL nº 5598 de 06/02/1987, Governo do Estado de São paulo
- LEWIS, W.J. *et al.* (1986). *O risco de poluição de lençol freático por sistemas de disposição local de esgotos*. Brasília, Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente/Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento.
- MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. (1997). Brock biology of microorganisms. 8th ed. *New Jersey, Prentice Hall.* 986 p.
- MATOS, B. A. (2001). *Avaliação da ocorrência e do transporte de microorganismos no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, Município de São Paulo*. 114 p. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- McCARTY, P. L.; REINHARD, M. e RITTMAN, B. E. (1981). Trace organics in groundwater. *Environmental Science and Technology.* 15: 40-51.
- MELO, J. L. S; LIMA, A. M.; ANDRADE NETO, C. O.; LUCAS FILHO, M. (2000). Avaliação dos macronutrientes sódio, potássio, cálcio e magnésio em disposição controlada em solo. *.In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Anais... Porto Alegre-RS. (CD-ROOM).*
- MERINO, L. M. (2003). La depuración de aguas urbanas de pequenas poblaciones mediante infiltración directa em el terreno. Instituto Geológico y Minero de Espana, Madrid. *Serie: Hidrogeología y Águas Subterrâneas.* N. 4, 168p

- METCALF& EDDY (1991). *Wastewater engeneering: treatment,disposal and reuse*. 3 ed. Singapore: MacGraw-Hill, Inc. International Edition. 1334p.
- MOORE, B. E. *et al.* (1981). Viral transport to ground water at a wastewater land application site. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 53: 1492-502.
- NASCIMENTO, M. R. L. (2003). *Proposição de valores de referência para concentração de metais e metalóides em sedimentos limnicos e fluviais da bacia hidrográfica do rio Tietê, SP*. Tese de Doutorado. Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia – Depart. de Química da Universidade Federal de São Carlos. 111p.
- OTTOLENGHI, A. C. & HAMPARIAN, V. V. (1987). Multiyear study of sludge application to farm land: prevalence of bacterial enteric pathogens and antibody status of farm families. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53: 1118-24.
- PAGANINI, W. S. (1997). *Disposição de esgotos no solo (Escoamento à superfície)*. São Paulo, Fundo Editorial da AESABESP. 232p.
- PELCZAR JR., J.M.; CHAN, E.C.S.; KRIEG, N.R. (1980). *Microbiologia*. Vol. I. São Paulo, Mc Graw-Hill.
- PEREIRA, M. G.; MEOLO, H. N. S.; ANDRADE NET, C. O.; SILVA, D. A. (2003). Viabilidade de reuso de águas residuárias tratadas no cultivo de gergelim (*Sesamum indicum* L.). In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22. *Anais...*Joinville-SC. (CD-ROOM).
- PESSOA, A. C. & JORDÃO, P. E. (1982). *Tratamento de esgotos domésticos*. Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- PONÇANO, W. L.; CARNEIRO, C. D. R.; BISTRICHI, C. A.; ALMEIDA, F. F. M.; PRANDINI, F. L. (1981). Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo. IPT. v.1.
- POUND. C. E. & CRITES. (1975). R. W. Treatment of municipal wastewater by land application. *Water & Seewage Works*, (Abr): 45-66.
- POWELSON, D. K. E GERBA, C. P. (1994). Virus removal from sewage effluents during saturated and unsaturated flow through soil columns. *Water Research*. 28: 2175-2181.

- PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. (2003) Desinfecção de efluentes sanitários. coord. Ricardo Francisco Gonçalves. ed. 1, ABES, RiMa. Vitória-ES. 438p.
- RAMOS, A. G. (2004). *Sistema de gestão ambiental em estações de tratamento de esgoto. O caso da ETE Remédios (Salesópolis – SP)*, 133p. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de São Carlos.
- RAMOS, A. G.; CORDIERO, J. S. (2003). Gerenciamento ambiental em sistemas de tratamento de esgoto. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22. Anais... Joinville – SC.
- RELATÓRIO FINAL DE PESQUISA FAPESP – 2002/00509-6. *Tratamento de esgotos domiciliares pelo processo misto lagoa primária/fossa séptica e infiltração*. (2006).
- RICE, R. C. e BOUWER, H. (1984) Soil-aquifer treatment using primary effluent. *Journal Water Pollution Control Federation*. 56: 84-88.
- ROCHA, R. E. M.; PIMENTEL, M. S.; ZAGO, V. C. P. (2003). Avaliação de biosólido de águas servidas domiciliares como adubo em couve. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. v. 38, n. 12, p. 824-830.
- ROSS, J. L.; Moroz, F. C. (1997). Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo. Escala 1:500.000, v.I, eds.: FFLCH – USP, IPT, FAPESP.
- SANTOS, S. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; MANTOVANI, E. C.; BATISTA, R. O.; MELO, J. C. (2006). Contaminação microbiológica do solo e dos frutos de cafeeiros fertirrigados com esgoto sanitário. *Engenharia na Agricultura*. v.14, n. 1, p. 16-22. Viçosa-MG.
- SCHWARTZBROD, J. *et al.* (1986) Wastewater sludge: parasitological and virological contamination. *Water Sci. Technol.*, 19 (8): 33-40. Apresentado ao 13th IAWPRC Biennial International Conference, Salvador.
- TERADA, M. *et al.* (1985) Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo com utilização de gramíneas. *Rev. DAE*, 45:249-54.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. (1999). *Alternative disinfectants and oxidants: guidance manual*.

- VAN CUYK, S.; SIEGRIST, R.; LOGAN, A.; MASSON, S.; FISCHER, E. e FIGUERO, L. (2001). Hydraulic and purification behaviours and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Water Research*. 35(4): 953-964.
- VAN DONSEL, D. L.; GELDREICH, E. E.; CLARKE, N. A. (1967) Seasonal variations in survival of indicator bacteria in soil and their contribution to storm-water pollution. *Applied Microbiology*. v.15, p.362-1370.
- VISWANATHAN, N. M.; SEFANY, M. N.; RASHID, T.; AL-AWADI, E. e AL_FAHAD, K. (1999). Improvement of tertiary wastewater quality by soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*. 40(7): 159-163.
- WESNER, G. M., BAIER, D. C. (1970) Injection of reclaimed wastewater into confined aquifers. *Journal of the American Water Works Association*, 62, p. 203-210.
- WESCOTT, D. & AYRES, R. (1990) Critério de calidad de águas de riego, em riego com água residual municipal regenerada. Asano, T. Editado por Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona. p. 33-66.
- WILSON, L. G.; AMY, G. L.; GERBA, C. P.; GORDON, H.; JOHNSON, B. e MILLER, J. (1995). Water quality changes during soil aquifer treatment of tertiary effluent. *Water Environment Research*. 67(3):371-376.
- WEF – Water Environment Federation. (1996). *Wastewater desinfeccion*. Manual of practice. Washington, USA.
- YATES, M. (1992) *Biomonitoring of environmental contamination*. Encyclopedia of Microbiology. Vol. I. Academic Press, Inc New York. p. 321-330.
- ZIOLLI, R. L. JARDIM, W.F. (1998) Ensaios de toxicidade na avaliação da qualidade de águas: o estado da arte no Brasil. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 3, n. 1-2, p.10–4

Sítios consultados:

<http://www.bibliotecavirtual.sp.gov.br>

<http://www.sigam.ambiente.sp.gob.br>

<http://www.cetesb.sp.gov.br>

<http://www.tb.sigrh.so.gov.br>

ANEXO I: MAPAS GEOFÍSICOS

ANEXO II: GRÁFICOS DAS CONCENTRAÇÕES DOS ÍONS ANALISADOS