



COPPE/UFRJ

ESTIMATIVA DA FRAÇÃO DE LIXIVIAÇÃO NO REÚSO AGRÍCOLA DE ESGOTOS
SANITÁRIOS TRATADOS PARA AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA
SUBTERRÂNEA

Yamil Ivan Alvarez Salinas

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-graduação em Engenharia
Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio
de Janeiro, como parte dos requisitos
necessários à obtenção do título de Mestre em
Engenharia Civil.

Orientador(es): Otto Corrêa Rotunno Filho

Isaac Volschan Junior

Rio de Janeiro

Março de 2009

ESTIMATIVA DA FRAÇÃO DE LIXIVIAÇÃO NO REÚSO AGRÍCOLA DE ESGOTOS
SANITÁRIOS TRATADOS PARA AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA
SUBTERRÂNEA

Yamil Ivan Alvarez Salinas

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO
LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE)
DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM
CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovada por:

Prof. Otto Corrêa Rotunno Filho, Ph.D.

Prof. Isaac Volschan Junior, D.Sc.

Prof.^a Célia Maria Paiva, D.Sc.

Prof. José Paulo Soares de Azevedo, Ph.D.

Prof. Theophilo Benedicto Ottoni Filho, Ph.D.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MARÇO DE 2009

Salinas, Yamil Ivan Alvarez

Estimativa da Fração de Lixiviação no Reúso Agrícola de Esgotos Sanitários Tratados para Avaliação de Qualidade da Água Subterrânea/Yamil Ivan Alvarez Salinas. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2009.

XI, 82p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Otto Corrêa Rotunno Filho

Isaac Volschan Junior

Dissertação (mestrado) – UFRJ/COPPE/Programa de Engenharia Civil, 2009.

Referências Bibliográficas: p. 61-66.

1. Reúso de Água. 2. Balanço Hídrico. 3. Impacto Ambiental. 4. Qualidade de Água. 4. Tratamento de Esgotos Domésticos. I. Rotunno Filho, Otto Corrêa. *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

Agradecimentos

Inicialmente, gostaria de agradecer aos meus orientadores, Professores Isaac Volschan Junior e Otto Corrêa Rotunno Filho, pela orientação e supervisão do trabalho, que permitiu a finalização desta dissertação.

Em especial, agradeço a oportunidade de poder participar e contar com dados coletados a partir de um trabalho experimental realizado junto ao Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da UFRJ (CETE – Escola Politécnica de Engenharia/UFRJ).

Agradecimentos são aqui registrados aos Professores José Paulo Soares de Azevedo, Teophilo Benedicto Ottoni Filho e Célia Maria Paiva, que acompanharam e deram apoio ao trabalho realizado, seja na fase de disciplinas seja na fase de desenvolvimento do trabalho de dissertação.

Agradecimentos são extensivos ao corpo docente e técnico-administrativo do Programa de Engenharia Civil da COPPE/UFRJ e da Escola Politécnica de Engenharia da UFRJ, e, em especial, ao Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente (COPPE/UFRJ) que me acolheu durante o desenvolvimento do trabalho.

Gostaria de deixar registrado ainda o meu agradecimento à CAPES pela bolsa de mestrado, concedida durante parte do período do curso, para desenvolvimento do presente trabalho.

Também gostaria de agradecer a meus amigos. Àqueles que compartilharam desses anos de vida acadêmica e aos alunos do grupo PET (Programa de Educação Tutorial) CIVIL. Vocês também são parte importante de minha jornada. Em especial, agradeço ao colega de mestrado Lázaro Costa Fernandes que apoiou a elaboração do trabalho, sob o ponto de vista agrometeorológico, e ao colega Kary Paiva, que proveu colaborações sob o ponto de vista ambiental..

Finalmente, deixo registrado o meu grande carinho e reconhecimento aos meus familiares, em especial a meus pais, que foram fundamentais na construção deste trabalho.

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

ESTIMATIVA DA FRAÇÃO DE LIXIVIAÇÃO NO REÚSO AGRÍCOLA DE ESGOTOS
SANITÁRIOS TRATADOS PARA AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA
SUBTERRÂNEA

Yamil Ivan Alvarez Salinas

Março/2009

Orientadores: Otto Corrêa Rotunno Filho
Isaac Volschan Junior

Programa: Engenharia Civil

O abastecimento humano via mananciais hídricos, sejam superficiais sejam subterrâneos, requer atenção quanto à quantidade e à qualidade de água. Em especial, a qualidade da água advinda de aquíferos, por exemplo, pode ser examinada face a proximidade de potenciais cultivos agrícolas. O presente trabalho tem por objetivo avaliar os impactos causados por diferentes concentrações de poluentes lixiviados em aquíferos, atendo-se ao poluente preponderante nas análises dos diferentes processos de tratamento, num período de quatro meses, correspondente a um ciclo de plantação de milho realizado no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da UFRJ (CETE – Escola Politécnica de Engenharia/UFRJ). Em particular, estimam-se volumes de compensação, procurando o enquadramento de concentrações alteradas devido ao reúso agrícola de esgotos sanitários. As concentrações críticas encontradas foram comparadas às diretrizes recomendadas pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), permitindo mostrar relações entre concentrações específicas de poluentes e volumes ideais de aquíferos. Esses resultados são de suma importância para uma harmonia entre desenvolvimento agrícola e qualidade dos aquíferos, pois podem ser adotados na realidade, devidamente adaptados, em planos de implementação não somente da cultura de milho como também de outras culturas.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

ESTIMATION OF THE LEAKAGE FRACTION IN THE AGRICULTURAL REUSE
OF TREATED SEWAGE FOR EVALUATION OF THE GROUNDWATER WATER
QUALITY

Yamil Ivan Alvarez Salinas

March/2009

Advisors: Otto Corrêa Rotunno Filho
Isaac Volschan Junior

Department: Civil Engineering

The human water supply through surface water or groundwater requires careful attention with respect to water quantity and water quality. In particular, the quality of water coming from the aquifers, for example, could be examined taking into account the possibility of having a neighbour agriculture field plantation. This work aims to evaluate the impacts caused by different concentrations of pollutants leached into aquifers, focusing on the predominant pollutant in the analysis of different treatment processes in a period of four months corresponding to a cycle of corn plantation held at the Center for Experimental Treatment (CETE – Politechnique Engineering School/UFRJ). In particular, this study estimates the compensation volumes, establishing the guidelines for defining modified concentrations due to agricultural reuse sewage treated. The critical concentrations were compared to guidelines recommended by CETESB (Environmental Sanitary Technological Company), allowing to show relationships between specific concentrations of pollutants and ideal aquifer volumes. These results are of great importance to harmony between agricultural development and water quality of aquifers, since they can be adopted in fact, suitably adapted, in plans to achieve not only the cultivation of corn as well as of other cultures.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS.....	iv
RESUMO	v
ABSTRACT	vi
ÍNDICE	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
 CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	 1
1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	1
 CAPÍTULO 2 - FUNDAMENTAÇÃO E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	 5
2.1 BALANÇO HÍDRICO	5
2.1.1 EVAPOTRANSPIRAÇÃO DE REFERÊNCIA (ET_o)	8
2.1.2 MÉTODO DE PENMAN-MONTEITH – FAO 56	8
2.1.3 CAPACIDADE DE ÁGUA DISPONÍVEL NO SOLO (CAD).....	15
2.1.3.1 CAPACIDADE DE CAMPO (CC%).....	17
2.1.3.2 PONTO DE MURCHA PERMANENTE (PMP).....	19
2.2 REÚSO DE ÁGUA APLICADO À AGRICULTURA	20
2.2.1 EFEITOS POTENCIAIS SOBRE O SISTEMA SOLO-PLANTA...	21
2.2.1.1 SALINIDADE	21
2.2.1.2 SODICIDADE	22
2.2.1.3 CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS	22
2.2.1.4 CONTAMINAÇÃO BIOLÓGICA.....	22
2.2.2 ANÁLISE DA LEGISLAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	23
2.3 REÚSO DE ESGOTOS PARA A RECARGA DE AQUÍFEROS	25
2.4 INDICADOR DE DESEMPENHO AMBIENTAL	25

CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA E ESTUDO DE CASO.....	27
3.1. AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL.....	33
3.2. VALIDAÇÃO DOS VOLUMES LIXIVIADOS	34
3.3. CÁLCULO DE VOLUMES DE COMPENSAÇÃO	37
CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES	39
4.1. AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL.....	39
4.2. VALIDAÇÃO DE VOLUMES LIXIVIADOS	45
4.3 CÁLCULO DE VOLUMES DE COMPENSAÇÃO	49
CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	57
5.1 CONCLUSÕES	58
5.2 RECOMENDAÇÕES	59
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	61
ANEXO A – Detalhamento de tipos de tratamento de esgoto.....	68
ANEXO B – Cálculo do balanço hídrico mensal	82

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Centro Experimental de Tratamento de Esgotos (CETE), Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro (EP/UFRJ).....	27
Figura 3.2 – Ensaio experimental (I), Bloco experimental – canteiro (II) e Cultura do milho (III).....	28
Figura 3.3 – Tratamentos aplicados DPC (I), CEPT (II), UASB (III), FBP (IV), LF (V) e CEDAE (VI); Sistema geral de irrigação (VII), Detalhe de tubulações perfuradas (VIII), Reservatório alimentador do sistema geral de irrigação (IX).....	30
Figura 3.4 – Pluviômetro (I), Tanque evaporimétrico Classe A (II), Sistema de coleta de água no subsolo (III) e Processamento das análises da fase líquida (IV), (V), (VI).....	32
Figura 3.5 – Resultado físico do segundo ciclo.....	33
Figura 3.6 – Problemas técnicos encontrados: sistema danificado de coleta do lixiviado (I), Perda do lixiviado por vazamento (II), Perda da água coletada pelo pluviômetro (III), Procedimento e coletado do lixiviado (IV).....	34
Figura 3.7 – Esquema de cálculo semanal para volumes lixiviados considerando uma variação do armazenamento constante.....	36
Figura 4.1 – Avaliação do impacto ambiental referente à qualidade de água subterrânea através das concentrações dos elementos: sódio (I), zinco (II), cobre (III), molibdênio (IV), pH (V), manganês (VI), boro (VII), níquel (VIII), chumbo (IX), alumínio (X) e ferro (XI).....	44
Figura 4.2 – Representação gráfica inicial dos valores de volumes lixiviados modelados, precipitações, irrigações e evapotranspirações.....	46
Figura 4.3 – Representação gráfica final dos Valores de volumes lixiviados modelados, precipitações, irrigações e evapotranspirações.....	47

Figura 4.4 – Valores registrados em campo e modelados concernentes aos volumes lixiviados.....	48
Figura 4.5 – Volumes lixiviados modelados e volumes de água naturais requeridos para as concentrações de níquel (I), chumbo (II), alumínio (III) e ferro (IV).....	51
Figura 4.6 - Volumes modelados e requeridos para diferentes tratamentos; DPC (I), CEPT (II), UASB (III), FBP (IV), LF (V) e CEDAE (VI).....	55
Figura 4.7 - Volumes requeridos para as concentrações críticas.....	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Distribuição de água no mundo.....	1
Tabela 2.1 – Coeficientes de cultura (K_C).....	7
Tabela 2.2 – Valores de K_C por decênio após a emergência.....	7
Tabela 2.3 – Profundidade efetiva do sistema radicular de alguns cultivos no estado de São Paulo.....	16
Tabela 2.4 – Relação aproximada de textura do solo e a CAD.....	17
Tabela 4.1 – Cálculo de volumes lixiviados.....	45
Tabela 4.2 – Cálculo de volumes lixiviados modelados através de uma adequação fundamentada da equação do balanço hídrico.....	47

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O volume total de água na Terra é de aproximadamente 1,4 bilhões de quilômetros cúbicos [km³]. Embora aparentemente abundante, o volume disponível para usos diversos, incluindo aqui, de natureza doméstica, industrial e agrícola, é extremamente reduzido (LIMA *et al.*, 2003). A partir da análise da Tabela 1.1, conclui-se que, do total de água existente, uma parcela bastante reduzida está disponível para emprego imediato, quando contrastada com o volume total de água encontrado nos rios, nos lagos e no subsolo.

Tabela 1.1 – Distribuição de água no mundo

Local	Volume [km ³]	Percentual do Total [%]
Oceanos	1.370.000	97,61
Calotas polares e geleiras	29.000	2,08
Água subterrânea	4.000	0,29
Água doce de lagos	125	0,009
Água salgada de lagos	104	0,008
Água misturada no solo	67	0,005
Rios	1,2	0,00009
Vapor de água na atmosfera	14	0,0009

Fonte: WETZEL, 1983

Tal constatação está relacionada ao atual estágio de desenvolvimento tecnológico; em outras palavras, quando se fizer necessário, novas tecnologias serão desenvolvidas, ou ainda, as atuais serão mais acessíveis para a exploração das demais fontes de água. Entretanto, a questão ambiental reside no fato de que a exploração incontida dos mananciais de água provoca deslocamento do equilíbrio

ecológico das espécies aquáticas, o que, indiretamente, afeta o ecossistema do entorno.

O reúso de água é o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir as necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original, podendo ser de forma direta ou indireta, bem como no decorrer de ações planejadas ou não planejadas (LAVRADOR FILHO, 1987). Essa técnica é comumente empregada em regiões onde há escassez de recursos hídricos e demandas crescentes para o desenvolvimento urbano, agrícola e industrial. O reúso de água é largamente utilizado em países localizados nas regiões áridas e semi-áridas do planeta, como o Oriente Médio e em algumas regiões desérticas dos Estados Unidos (Califórnia, Arizona, Nevada e Colorado), alastrando-se por países que possuem políticas de recursos hídricos voltadas para o futuro e para a preservação das suas fontes de água para abastecimento (Austrália, Japão, Itália, Grécia, Portugal, entre outros).

No Brasil, apesar da aparente abundância de recursos hídricos, o reúso de água conquista espaço, principalmente, nos grandes centros urbanos, onde a escassez demanda altos investimentos e custos operacionais para captação e adução de águas a grandes distâncias. De acordo com a política nacional de recursos hídricos, quando houver escassez, o uso prioritário da água deverá ser para o abastecimento humano e para a dessedentação de animais, o que induz a repensar as estratégias de abastecimento para os diversos outros fins.

As principais modalidades do reúso de água, de acordo com o fim a que se destinam, são o reúso para irrigação de parques e campos, recarga de aquíferos, fins potáveis e industriais, água de resfriamento, água de caldeiras e água de processos. Qualquer que seja o emprego das águas de reúso, faz-se necessária a avaliação dos sistemas de tratamento e, conseqüentemente, a garantia da qualidade de água, a definição dos seus critérios de uso, impactos e benefícios ambientais envolvidos no processo.

Nesse contexto, este trabalho tem como objetivo geral a avaliação do impacto do reúso agrícola de esgotos sanitários tratados em mananciais hídricos. Mais especificamente, objetiva-se estimar volumes hídricos de compensação para o enquadramento de concentrações alteradas de elementos potencialmente poluentes em mananciais subterrâneos, visando um sustentável reúso agrícola de esgotos sanitários tratados. Para tanto, utilizaram-se, como referência, os limites de concentração estabelecidos na legislação para os diversos elementos potencialmente poluidores. Como indicador de desempenho ambiental, adotou-se o maior volume

hídrico de compensação necessário ao enquadramento das concentrações residuais dos referidos poluentes.

Tomou-se por base o projeto do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB 2006) – Edital 4 Tema 2 - Reúso Agrícola de Esgotos Sanitários Tratados segundo diferentes Processos e Graus de Tratamento. O trabalho, executado no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos, com suporte da Escola Politécnica de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, examinou os efeitos sobre o sistema solo-planta-água decorrentes da irrigação com esgotos sanitários tratados consoante metodologias diversas.

De acordo com os resultados obtidos no mencionado projeto, e para o alcance do fim principal do presente trabalho, constituíram-se os seguintes objetivos específicos:

- avaliação do impacto ambiental causado à qualidade da água subterrânea em função do afluxo de volumes lixiviados provenientes da utilização de esgotos sanitários tratados na irrigação de uma cultura específica;
- validação dos volumes lixiviados estimados, aqui denominados de reais, de um sistema solo-planta-água, através de uma metodologia alternativa baseada na equação do balanço hídrico;
- aplicação da relação de mistura de soluções no cálculo de volumes de compensação necessários para o enquadramento das concentrações alteradas em mananciais subterrâneos como consequência do reúso agrícola não controlado de esgotos sanitários tratados;
- verificação da possibilidade do uso do volume de compensação como indicador de desempenho ambiental relativo à atividade específica de reúso.

O documento está organizado em cinco capítulos. Inicialmente, neste primeiro, faz-se uma introdução às principais questões que envolvem o porquê da abordagem do reúso de água, para então, relacioná-las ao objetivo geral da dissertação. Os objetivos específicos são apresentados em seguida e, por fim, é feita uma breve abordagem do conteúdo de cada um dos capítulos que compõem o trabalho.

No segundo capítulo, apresenta-se uma revisão bibliográfica dos diferentes tópicos relacionados aos objetivos específicos do trabalho, além de informação pertinente às ferramentas de cálculo necessárias e auxiliares utilizadas em posteriores

capítulos, incluindo fórmulas, metodologias específicas de cálculo e considerações aplicadas no desenvolvimento dos capítulos.

No terceiro capítulo, inicia-se com um esboço geral da região onde foram gerados os dados utilizados no presente trabalho, seguido de uma narração resumida sobre o experimento que os produziu. Na sequência, apresenta-se a metodologia proposta para atender ao primeiro objetivo específico, a qual toma em conta considerações feitas para o alcance do fim principal deste trabalho.

No quarto capítulo, são apresentadas as informações obtidas dos dados experimentais utilizados no início dos cálculos, ilustrados no trabalho através de tabelas e figuras, constituindo-se em parte substantiva desses dados iniciais. Na sequência da exposição, são mostrados os resultados dos cálculos em concordância com a metodologia descrita no terceiro capítulo, além de discussões e comentários inseridos na medida que se façam necessários. Os resultados são apresentados em forma de tabelas e figuras, sendo que algumas delas resumem as diferentes considerações feitas, enquanto outras sintetizam os resultados de várias estimações.

No quinto capítulo, mencionam-se as conclusões do trabalho e, posteriormente, são oferecidas ao leitor as respectivas recomendações, fruto de uma visão e perspectiva geral, permitindo e estimulando que novas pesquisas sejam conduzidas sobre o tema.

CAPÍTULO 2 - FUNDAMENTAÇÃO E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 BALANÇO HÍDRICO

O balanço hídrico, sob o viés climatológico visa ao conhecimento das condições do balanço de água no solo coberto por uma vegetação padrão (gramado). No caso do balanço específico de uma cultura, deseja-se calcular o armazenamento de água no solo levando-se em consideração tanto o tipo de vegetação como a sua fase de crescimento e desenvolvimento (PEREIRA *et al.*, 2002).

A cultura, por sua vez, nem sempre cobre totalmente o terreno, e a sua área foliar ou superfície transpirante varia com a idade, contabilizada em dias após o plantio ou emergência. Nessa condição, quando não há déficit hídrico. A evapotranspiração real difere da potencial, sendo denominada de evapotranspiração máxima de cultura ou, simplesmente, evapotranspiração de cultura (ET_c). Essa evapotranspiração será considerada no balanço hídrico da cultura. Em função da dificuldade de se medir a evapotranspiração de cultura, é mais conveniente calculá-la em função da evapotranspiração de referência ET_o (item 2.1.1).

A Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (*Food and Agriculture Organization- FAO*) denomina o antigo conceito de evapotranspiração potencial de referência como evapotranspiração da cultura de referência. É taxa de evapotranspiração de uma superfície de referência sem restrições hídricas. O conceito de evapotranspiração de referência foi introduzido para estudar a demanda evaporativa atmosférica independentemente do tipo de cultura, estágio de desenvolvimento e condições do solo. A água é disponibilizada sem qualquer restrição para a evapotranspiração da superfície de referência (ALLEN *et al.*, 1998).

Então, seguindo a proposição de JENSEN (1968) e ALLEN *et al.* (1998), obtém-se:

$$ET_c = K_c \cdot ET_o \quad (2.1)$$

Portanto, a estimativa de ET_c depende de um coeficiente de ajuste (K_c), denominado coeficiente de cultura. Este, por sua vez, é função do índice de área foliar (IAF) da cultura, que varia com o seu crescimento e desenvolvimento.

Valores médios de K_C para diferentes tipos de cultura, nas diferentes fases fenológicas, são apresentadas na Tabela 2.1. Nas culturas anuais, observa-se aumento gradual nos valores de K_C até a fase de florescimento, que coincide com a época de máxima área foliar, decrescendo a partir do final da frutificação e início de maturação em função da senescência das folhas. Alguns estudos realizados no Brasil, com a cana-de-açúcar (PERES *et al.*, 1992) e com a batata (BEZERRA *et al.*, 1994), mostram que o valor de K_C depende também do método de estimativa de ET_0 .

Para a maioria das culturas, K_C varia de 0,3, na fase de estabelecimento da cultura, até 1,2 na fase de florescimento e frutificação. Variação bem diferenciada é aquela que se observa nas culturas perenes, como é o caso do cafeeiro, dos citros, da oliveira e da seringueira, que, após terem atingido a maturidade (fase produtiva), em que os valores de K_C variam apenas em função da desfolha que ocorre no período de repouso vegetativo, oscilando somente entre 0,65 e 0,9 (Tabela 2.1). Para algumas culturas anuais exploradas no Brasil, os valores médios de K_C são apresentados para períodos de 10 dias após a emergência (Tabela 2.2). Observa-se que os valores máximos de K_C não ultrapassam 1,2.

Caso não haja informações detalhadas dos valores de K_C para uma determinada cultura, eles podem ser obtidos de um modo prático pela relação (2.2) (CAMARGO e PEREIRA, 1990):

$$K_C = 1,2 \cdot \left(\frac{\%cobertura.do.terreno}{100} \right) \quad (2.2)$$

A porcentagem de cobertura do terreno pode ser estimada visualmente pela proporção de sombra projetada no solo por volta do meio-dia, quando o sol está na posição zenital. É importante lembrar que, no caso de se manter a vegetação natural entre as linhas de plantação da cultura, deve-se considerá-la também como cobertura do terreno para efeito de consumo de água, pois todas as plantas a utilizam. Se a vegetação natural não for considerada, haverá falta de água para a cultura, pois as ervas invasoras são mais eficientes na utilização dos recursos naturais do que as plantas cultivadas.

Tabela 2.1 – Coeficientes de cultura (K_C)

Cultura	Fases de Desenvolvimento da Cultura				
	Estabelec.	Des. Veget.	Floresc.	Frutificação	Maturação
Alfafa	0,3 – 0,4	-	-	-	1,05 – 1,2
Algodão	0,4 – 0,5	0,7 – 0,8	1,05 – 1,25	0,8 – 0,9	0,65 – 0,7
Amendoim	0,4 – 0,5	0,7 – 0,8	0,95 – 1,1	0,75 – 0,85	0,55 – 0,6
Arroz	0,4 – 0,5	0,7 – 0,8	0,9 – 1,2	0,8 – 0,9	0,5 – 0,6
Batata	0,4 – 0,5	0,7 – 0,8	1,05 – 1,2	0,85 – 0,95	0,7 – 0,75
Cebola seca	0,4 – 0,6	0,7 – 0,8	0,95 – 1,1	0,85 – 0,9	0,75 – 0,85
Ervilha	0,4 – 0,5	0,7 – 0,85	1,05 – 1,2	1,0 – 1,15	0,95 – 1,1
Feijão verde	0,3 – 0,4	0,65 – 0,75	0,95 – 1,05	0,9 – 0,95	0,85 – 0,95
Feijão seco	0,3 – 0,4	0,7 – 0,8	1,05 – 1,2	0,65 – 0,75	0,25 – 0,3
Girassol	0,3 – 0,4	0,7 – 0,8	1,05 – 1,2	0,7 – 0,8	0,35 – 0,45
Milho doce	0,3 – 0,5	0,7 – 0,9	1,05 – 1,2	1,0 – 1,15	0,9 – 1,1
Milho grão	0,3 – 0,5	0,7 – 0,85	1,05 – 1,2	0,8 – 0,95	0,55 – 0,6

Nota: Primeiro valor do intervalo corresponde a umidade elevada (UR min > 70%) e vento fraco ($U < 5$ [m/s]). Segundo valor do intervalo corresponde a umidade baixa (UR min < 70%) e vento forte ($U > 5$ [m/s]).

Fonte: DOORENBOS e KASSAM (1994)

Tabela 2.2 – Valores de K_C por decêndio após a emergência

Dec.*	Soja			Trigo	Feijão	Arroz	Algodão	Amendoim	Milho		
	Precoce	Média	Tardia						Precoce	Normal	Inv.
1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3
2	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	0,6	0,4	0,4	0,4
3	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	0,8	0,5	0,5	0,5
4	0,7	0,7	0,7	0,7	0,8	0,8	0,7	0,9	0,6	0,6	0,6
5	0,9	0,8	0,8	0,8	1,0	1,0	0,8	1,0	0,7	0,7	0,7
6	1,1	1,0	0,9	1,1	1,1	1,1	1,0	1,1	0,9	0,8	0,7
7	1,2	1,1	1,0	1,2	1,1	1,2	1,1	1,2	1,0	0,9	0,8
8	1,1	1,2	1,1	1,2	0,8	1,2	1,2	1,2	1,2	1,0	0,9
9	1,0	1,1	1,2	1,1	0,4	1,1	1,2	1,1	1,2	1,2	1,0
10	0,8	1,0	1,1	0,8		1,0	1,1	1,0	1,0	1,2	1,1
11	0,7	0,8	1,0	0,7		0,6	1,1	0,8	0,9	1,1	1,2
12	0,5	0,7	0,9	0,6			1,0	0,6	0,8	1,0	1,0
13		0,5	0,8	0,3			0,9		0,5	0,8	1,0
14			0,7				0,7			0,5	
15			0,5				0,5				

Dec.* - Decêndios após a semeadura.

Fonte: ALFONSI *et al.* (1990)

2.1.1 EVAPOTRANSPIRAÇÃO DE REFERÊNCIA (ET_o)

Evapotranspiração, segundo BORGES e MEDIONDO (2005), é a perda de água de uma superfície com qualquer tipo de vegetação e sob qualquer condição de umidade do solo. Essa é uma variável de extrema importância para a modelagem hidrológica e para a racionalização do uso da água na agricultura. Entretanto, a sua determinação não é uma tarefa das mais fáceis, uma vez que depende da umidade do solo, do tipo de vegetação e do clima do local. Objetivando a simplificação de tais cálculos, definiu-se o conceito de evapotranspiração de referência (ALLEN *et al.*, 1998), que necessita apenas de dados meteorológicos para a sua quantificação, podendo ser ajustada, posteriormente, às condições específicas de vegetação e umidade do solo (MANTOVANI, 1993).

Para a quantificação da evapotranspiração de referência, utilizam-se modelos empíricos ou ditos determinísticos com embasamento físico, com ou sem componentes aleatórios ou probabilísticos (SOARES *et al.*, 2003). A FAO recomenda o uso do método de Penman-Monteith para a estimativa da evapotranspiração (ALLEN *et al.*, 1998). Entretanto, esse modelo apresenta um nível de exigência de dados de entrada que dificultam a sua aplicação, uma vez que tais elementos meteorológicos nem sempre se encontram disponíveis em algumas regiões.

CARMO *et al.* (2005) mencionam que dados e informações são insuficientes ou não acessíveis para se promover uma adequada avaliação dos recursos hídricos, tornando os problemas mais graves nessa área. Nesses casos, a alternativa seria o uso de equações simplificadas ou empíricas, que, conseqüentemente, perdem muito da realidade física, que é compensada ou substituída por relações estatísticas oriundas de experimentos. Essas equações empíricas são razoavelmente boas para o local onde foram calibradas. No entanto, para fornecerem estimativas precisas fora das condições nas quais foram definidas, precisam ser avaliadas e calibradas regionalmente (MANTOVANI, 1993).

2.1.2 MÉTODO DE PENMAN-MONTEITH – FAO/56

Na presente dissertação, utilizou-se o algoritmo apresentados por ALLEN *et al.* (1998) para o cálculo da evapotranspiração de referência via equação de Penman-Monteith – FAO/56. A equação de Penman-Monteith (1965), que leva em conta as resistências, sem parametrizá-las, segue conforme mostra a Equação (2.3):

$$\lambda ET = \frac{s.(Rn - G) + \rho.cp.(es - e)/ra}{s + \gamma[1 + (rs/ra)]} \quad (2.3)$$

Nessa expressão, s é a tangente a curva de pressão de vapor em relação à temperatura (Pa/K); ρ , a densidade da água (kg/m³); cp , calor específico à pressão constante da água (J/kg.K); γ , o coeficiente psicrométrico (Pa/K); λ , o calor latente de vaporização da água (J/kg); rs , a resistência superficial (s/m); e ra , resistência aerodinâmica (s/m).

A resistência superficial é definida por ALLEN *et al.* (1998) como sendo a resistência ao escoamento do vapor de água através das aberturas dos estômatos. Já a resistência aerodinâmica é descrita como aquela da parte superior do vegetal, envolvendo a fricção do escoamento de ar sobre superfície vegetada. Os autores ainda afirmam que esses processos são muito complexos para serem completamente descritos, porém boas parametrizações podem ser feitas para essas resistências, especialmente para uma grama uniforme.

Mais especificamente, a resistência aerodinâmica é um parâmetro que depende da micrometeorologia. Sua expressão depende das camadas de rugosidade que governam os processos de transporte da quantidade de movimento e de calor, além do deslocamento do plano zero. Esse deslocamento do plano zero refere-se à altura até a qual o vento tem velocidade nula. A partir dessa altura, surge o perfil logaritmo de velocidades. Entretanto, o esquema da resistência aerodinâmica presente na formulação da equação FAO56-Penman-Monteith (1998) está restrito à condição de atmosfera neutra, ou seja, a temperatura, pressão e o campo de velocidade do vento aproximam-se da condição adiabática. Cabe ainda destacar que o deslocamento do plano zero e as camadas de rugosidade, que governam os processos de transporte da quantidade de movimento e de calor, são correlacionados com a altura da cultura (h). A FAO designou uma cultura padronizada com altura de 0,12 metro. Esse fato transformou a equação da resistência aerodinâmica em:

$$ra = 208 / U_2 \quad (2.4)$$

onde U_2 representa a velocidade do vento a 2 metros de altura.

Observe-se que essa equação simplificada para a resistência aerodinâmica foi obtida após vários experimentos com vários tipos de culturas em diversos locais do

globo. A razão de a fórmula empregar a velocidade do vento a 2 metros de altura está associada com o fato de que a maioria dos anemômetros nas estações meteorológicas está instalada a essa altura da superfície. No tocante à parametrização da resistência superficial, esta é diretamente proporcional à resistência estomática (r_i) e inversamente proporcional ao índice de área foliar ativo (IAF_{ativo}). A resistência estomática é influenciada pela condição atmosférica e pela disponibilidade de água para a cultura. Todavia, cada cultura responde diferentemente a esses fatores. Com o estresse hídrico, a resistência aumenta, limitando a evapotranspiração da cultura. O índice de área foliar ativo define o setor da cultura que contribui efetivamente com a transferência de calor e de vapor da superfície vegetada. Seu valor é considerado como sendo a metade do índice de área foliar, pois considera-se que somente a parte superior da planta contribui para tal transporte.

O índice de área foliar (IAF) foi, então, ajustado em relação à altura da cultura. A resistência estomática da cultura de referência foi considerada, para a parametrização, com valor de 100 s/m, considerando-a isenta de estresse hídrico.

Para evitar problemas de calibrações locais, foi escolhida uma grama hipotética para ser a superfície padrão. Tal grama hipotética é sugerida pela FAO pelo motivo da grama ter muitas variedades, o que originaria distintos processos biológicos e poderia causar problemas nas medições. Para tanto, a superfície padrão sugerida pela FAO é uma cultura hipotética com altura de 0,12 metro, resistência superficial constante de 70 s/m e albedo de 0,23.

Essa cultura hipotética assemelha-se à grama de altura uniforme, em crescimento ativo, sombreando completamente o solo e adequadamente suprida sob o ponto de vista de suas necessidades hídricas. No Brasil, a grama batatais é comumente utilizada em lisímetros como superfície de referência. Por fim, ALLEN *et al.* (1998) complementam ainda com a informação que esse método de evapotranspiração de referência não permite ambigüidades em seu cálculo e fornece valores consistentes em diferentes regiões e climas.

Na sequência do texto, apresentam-se as informações e procedimentos relevantes para a estimativa da evapotranspiração via equação de Penman-Monteith – FAO 56.

DADOS DE ENTRADA

Temperatura máxima (T_{máx}, °C);
Temperatura mínima (T_{mín}, °C);
Radiação solar global (R_s, MJ/(m²·d));
Velocidade média do vento (U₂, m/s);
Umidade relativa máxima do ar (UR_{máx}, %);
Umidade relativa mínima do ar (UR_{mín}, %);
Outros: Altitude, latitude, dia juliano, pressão atmosférica.

PARÂMETROS E VARIÁVEIS

- a) 0,408 é o inverso do calor latente de evaporação a 20 °C (kg·MJ);
b) Δ é a declividade da curva de pressão de saturação de vapor (kPa/°C) obtido a partir da equação:

$$\Delta = \frac{4098 \cdot e_s}{(T + 237,3)^2} \quad (2.5)$$

em que: T é temperatura média do ar (°C), dada pela média aritmética entre T_{máx} e T_{mín}; e_s é a pressão de saturação vapor (kPa);

A pressão de saturação vapor é calculada de acordo com o Boletim da FAO 56 (ALLEN *et al.*, 1998), pela equação que segue:

$$e_s = \frac{e^0 \cdot (T_{máx}) + e^0 \cdot (T_{mín})}{2} \quad (2.6)$$

onde: e⁰·(T_{máx}) é a pressão de saturação de vapor à temperatura máxima (kPa) e e⁰·(T_{mín}) é a pressão de saturação de vapor à temperatura mínima (kPa) e são expressas pelas equações:

$$e^0 \cdot (T_{máx}) = 0,6108 \cdot \exp \left[\frac{17,27 \cdot T_{máx}}{T_{máx} + 237,3} \right] \quad (2.7)$$

$$e^0 \cdot (T_{\text{mín}}) = 0,6108 \cdot \exp \left[\frac{17,27 \cdot T_{\text{mín}}}{T_{\text{mín}} + 237,3} \right] \quad (2.8)$$

c) Saldo de radiação (R_n)

$$R_n = R_{ns} - R_{nl} \quad (2.9)$$

em que: R_{ns} é o saldo de radiação de ondas curta e R_{nl} o saldo de radiação de ondas longas.

O saldo de radiação de ondas curtas é dado por:

$$R_{ns} = (1 - \alpha) \cdot R_s \quad (2.10)$$

onde α é o albedo ou coeficiente de reflexão, cujo valor recomendado para a cultura padrão é de 0,23 e R_s é a radiação solar global ($\text{MJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$).

O saldo de radiação de ondas longas é dado por:

$$R_{nl} = \sigma \cdot \left(\frac{T_{\text{máx},k^4} + T_{\text{mín},k^4}}{2} \right) \cdot (0,34 - 0,14 \cdot \sqrt{e_a}) \cdot \left(1,35 \cdot \frac{R_s}{R_{so}} - 0,35 \right) \quad (2.11)$$

em que σ é a constante de Stefan-Boltzman = $4,903 \cdot 10^{-9} [\text{MJ}/(\text{K}^4 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d})]$; e_a é a pressão parcial de vapor (kPa); R_{so} é a radiação solar em dias de céu claro ($\text{MJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$).

d) Radiação solar em dias de céu claro (R_{so})

$$R_{so} = (a_s + b_s) \cdot R_a \quad (2.12)$$

sendo a_s e b_s a fração da radiação extraterrestre em dias claros ($n = N$).

Quando não se dispõem dos coeficientes acima, toma-se o valor de $a_s + b_s = 0,75 + 2 \cdot 10^{-5} \cdot z$, sendo z a altitude local.

A Equação (2.12), em dias com nuvens, toma o formato de:

$$R_s = \left(a_s + \frac{b_s \cdot n}{N} \right) \cdot R_a \quad (2.13)$$

em que: R_a é a radiação solar no topo da atmosfera ($\text{MJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$), dada por:

$$R_a = \frac{24 \cdot (60)}{\pi} \cdot G_{sc} d_r \cdot [W_s \cdot \sin(\varphi) \cdot \sin(\delta) + \cos(\varphi) \cdot \cos(\delta) \cdot \sin(W_s)] \quad (2.14)$$

onde: G_{sc} é constante solar = $0,0820 \text{ [MJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})]$; d_r é o quadrado da distância relativa (Sol-Terra) em radianos, cuja equação é:

$$d_r = 1 + 0,033 \cdot \cos\left(\frac{2 \cdot \pi}{365} \cdot J\right) \quad (2.15)$$

sendo: J o dia juliano; φ a latitude local em radianos; δ a declinação solar, em radianos, e W_s o ângulo horário ao pôr do sol, em radianos.

A seguir, são apresentadas as equações para os cálculos de declinação solar (δ) e ângulo horário ao pôr do sol (W_s):

$$\delta = 0,409 \cdot \sin\left(\frac{2 \cdot \pi}{365} \cdot J - 1,39\right) \text{ (radianos)} \quad (2.16)$$

$$W_s = \arccos[-\text{tg}(\varphi) \cdot \text{tg}(\delta)] \text{ (radianos)} \quad (2.17)$$

e) Fluxo de calor do solo

$$G = c_s \cdot \left(\frac{T_i + T_{i-1}}{\Delta t} \right) \cdot \Delta z \quad (2.18)$$

em que: G é o fluxo de calor do solo ($\text{MJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$); c_s a capacidade calorífica do solo ($\text{MJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$); T_i a temperatura do ar no dia i ($^{\circ}\text{C}$); T_{i-1} a temperatura do ar no dia $i-1$ ($^{\circ}\text{C}$); Δt o intervalo de tempo (dia) e Δz a profundidade efetiva do solo (m).

O boletim da FAO 56 (ALLEN *et al.*, 1998) recomenda que, para períodos diários, G pode ser desprezível, o que foi adotado neste trabalho.

f) Constante psicrométrica (kPa/°C)

$$\gamma = \frac{c_p \cdot P}{\varepsilon \cdot \lambda} \quad (2.19)$$

em que: γ é a constante psicrométrica; λ é o calor latente de evaporação da água = 2,45 [MJ/kg] a 20 °C; c_p é o calor específico a pressão constante = $1,013 \cdot 10^{-3}$ [MJ/(kg·°C)]; e P é a pressão atmosférica (kPa), cuja equação é dada por:

$$P = 101,3 \cdot \left(\frac{293 - 0,0065 \cdot z}{293} \right)^{5,26} \quad (2.20)$$

sendo: z a altitude local (m); $\varepsilon = 0,622$ é a relação entre peso molecular do vapor da água e do ar seco.

g) Temperatura média do ar medida a 2 [m] de altura ($T_{\text{méd}}$)

$$T_{\text{méd}} = \frac{(T_{\text{máx}} + T_{\text{mín}})}{2} \quad (2.21)$$

h) U_2 – Velocidade média do vento a 2 [m] (m/s).

i) Déficit de pressão de vapor DPV em kPa, expresso pela equação:

$$\text{DPV} = e_s - e_a \quad (2.22)$$

A pressão parcial de vapor (e_a), de acordo com o Boletim da FAO 56 (ALLEN *et al.*, 1998), deve ser calculado a partir de $UR_{\text{máx}}$ e $UR_{\text{mín}}$, caso os dados estejam disponíveis, conforme a equação que segue:

$$e_a = \frac{\left[e^o \cdot (T_{\text{mín}}) \cdot \frac{UR_{\text{máx}}}{100} \right] + \left[e^o \cdot (T_{\text{máx}}) \cdot \frac{UR_{\text{mín}}}{100} \right]}{2} \quad (2.23)$$

em que: $e^0 \cdot (T_{\text{mín}})$ é a pressão de saturação de vapor para temperatura mínima (kPa) - Equação (2.8); $e^0 \cdot (T_{\text{máx}})$ é a pressão de saturação vapor para temperatura máxima (kPa) - Equação (2.7); $UR_{\text{máx}}$ é a umidade relativa máxima do ar (%); $UR_{\text{mín}}$ é a umidade relativa mínima do ar (%).

A relação na Equação (2.3) envolve as resistências da cobertura (r_c) e aerodinâmica (r_a), sendo $r_c = 70$ [s/m], enquanto r_a é calculada pela equação:

$$r_a = \frac{\ln \left[\frac{(z_w - d)}{z_{om}} \right] \cdot \ln \left[\frac{(z_p - d)}{z_{ov}} \right]}{(0,41)^2 \cdot U_z} \quad (2.24)$$

em que: r_a é a resistência aerodinâmica à transferência turbulenta de vapor e calor sensível a partir de superfície da planta; z_w é a altura de medição da velocidade do vento (anemômetro); z_p é a altura de medição de temperatura e umidade (psicrômetro); z_{om} é a altura da rugosidade da vegetação (cultura de referência, em [m]); z_{ov} é a altura da rugosidade para transferência de vapor; d é o deslocamento do plano zero na altura da vegetação (m); k_1 é a constante de Von Karman = $8,64 \cdot 10^4$ (quando U_z estiver em [m/s]), e U_z é a velocidade do vento medida a 2 [m].

2.1.3 CAPACIDADE DE ÁGUA DISPONÍVEL NO SOLO (CAD)

A capacidade de água disponível no solo (CAD), em termos de altura (mm), deve ser determinada de acordo com as propriedades físico-hídricas do solo (CC%, capacidade de campo; PMP%, ponto de murcha permanente; D, densidade do volume de solo) e com a profundidade efetiva (Z) do sistema radicular das plantas sob cultivo, isto é:

$$CAD = 0,01 \cdot (CC\% - PMP\%) \cdot DZ \quad (2.25)$$

Como profundidade efetiva, entende-se aquela em que se concentra cerca de 80% das raízes, expressa em [mm], visto que os demais termos da equação não têm unidade. Essa profundidade depende não só do tipo de solo, mas também da cultura, do regime hídrico e nutricional a que o solo está submetido.

Valores médios de profundidade efetiva do sistema radicular (Z), de alguns cultivos no estado de São Paulo, são apresentados na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 – Profundidade efetiva do sistema radicular de alguns cultivos no estado de São Paulo

Cultivo	Profundidade efetiva das raízes [mm]
Hortaliças	100 – 200
Arroz, batata e feijão	200 – 300
Trigo	300 – 400
Milho e soja	400 – 500
Amendoim	500 – 600

Fonte: ALFONSI *et al.*, (1990)

No caso de culturas perenes, como cafeeiro, cana-de-açúcar, citros e outras frutíferas, podem-se adotar valores de Z entre 700 e 1000 [mm]. Para essências florestais, pode-se adotar Z entre 1500 e 2500 [mm].

As propriedades físico-hídricas dependem da textura e da estrutura do solo, e são bastante variáveis. Para os solos agrícolas do estado de São Paulo, tem-se a CAD por unidade de profundidade variando desde 50 até 200 [mm/m] de profundidade, sendo 130 [mm/m] um valor médio empírico. Devido a essas observações, o ideal é que o cálculo da CAD seja feito para as condições locais de solo e de cultura, inclusive considerando-se a variação da profundidade do sistema radicular segundo o estágio de crescimento da cultura. No caso de haver variação acentuada das propriedades físico-hídricas com a profundidade, deve-se calcular a CAD de cada camada de solo, sendo a CAD total da profundidade efetiva dada pelo somatório das CAD das camadas.

Na impossibilidade de se ter dados locais, pode-se utilizar critérios aproximados ou empíricos. DOORENBOS e KASSAM (1994) recomendam a seguinte regra prática expressa através da Tabela (2.4).

Tabela 2.4 – Relação aproximada entre a textura do solo e a CAD

Textura do Solo	CAD [mm/m]
Pesada	200
Média	140
Grossa	60

Fonte: DOORENBOS e KASSAM (1994)

2.1.3.1 CAPACIDADE DE CAMPO (CC%)

Os conceitos de capacidade de campo foram desenvolvidos levando-se em conta a classificação de água no solo. Cada estudioso do assunto procurou conceituar a capacidade de campo dando ênfase tanto ao movimento gravitacional quanto ao movimento capilar. A seguir, apresentam-se os principais conceitos de capacidade de campo (JURY E HORTON, 2004; HILLEL, 2007):

- capacidade de campo – é o máximo conteúdo de umidade em equilíbrio com a força de gravidade;
- analiticamente, a capacidade de campo de qualquer camada de solo é a porcentagem de água que ele pode reter contra a gravidade, quando uma drenagem adequada é permitida;
- capacidade de campo – é a condição de umidade do solo quando o movimento vertical da água capilar, para o interior do solo seco, tenha virtualmente cessado;
- capacidade de campo – é o conteúdo de água na camada úmida do solo, depois que o movimento capilar da água tenha se tornado desprezível;
- capacidade de campo – representa a situação na curva de umidade-drenagem versus tempo, na qual a taxa de drenagem tenha se tornado tão baixa que, em comparação com as taxas anteriores, seja insignificante; a capacidade de campo de um solo representa o limite superior prático de umidade do solo sob condições de drenagem desimpedida; não é uma condição de equilíbrio de umidade do solo.

Entre outros autores, VEIHMEYER e HENDRICKSON (1931) definiram a capacidade de campo como a quantidade de água retida pelo solo após a drenagem

de seu excesso, quando a velocidade do movimento descendente praticamente cessa, o que usualmente ocorre dois a três dias após a chuva ou irrigação pesada em solos permeáveis de estrutura e textura uniformes. Essa é a definição comumente mais aceita até os dias atuais. Nesse conceito, pressupõe-se a não ocorrência de processos evapotranspirativos.

O solo, uma vez em capacidade de campo, poderá manter o seu aproximado teor por um período de tempo bastante longo, a menos que essa água seja utilizada pelas plantas ou venha a se perder por evaporação.

O movimento capilar verifica-se em qualquer direção, dependendo da diferença de potencial capilar. Esses movimentos serão mais rápidos ou mais lentos, de acordo com o tipo de solo e do seu estado de aglomeração. Solos diferentes apresentam impedâncias também diferentes. Assim, dependendo do solo, uma vez cessada a ação da gravidade, a água continua, por longo tempo, o movimento capilar no sentido da profundidade e também no sentido horizontal. Solos que se comportam dessa maneira dificilmente apresentarão um perfil de umidade estável após 2 ou 3 dias de drenagem interna, a menos que o movimento capilar torne-se tão lento que seja considerado desprezível (FERNANDES e SYKES, 1968).

No método de determinação de capacidade de campo comumente usado, procura-se observar a paralisação do movimento de decréscimo de umidade ao longo do perfil do solo. Depois de um período de chuva ou de encharcamento do solo por irrigação, coletam-se amostras para verificar a porcentagem de umidade. O movimento descendente da água é considerado praticamente nulo a partir de dois a quatro dias, posteriormente às chuvas ou à irrigação.

O solo, ao qual o conceito de capacidade de campo mais se adapta, são os de textura arenosa, nos quais as condutividades hidráulicas decrescem rapidamente com a diminuição da umidade do solo a partir da saturação, e o fluxo torna-se muito pequeno rapidamente. Entretanto, em solo de textura média e fina, o processo de redistribuição pode persistir de maneira apreciável por vários dias ou meses (REICHARDT, 1988).

Os procedimentos normalmente adotados para a determinação da capacidade de campo podem ser divididos em dois grupos: métodos diretos *in situ* e os métodos indiretos, sendo estes últimos subdivididos em métodos de laboratório ou de determinação por pedofunções¹. A determinação direta da capacidade de campo consiste na aplicação, no campo, de uma lâmina de água por inundação, em uma área

¹ Equações que determinam a capacidade de campo a partir de outras propriedades do solo.

delimitada, sem vegetação, para garantir o molhamento pleno do perfil de solo e, em seguida, no recobrimento do terreno umedecido por lona, por plástico ou por galhos e folhas, para evitar a perda de água por evaporação ou a adição por ocorrência de chuvas. A umidade da capacidade de campo, por profundidade, é normalmente obtida após dois a quatro dias da completa infiltração da água aplicada. Os detalhamentos do método *in situ* são descritos por OLIVEIRA e MELO (1971) e pela EMBRAPA (1979).

2.1.3.2 PONTO DE MURCHA PERMANENTE

O solo, com umidade inferior a um determinado nível, perde, primordialmente, a sua água através do processo contínuo de absorção de água pelas raízes das plantas e pela evaporação direta. Nesse caso, não havendo mais adição de água, seja por chuva ou por irrigação, o solo tende a umidades muito baixas. Esse cenário faz com que as sucções de água no solo sejam muito altas e que o fluxo de água do solo para as raízes seja fortemente reduzido. Dessa forma, as raízes das plantas não são mais capazes de absorver água em uma taxa condizente com a demanda evaporativa plena ou potencial, fazendo com que a planta murche. Quando, nessas condições, o vegetal não consegue retornar, durante o período noturno, ao estágio anterior de turgidez, e não sendo o solo mais irrigado, diz-se que o solo atingiu o seu limite inferior de água disponível para planta, definido como ponto de murcha permanente – PMP (BERNARDO, 1995).

Percebe-se, assim, que esse limite varia com a demanda evaporativa, o que depende do clima, da cultura em si, e dos seus estágios de crescimento (SKAGGS et al., 1982; BOEDT e VERHEYE, 1985), não sendo uma propriedade intrínseca do solo.

Comumente, a umidade do solo a 15 bar (aproximadamente 1,5 [MPa]) é referida como sendo o PMP (RICHARDS e WEAVER, 1944; SILVA *et al.*, 1994; TORMENA *et al.*, 1998; MELLO *et al.*, 2002; SOUZA *et al.*, 2002; LEÃO *et al.*, 2004; REICHARDT e TIMM, 2004), tendo em vista que o murchamento permanente das folhas, em condições de vasos contidos em estufas, acontece aproximadamente a essa tensão. Entretanto, esse método indireto de determinação do PMP continua aberto à discussão, porque sugere que todas as espécies comportam-se similarmente em diferentes solos e climas.

O procedimento para a indicação do ponto de murcha permanente pelo método fisiológico direto é classicamente realizado em pequenas quantidades de amostras de solo contidas em vasos em casa de vegetação, usando o girassol como planta

indicadora (PETERS, 1965). Pesquisas têm evidenciado, por exemplo, que o algodoeiro é uma planta tolerante a baixos teores de água no solo, diferentemente de culturas como girassol e feijão, comumente empregadas como plantas de teste na determinação do PMP (KIEHL, 1979).

Entretanto, a determinação do PMP por processos biológicos requer definições claras, como a condição de umidade em que a planta específica (girassol) murchou e não retornou à turgidez. Além disso, registra-se a inconveniência do tempo um tanto quanto extenso para a realização dos testes. Dessa forma, a umidade referente a uma tensão de água de 1,5 [MPa] obtida por dessecamento de amostras indeformadas em câmara de pressão (RICHARDS e WEAVER, 1944), tornou-se o método de determinação do PMP mais freqüentemente aplicado, apesar das suas limitações (REICHARDT, 2004; TIMM, 2004). Esse método representa uma metodologia simples, rápida e precisa que independe do comportamento da planta. Esses autores concluíram, quando compararam o desempenho das plantas indicadoras na determinação do PMP, que o conteúdo de água a 1,5 [MPa] situa-se dentro da faixa de água disponível às plantas, podendo, na maioria dos casos, substituir o valor encontrado pelo método fisiológico.

2.2 REÚSO DE ÁGUA APLICADA À AGRICULTURA

Entende-se por reúso para fins agrícolas a utilização de águas residuárias ou negras de modo a aperfeiçoar o desenvolvimento biológico de cultivos de plantas ou criação de animais, principalmente no que se refere a fornecer o volume de água necessário quando o abastecimento natural é insuficiente. Esse tipo de reúso tem sido considerado de vital importância, pois a agricultura depende, atualmente, de suprimento de água em um nível tal que a sustentabilidade da produção de alimentos não poderá ser mantida sem o desenvolvimento de novas fontes de suprimento e a gestão adequada dos recursos hídricos convencionais.

Como a demanda pela água continua aumentando, o reúso das águas servidas vem se tornando um componente importante no planejamento, desenvolvimento e utilização dos recursos hídricos, tanto em regiões áridas, como em regiões úmidas. A utilização das águas servidas para propósitos de uso não potável, como na agricultura, representa um potencial a ser explorado em substituição à utilização de água tratada e potável.

Por meio do planejamento integrado dos recursos águas naturais e águas servidas, a reutilização pode propiciar suficiente flexibilidade para o atendimento das

demandas de curto prazo, assim como assegurar o aumento da garantia no suprimento de longo prazo. Assim, o reúso de água, para diversos fins, incluindo o da irrigação, surge, então, como alternativa para aumentar a oferta de água, garantindo economia do recurso e racionalização do uso desse bem. Diversos países já utilizam essa tecnologia e possuem regulamentação específica na temática. Porém, no Brasil, ainda está em fase embrionária na efetivação e regulamentação da técnica, com grande potencial de crescimento.

2.2.1 EFEITOS POTENCIAIS SOBRE O SISTEMA SOLO-PLANTA

Os solos podem apresentar diferenças marcantes nas suas propriedades físico-químicas, até mesmo a curtas distâncias, tanto vertical como horizontalmente (HILLEL, 2007), o que dificulta o manejo de solo e água, principalmente nos solos aluviais que, apesar dos problemas que apresentam, são bastante usados nas atividades agrícolas. Esse fato demonstra a necessidade de pesquisas que proporcionem melhor avaliação de sua variabilidade espacial, visando a adoção de técnicas adequadas de manejo agrícola. Dentre os efeitos mais comuns encontrados na irrigação por águas residuais, estão:

2.2.1.1 SALINIDADE

Dentre as características que determinam a qualidade da água para a irrigação, encontra-se a concentração de sais solúveis ou salinidade, que é um fator limitante ao desenvolvimento de algumas culturas (BERNARDO, 1995). Algumas variáveis essenciais são o pH, a condutividade elétrica e a porcentagem de sódio trocado (PST).

A salinidade do solo constitui um sério problema nas áreas irrigadas, principalmente quando sua intensidade interfere no desenvolvimento das culturas, reduzindo a produção e a produtividade das plantas a níveis antieconômicos (OLIVEIRA e LANNA, 1997). Esse problema é mais freqüente em regiões tropicais de clima quente e seco, caracterizadas por elevadas taxas de evapotranspiração e baixos índices pluviométricos. Destaca-se que os aspectos climáticos, presença de lençóis freáticos elevados, irrigação e drenagem inadequadas, em muito contribuem para o processo. O conjunto desses fatores e a ação do homem, sob diferentes níveis, imprimem uma grande variabilidade aos solos (ALBUQUERQUE *et al.*, 1995).

2.2.1.2 SODICIDADE

A presença de cátions e ânions nas águas residuais afetam, em especial, a geoquímica das águas subterrâneas no processo de interface com a camadas geológicas que formam um determinado meio poroso. Nesse sentido, o cátion sódio (Na⁺) influencia, por exemplo, o pH da água.

2.2.1.3 CONTAMINAÇÃO POR NITROGÊNIO, FÓSFORO E METAIS PESADOS

A utilização intensiva de defensivos agrícolas e fertilizantes conjuntamente com águas residuais em extensas zonas de recarga de aquíferos, sobretudo nitrogênio e fósforo, contribui para a poluição de águas subterrâneas a partir de fontes difusas, com a possibilidade de elevados teores de nitrato em suas águas.

Casos de contaminação de solos e águas subterrâneas por poluentes orgânicos persistentes em meios porosos, a exemplo de fluidos orgânicos e pouco solúveis em água (NAPL – *non-aqueous phase liquid*), por outro lado, são muito comuns em sítios industriais que manuseiam grandes quantidades desses compostos. Postos de serviços também se constituem em importantes fontes potenciais de contaminação do NAPLs (por exemplo, gasolina, diesel, óleos lubrificantes). No caso dos esgotos possuírem esses compostos, a atenção deve ser redobrada.

Programas de controle da migração da fase dissolvida em águas subterrâneas, incluindo a eliminação de fontes primárias e secundárias, estão se tornando obrigatórios por leis baseadas em critérios de risco à saúde humana e /ou ambientais, a exemplo do que já acontece em muitos países europeus e norte-americanos.

2.2.1.4 CONTAMINAÇÃO BIOLÓGICA

Da mesma maneira, a aplicação de esgotos por períodos muito longos pode levar à criação de habitat propício à proliferação de vetores transmissores de doenças, tais como mosquitos e algumas espécies de caramujos. Nesse caso, devem ser empregadas técnicas integradas de controle de vetores para proteger os grupos de risco correspondentes.

2.2.2 ANÁLISE DA LEGISLAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

O código de águas de 1934 foi o primeiro instrumento legal, no Brasil, a estabelecer parâmetros para o uso de águas. Tinha como finalidade central dar suporte e organizar a indústria hidroelétrica. Em praticamente sessenta anos, a cultura do uso das águas, no Brasil, organizou-se sob este foco. As águas subterrâneas são mencionadas de uma forma genérica no código das águas.

Com a promulgação da constituição federal em 1988, um importante passo é dado em relação aos recursos hídricos no Brasil ao se reconhecer que a água é um bem de domínio público e não privado, cabendo ao governo instituir um sistema de gestão e outorga desse bem natural.

Em 1997, com a promulgação da lei 9.433, o sistema de gestão dos recursos hídricos é instituído no Brasil. Os comitês de bacia hidrográfica passam a ter um papel central na gestão do uso da água na medida em que a lei define um sistema de gestão de recursos hídricos descentralizado e participativo.

A estrutura organizacional proposta pela lei nº. 9.433 foi inspirada em experiências internacionais, como a vivenciada na França, que, desde 1975, usa a bacia hidrográfica como principal unidade de gestão, além de experiências pioneiras de comitês no Brasil, principalmente no Rio Grande do Sul.

O reconhecimento da água como um bem finito e vulnerável, com valor econômico intrínseco, a necessidade de uso múltiplo da água e de sua preservação e a possibilidade de decisão por parte dos comitês de bacia são os grandes avanços obtidos pela sociedade brasileira na gestão de seus recursos hídricos.

Aos comitês, cabe estabelecer os planos de bacia, que são a base para a outorga de direito de uso da água e respectiva cobrança. O regime de outorga bem como a cobrança pelo uso da água têm como finalidade valorizar e estimular o uso mais sustentável do recurso hídrico e reduzir a poluição dos recursos hídricos através da melhoria das condições físico-químicas das águas e da conservação do recurso.

Um aspecto evidenciado ao se analisar a atuação dos comitês é o que diz respeito aos recursos necessários ao desenvolvimento das atividades. Os comitês não têm fonte própria de recursos dependendo dos fundos públicos. Passa a ter recursos quando é estabelecida a outorga e a cobrança através da agência de bacia.

Relativamente aos recursos hídricos subterrâneos, o artigo 20 da constituição é explícito ao relacionar as águas subterrâneas com bem público, e o art. 12 da lei 9.433, no seu item II, diz que a extração de água de aquífero subterrâneo para

consumo final ou insumo de processo produtivo está sujeito a outorga pelo poder público.

A lei nº. 9.433 é bem clara em relação aos recursos hídricos superficiais não ocorrendo o mesmo com os recursos subterrâneos. Pela legislação em vigor, a permissão para perfuração de poços tubulares é dada pelo Departamento Nacional de Produção Mineral – DNPM no caso das águas minerais. Em relação às águas subterrâneas não minerais, a autorização é geralmente dada pelas secretarias estaduais responsáveis pela gestão dos recursos hídricos. Tem-se ainda a questão relativa à dominialidade das águas subterrâneas, ou seja, comitês de bacia hidrográfica estaduais podem gerir aquíferos que se estendem por mais de um estado.

Uma possibilidade seria associar a bacia hidrogeológica à bacia hidrográfica, entretanto há duas posições diferentes. Uma alternativa seria a de não haver perfeita superposição entre ambas as bacias, enquanto a outra seria a da coincidência da bacia hidrográfica com a bacia hidrogeológica. A caracterização das direções de fluxos subterrâneos e das áreas de recarga é importante na definição de domínio dessas águas. Assim, é extremamente relevante o estudo detalhado do ciclo hidrológico presente na bacia hidrográfica delimitada como unidade de planejamento de gestão.

O programa de águas subterrâneas – PAS do Ministério do Meio Ambiente, assim como as câmaras técnicas do CNRH (Conselho Nacional de Recursos Hídricos), tem procurado discutir a construção de um arcabouço gerencial para as águas subterrâneas do Brasil, servindo de base à proteção e conservação e à gestão sistêmica, integrada e participativa dos aquíferos. Esse fato significa compatibilizar as políticas de recursos hídricos nacionais e estaduais com a participação dos municípios.

Em Santa Catarina, por exemplo, a licença para perfuração de poços é dada pela Fundação do Meio Ambiente – FATMA, de acordo com o art. 4º da lei nº. 9.748/94 e da instrução normativa nº. 13/04, da FATMA.

O estado de Santa Catarina possui uma legislação referente aos recursos hídricos desde 1981, quando, através do decreto nº. 14.250, propôs uma classificação para as águas superficiais baseada em parâmetros físico-químicos. A classificação federal ocorreu cinco anos depois, em 1986, através da resolução nº. 20 do CONAMA. O estado cria o seu conselho de recursos hídricos em 1985; em 1993, institui o sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos.

Como muitas leis e decretos estaduais são anteriores à legislação federal, desde 2001, a Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente – SDM, através do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH, está realizando

estudos e consultas para a adequação e regulamentação da legislação dos recursos hídricos do estado.

A partir do ano 2000, nota-se uma maior preocupação por parte do governo, tanto federal como estadual, em conhecer e preservar o aquífero Guarani. Protocolo de intenção firmado entre o Ministério Público de Santa Catarina e diversos órgãos estaduais, em 2001, demonstra o interesse desse Ministério em relação ao assunto. O mesmo ocorre com o DNPM, através de uma portaria de 2002.

2.3 REÚSO DE ESGOTOS PARA A RECARGA DE AQÜÍFEROS

O reúso de esgotos para recarga de aquíferos pode ser definido como a utilização de rejeitos e esgotos, tanto domésticos ou industriais, para a recarga forçada, isto é, artificial de determinado aquífero. Esses esgotos devem sofrer tratamento adequado, visando atender aos parâmetros mínimos de potabilidade da água, quando as reservas desse aquífero forem disponibilizadas para uso humano.

Esse tipo de reúso tem importância significativa em locais onde a taxa de extração de água do aquífero é superior à taxa de reposição natural por chuvas e rios. Muitas cidades sofrem com conseqüências graves devido a esse descuido: salinização de lençóis (quando ocorre a captação em áreas próximas ao litoral, deve-se tomar o cuidado de evitar a intrusão da água do mar infiltrada, que provoca a salinização da água dos poços e, em alguns casos, de todo o aquífero na faixa costeira), desestabilização do solo e afundamento da cidade, e esgotamento da reserva de água.

2.4 INDICADOR DE DESEMPENHO AMBIENTAL

Um dos principais desafios da construção do desenvolvimento sustentável é o de criar instrumentos de mensuração, tais como indicadores ambientais, que são instrumentos essenciais para guiar a ação e subsidiar o acompanhamento e a avaliação do progresso alcançado rumo ao desenvolvimento sustentável (IBGE, 2002).

A utilização de indicadores na avaliação do estado do meio ambiente é uma prática amplamente consolidada em todo o mundo, constituindo-se numa etapa indispensável desse processo de avaliação. Atualmente, existe uma literatura consagrada à definição, caracterização e à indução do uso dos indicadores, literatura esta com origem em organismos internacionais, como a Organização para

Cooperação Econômica e o Desenvolvimento (OECD) e a Comissão para o Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (UNCSD).

Um indicador ambiental significa uma medida ou um valor derivado dessa medida que contém informações sobre padrões ou tendências em relação ao estado do ambiente, em atividades antrópicas que afetam ou são afetadas pelo meio ou sobre relações entre variáveis(EPA,1995).

Desse modo, o uso de indicadores ambientais permite simplificar, quantificar, analisar e traduzir fenômenos ambientais, de modo a torná-los compreensíveis às partes interessadas. Possibilita o planejamento e o controle da qualidade de serviços e processos, pelo estabelecimento de padrões para comparação e apuração de desvios ocorridos, viabilizando a análise da qualidade verificada nos diversos segmentos da organização (OECD, 1998).

Um indicador é, portanto, uma medida. Por exemplo, uma distância até uma meta, um alvo ou um objetivo cujo desempenho pode e se quer avaliar. O uso de indicadores como diretriz ou referencial de ação permite estimar a dimensão em que o objetivo é alcançado. Os indicadores são instrumentos de organização da informação; podem resumir dados de uma questão complexa e sinalizar toda a situação e suas tendências. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*Environmental Protection Agency* – EPA) conceitua indicadores como uma referência para a estimativa quantitativa da magnitude ou gravidade de um problema.

Enfim, sem um parâmetro que permita avaliar o desempenho da atividade, é bastante difícil orientar os procedimentos a serem seguidos ou a serem adotados. O desenvolvimento de indicadores ambientais é, pois, uma ferramenta importante na avaliação do desempenho e na condução de atividades socioeconômicas face a uma legislação ambiental cada vez mais rigorosa.

CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA E ESTUDO DE CASO

O objetivo geral do trabalho, conforme explicitado anteriormente, consiste em avaliar o impacto do reúso agrícola de esgotos sanitários tratados em corpos hídricos. Para tanto, estimam-se volumes hídricos de compensação para o enquadramento de concentrações alteradas de elementos potencialmente poluentes em mananciais hídricos subterrâneos, visando um sustentável reúso agrícola de esgotos sanitários tratados.

Inicialmente, é proposta a realização da avaliação do impacto ambiental referente à qualidade da água subterrânea quanto à capacidade limite de absorção dos volumes lixiviados decorrentes da utilização de esgotos sanitários tratados na irrigação de uma cultura específica. Para esse fim, utilizaram-se os dados gerados pelo segundo ciclo de um experimento que foi realizado no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos - CETE² (Figura 3.1), com suporte da Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro (EP – UFRJ), nos meses de julho e novembro do ano 2005 (VOLSCHAN, 2004; VOLSCHAN, 2006).



Figura 3.1 – Centro Experimental de Tratamento de Esgotos (CETE)
Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro (EP/UFRJ)

² As instalações do CETE encontram-se situadas na Cidade Universitária, município do Rio de Janeiro – RJ, cujas coordenadas geográficas são: latitude sul 22°51'31" e longitude oeste 43°14'03". A temperatura média do mês mais frio (julho) é de 18,0 [°C], e a temperatura média anual é de 21,9 [°C]. A pluviosidade anual média é da ordem de 1600,0 [mm]

Realizou-se um ensaio experimental em blocos, submetendo-os, de forma aleatória, à aplicação de seis diferentes tipos de tratamentos³ (ANEXO A) (Figura 3.2). Ao todo, foram 18 blocos, dos quais 3 foram destinados a um mesmo tratamento. Cada bloco experimental constituiu-se em um canteiro em alvenaria, com as seguintes dimensões úteis: 2,2 [m] de largura, 1,6 [m] de comprimento e 1,0 [m] de altura. Todos os canteiros foram preenchidos, no fundo, com um leito de brita de 0,2 [m] de altura para a percolação de água subterrânea. O solo utilizado nos 18 canteiros foi do tipo latossolo vermelho amarelo⁴, proveniente de Itaboraí (RJ). A seqüência dos horizontes do solo foi mantida, preservando-se, assim, a sua condição original de formação. O volume de solo correspondeu à altura de 0,7 [m]. A opção do experimento foi pelo cultivo de milho (*Zea mays*), considerando-se o curto período de cultivo da cultura (aproximadamente quatro meses). Cada canteiro teve três linhas de plantio espaçadas em 0,6 [m], e cada sulco conteve plantas espaçadas em 0,15 [m].



(I)



(II)



(III)

Figura 3.2 – Ensaio experimental (I), Bloco experimental – canteiro (II) e cultivo do milho (III)

³ Os tratamentos utilizados foram DPC (decantação primária convencional), CEPT (tratamento primário quimicamente assistido), UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente), FBP (filtro biológico percolador), LF (lagoa facultativa) e CEDAE (Companhia Estadual de Águas e Esgotos).

⁴ A acidez do solo foi corrigida através da aplicação de calcário.

A irrigação de cada uma das parcelas experimentais foi realizada através de um sistema de aspersão, com tubulações perfuradas, a partir de um reservatório superior, e um conjunto de tubulações dotado de registros para o controle da abertura e fechamento do afluente a cada canteiro, de tal forma que foi possível o controle do recebimento das águas residuárias tratadas, oriundas dos diferentes tratamentos, e inclusive de água do sistema público de abastecimento, fornecida pela CEDAE. A alimentação desse reservatório foi realizada por meio de uma bomba submersa instalada no canal efluente das unidades de tratamento.

O detalhe do sistema de irrigação é mostrado através da Figura 3.3.

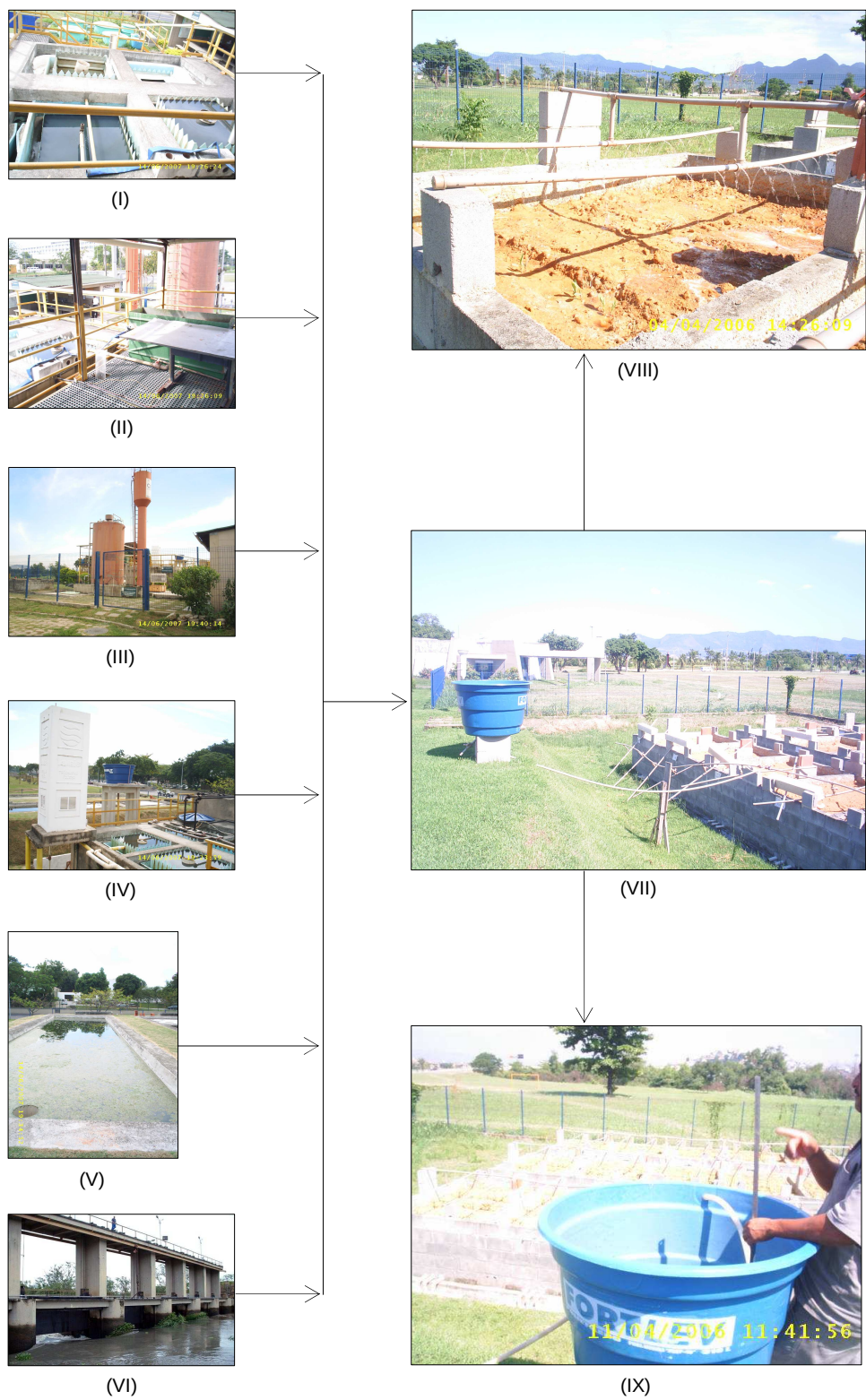


Figura 3.3 – Tratamentos aplicados DPC (I), CEPT (II), UASB (III), FBP (IV), LF (V) e CEDAE (VI), Sistema geral de irrigação (VII), Detalhe de tubulações perfuradas (VIII) Reservatório alimentador do sistema geral de irrigação (IX).

A frequência de irrigação foi semanal, com lâminas aplicadas de água, idênticas em todos os canteiros. O volume distribuído em cada canteiro foi função do monitoramento do balanço hídrico, acrescido de um volume adicional para a geração induzida de percolação e drenagem subterrânea. Para esse procedimento, instalou-se um tanque evaporimétrico Classe A e um pluviômetro.

Para o monitoramento da água lixiviada, cada canteiro foi dotado, junto ao seu nível inferior, de um sistema para a drenagem e posterior coleta da água do subsolo. A frequência do monitoramento da água lixiviada, em cada um dos canteiros, foi também feita de forma semanal.

O processamento das análises da fase líquida do monitoramento, com referência à determinação das concentrações dos constituintes, foi de responsabilidade do Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente (LEMA), pertencente à Escola Politécnica de Engenharia da UFRJ, e do Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASP) do Serviço Nacional de Solos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Solos, Rio de Janeiro).

Os detalhes da estimação de volumes de irrigação, através de equipamento especializado, e coleta de amostras do lixiviado para análise em laboratório são mostrados, na sequência, por meio da Figura 3.4. A configuração final do ensaio experimental é exposta na Figura 3.5.



(I)



(II)



(III)



(IV)



(V)



(VI)

Figura 3.4 – Pluviômetro (I), Tanque evaporimétrico classe A (II), Sistema de coleta de água no subsolo (III) e Processamento das análises da fase líquida (IV), (V), (VI)



Figura 3.5 – Resultado físico final do segundo ciclo – Centro Experimental de Tratamento de Esgotos (CETE)

3.1 AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL

Considerando que foram monitorados a maioria dos volumes lixiviados no segundo ciclo do experimento e que, em cada um deles, foram determinadas diferentes concentrações de elementos, o primeiro passo refere-se à comparação das concentrações de cada um dos elementos encontrados nos volumes lixiviados com os valores máximos permitidos para concentrações dos mesmos elementos, indicados pela resolução no. 396 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) ao longo de todo o ciclo em estudo.

O impacto ambiental é tido como negativo quando há o descumprimento, para qualquer dos elementos avaliados, da legislação supra-citada. A comparação fornece a possibilidade de observar as variações das concentrações, contrastando-as com os valores máximos permitidos na escala de tempo semanal e ao longo de todo o experimento.

Finalmente, a partir da verificação ou não do impacto ambiental, poder-se-á estimar uma determinada quantidade de volume que deveria ser manejado conjuntamente com a água de reúso para que não ocorra degradação na qualidade da água do aquífero, assim como poder-se-ia selecionar tecnologia de tratamento da água residuária que não causasse tal degradação.

3.2 VALIDAÇÃO DOS VOLUMES LIXIVIADOS

Verificada a existência do impacto ambiental por parte de um ou vários elementos, o seguinte passo deveria ser o cálculo de volumes de compensação, considerando as concentrações que ultrapassaram os valores recomendados pela resolução no. 396 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Porém, faz-se necessário validar os volumes lixiviados em razão de alguns problemas técnicos (Figura 3.6) e climatológicos encontrados no desenvolvimento do experimento, que, possivelmente, tenham causado algumas incorreções ou perturbações nos valores monitorados de volume.



(I)



(II)



(III)



(IV)

Figura 3.6 – Problemas técnicos encontrados: sistema danificado de coleta do lixiviado (I), Perda do lixiviado por vazamento (II), Perda da água coletada pelo pluviômetro (III), Procedimento e coletado do lixiviado (IV)

Para a validação, optou-se pela comparação dos valores de volumes lixiviados encontrados em campo com os obtidos mediante a utilização da equação do balanço hídrico (Equação 3.1), adequada ao caso em estudo. A escolha da melhor opção daria como resultado a maior confiabilidade na manipulação de dados para a estimação de volumes de compensação. A equação do balanço hídrico empregada pode ser apresentada como

$$P + I - ET_C - L = \Delta A_L \quad (3.1)$$

onde:

P- precipitação de chuva [mm] ;

I- fluxo de Irrigação [mm];

ET_C - evapotranspiração para uma determinada cultura [mm];

L- drenagem profunda [mm];

ΔA_L - variação do armazenamento de água num intervalo de tempo [mm] ;

$\Delta t = t_j - t_i$ na camada 0 - L .

As considerações a serem feitas na equação do balanço hídrico para o cálculo de volumes lixiviados estão expostas a seguir. Tendo em conta um cálculo semanal (Figura 3.7), considera-se nula a variação de armazenamento, e, portanto, a Equação (3.1) reduz-se à Equação (3.2).

$$L = P + I - ET_C \quad (3.2)$$

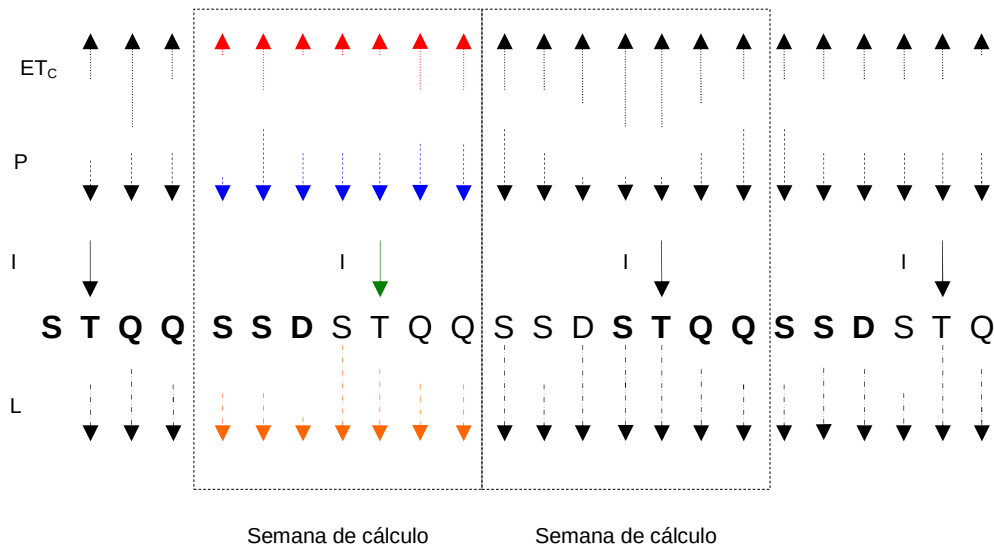


Figura 3.7 – Esquema de cálculo semanal para volumes lixiviados considerando uma variação do armazenamento constante

CONSIDERAÇÕES SOBRE O DIAGRAMA (Figura 3.7)

Considerou-se o cálculo com base no período de tempo semanal. São mostrados todos os valores volumétricos que se adicionam e os que saem também do canteiro. Considerando $\Delta A = 0$, tem-se, como semana de cálculo, os valores delimitados pela linha envoltória pontilhada.

Para o cálculo das parcelas que compõem a Equação (3.2), tomar-se-ão as seguintes considerações:

- A parcela que representa maior dificuldade para o cálculo é a referente ao fluxo de evapotranspiração para uma determinada cultura (Equação 3.3). Esse valor depende de duas variáveis: um coeficiente de cultivo “ K_C ” e a evapotranspiração de referência “ ET_O ”. As duas variáveis serão calculadas de acordo com as considerações e metodologias descritas pela Organização Mundial das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO, 1998) que recomenda o método de Penman-Monteith para a estimativa de “ ET_O ” e a adoção de valores referentes aos coeficientes de cultura.

$$ET_C = K_C \cdot ET_O \quad (3.3)$$

- O fluxo de precipitação pluvial e qualquer outro dado climatológico será adotado em função dos dados gerados pelo Centro de Pesquisas “Leopoldo A. Miguez”, pertencente à empresa Petróleo Brasileiro S.A. – CENPES/PETROBRAS. Esse centro encontra-se situado a poucos metros do lugar onde foi executado o experimento.
- No que se refere à parcela do fluxo de irrigação, serão utilizados os valores registrados em campo de forma semanal.

Uma vez feita a respectiva manipulação numérica e com o fim de avaliar os valores encontrados, faz-se necessária, como mencionado num parágrafo anterior, a geração de um gráfico que contraste os valores obtidos com os valores registrados em campo.

Dependendo dos resultados numéricos e fundamentalmente do resultado gráfico, optar-se-á pelos valores mais aconselháveis a serem empregados na estimativa de volumes de compensação.

3.3 CÁLCULO DE VOLUMES DE COMPENSAÇÃO

As concentrações de elementos que ultrapassaram os valores máximos recomendados pela resolução no. 396 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) serão associadas aos seus respectivos volumes lixiviados em conformidade com os resultados do item anterior deste trabalho.

Como uma forma de relacionar volumes e concentrações aos impactos referentes à qualidade de água num determinado manancial hídrico⁵, considera-se a inequação (3.4). Tal relação foi gerada a partir da equação de mistura de soluções.

$$\frac{C_{Lix} \cdot V_{Lix} + C_{Aq} \cdot V_{Aq}}{V_{Lix} + V_{Aq}} \leq C_P \quad (3.4)$$

onde:

C_{Lix} - concentração de um determinado elemento no lixiviado [mg/l];

V_{Lix} - volume do lixiviado para um período específico [mm/sem];

C_{Aq} - concentração de um determinado elemento no aquífero [mg/l];

⁵ O manancial hídrico escolhido para este trabalho é o aquífero Andamantina pertencente ao sistema aquífero Bauru (estado de São Paulo, SP). Os dados de qualidade de água desse sistema são monitorados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) do estado de São Paulo, sendo que a mesma instituição dispõe sobre a aprovação de valores orientadores para solos e também sobre águas subterrâneas no mesmo estado.

V_{Aq} - volume considerado do aquífero [mm/sem];

C_P - concentração padrão para um determinado elemento em análise [mg/l].

Para a determinação de um volume capaz de neutralizar o impacto do elemento mais predominante de um afluente específico (V_{Aq}), no referente à qualidade de água, procede-se de acordo com a seguinte metodologia:

- As concentrações que ultrapassaram, de forma significativa, os valores máximos permitidos (item 3.1) precisam se enquadrar nos limites estabelecidos; para tanto, com base em um determinado volume de drenagem profunda, na concentração do elemento que ultrapassou os valores recomendados, na concentração do elemento em análise e, finalmente, na concentração do elemento em estudo contida no manancial hídrico, determinar-se-á o volume adicional procurado.
- O processo anteriormente descrito é representado pela inequação (3.5) gerada a partir da inequação (3.4).

$$V_{Aq} = \frac{V_{Lix} \cdot (C_{Lix} - C_P)}{C_P - C_{Aq}} \quad (3.5)$$

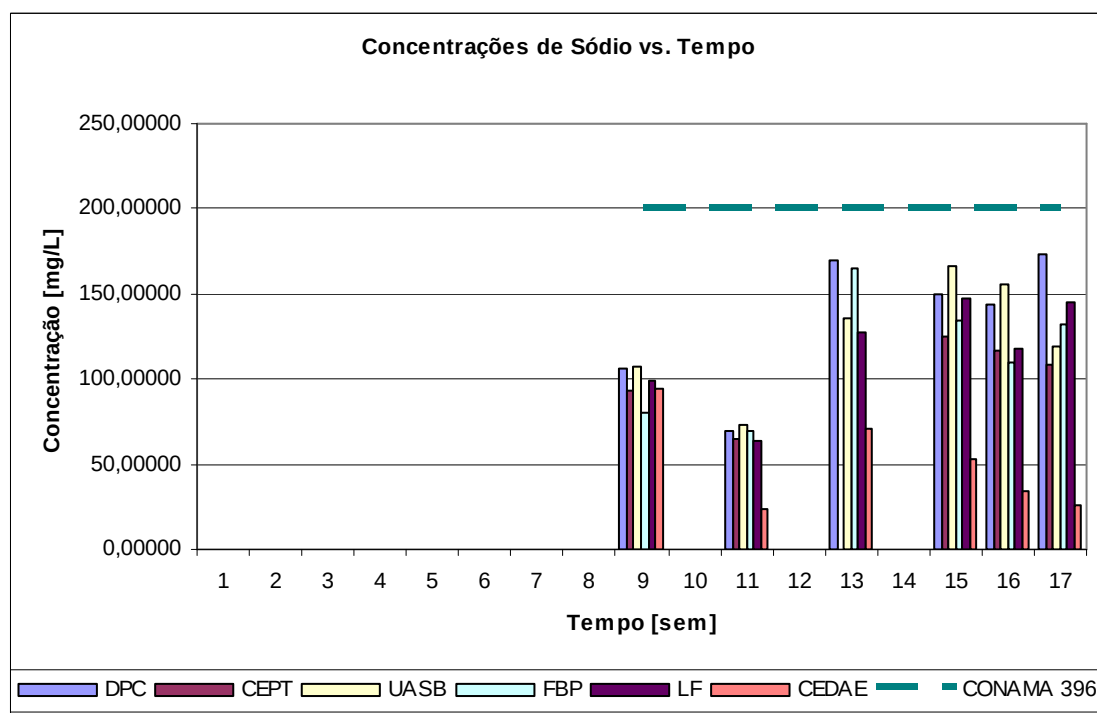
Por último, são necessárias a gerações de gráficos que relacionem todos os resultados obtidos para posteriormente analisá-los e discuti-los.

Observa-se, ainda, que, na presente dissertação, efetuou-se o balanço hídrico semanal, como referenciado nesta seção, e o balanço hídrico mensal, conforme é mostrado no Anexo B deste trabalho, no sentido de avaliar se eram significativas as diferenças no cálculo das componentes do balanço hídrico. Tendo em vista que as diferenças produzidas não foram significativas, optou-se pelo cálculo do balanço hídrico semanal, empregado para a produção dos resultados apresentados no próximo capítulo.

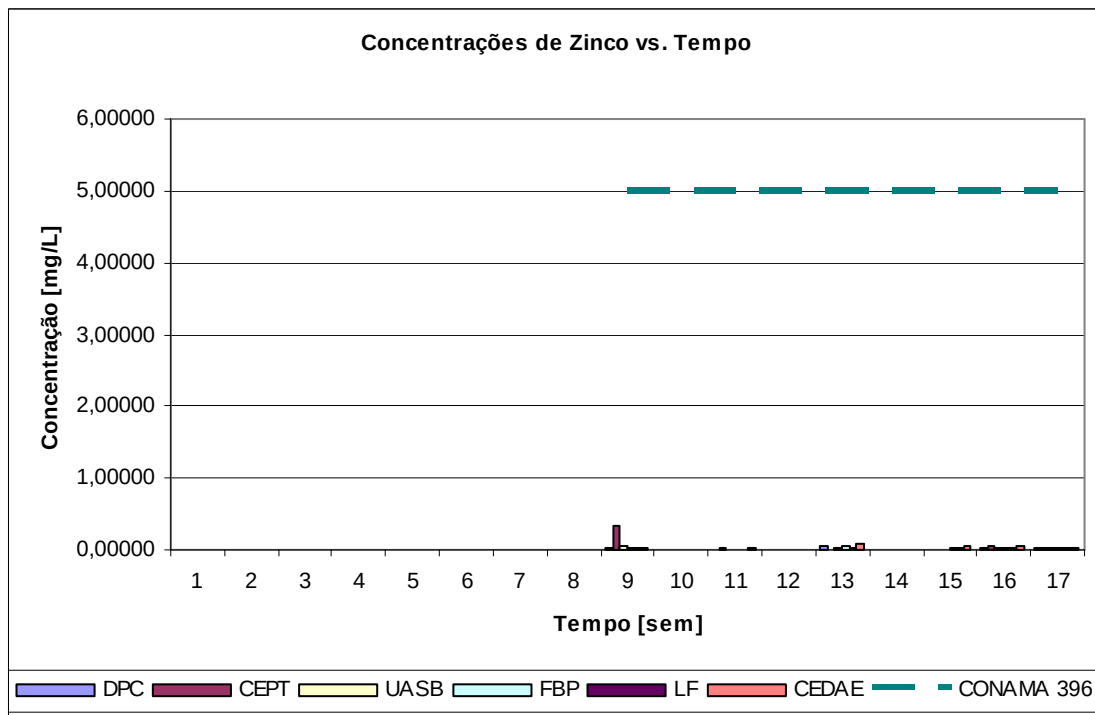
CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL

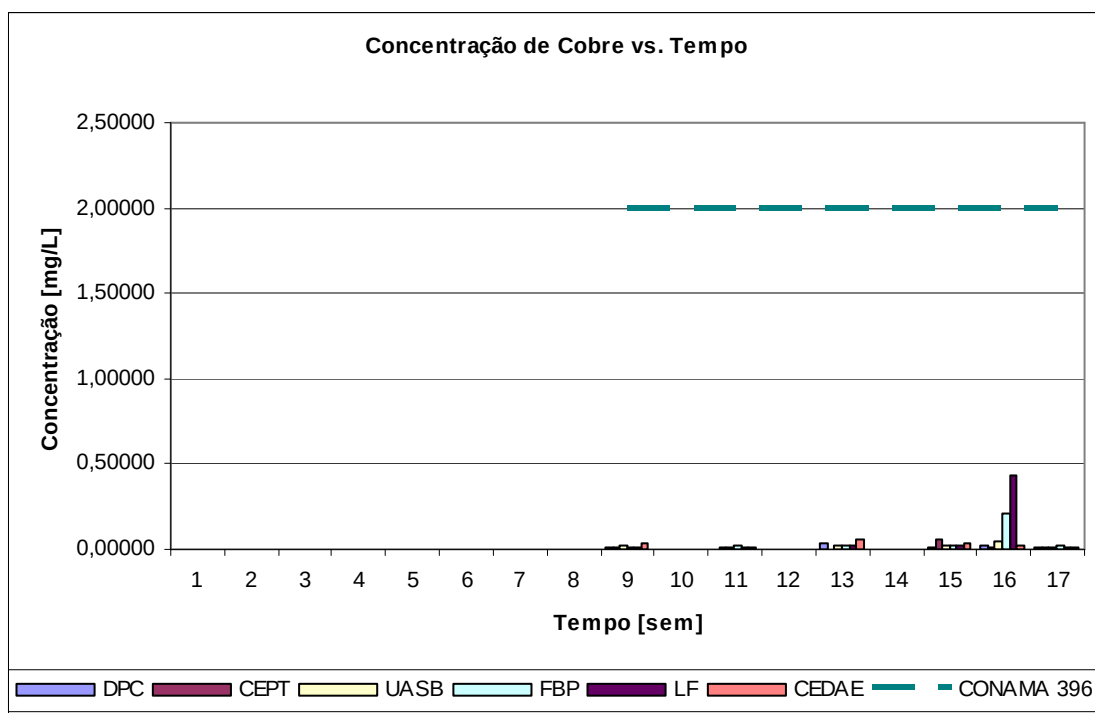
A partir da aplicação da metodologia descrita no Capítulo 3, foram feitas, inicialmente, segundo o item 3.1, todas as comparações possíveis entre dados obtidos por laboratório e os valores recomendados pela norma utilizada. Dessa forma, obtiveram-se onze gráficos, que são mostrados através da Figura (4.1).



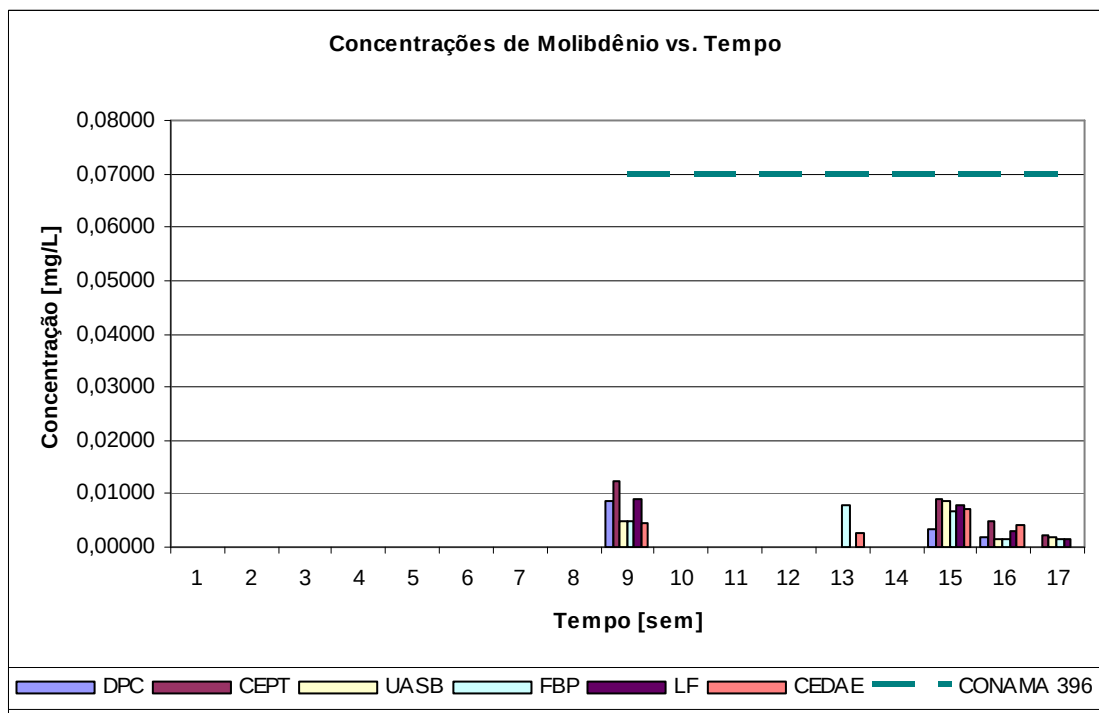
(I)



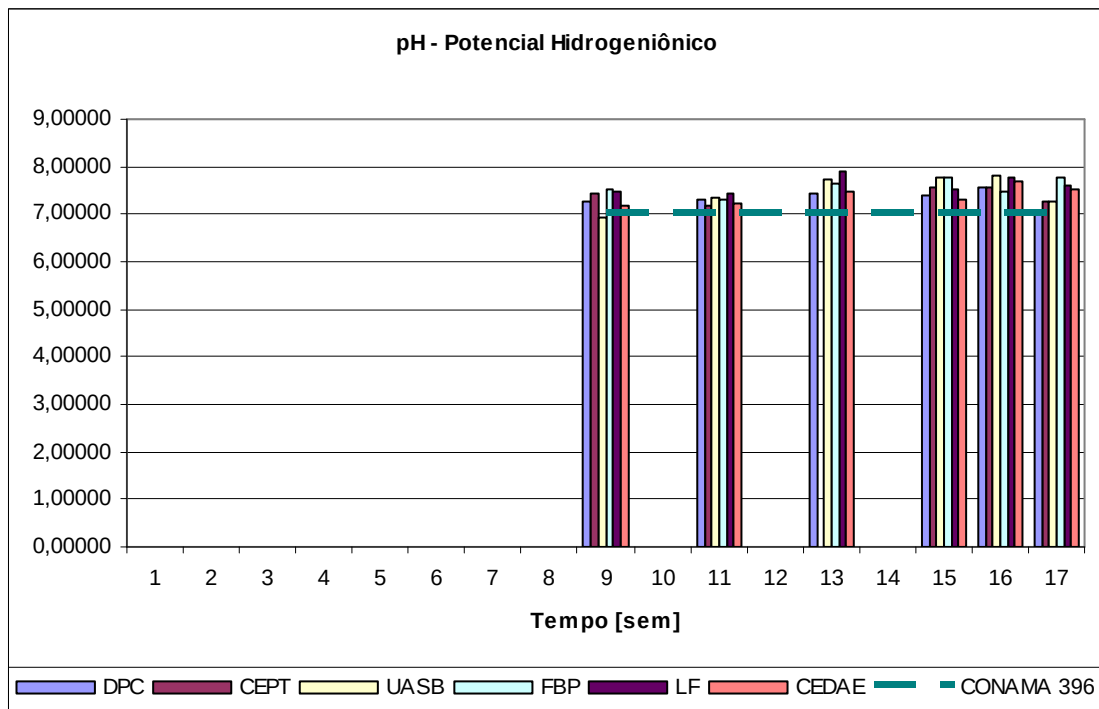
(II)



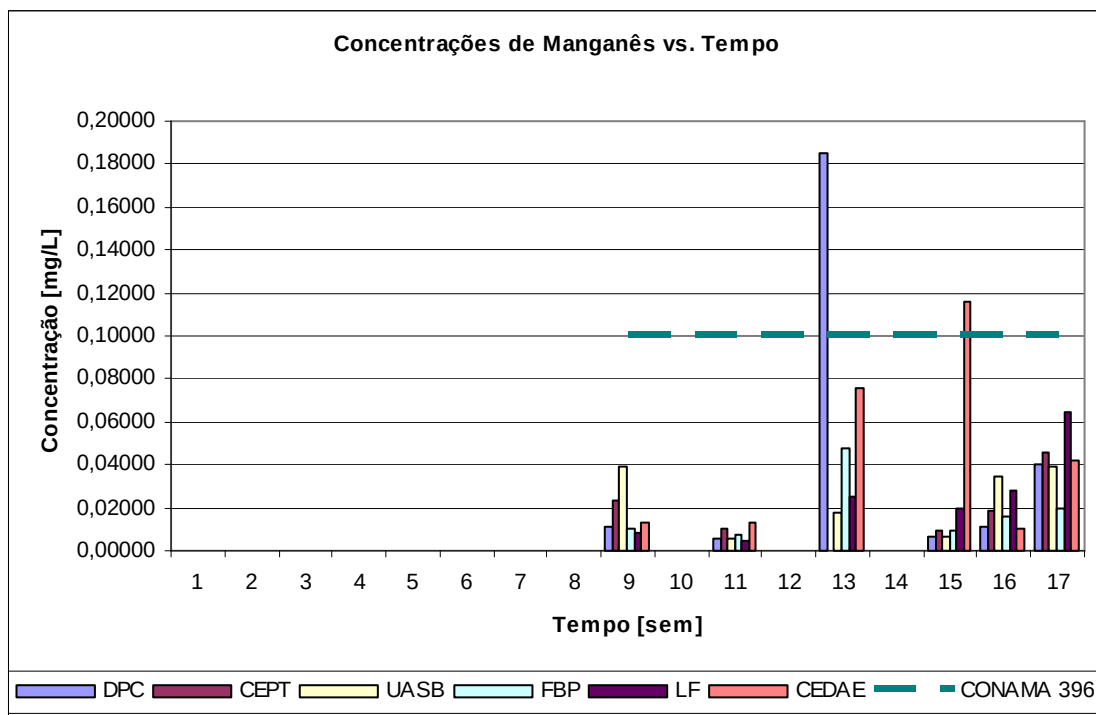
(III)



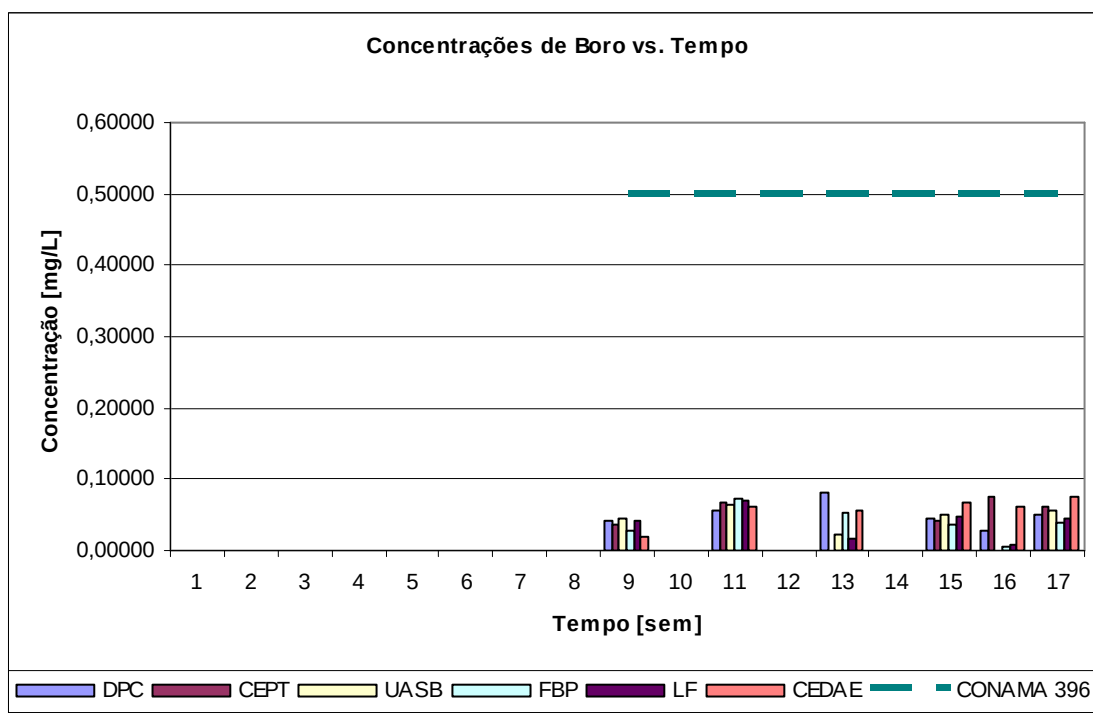
(IV)



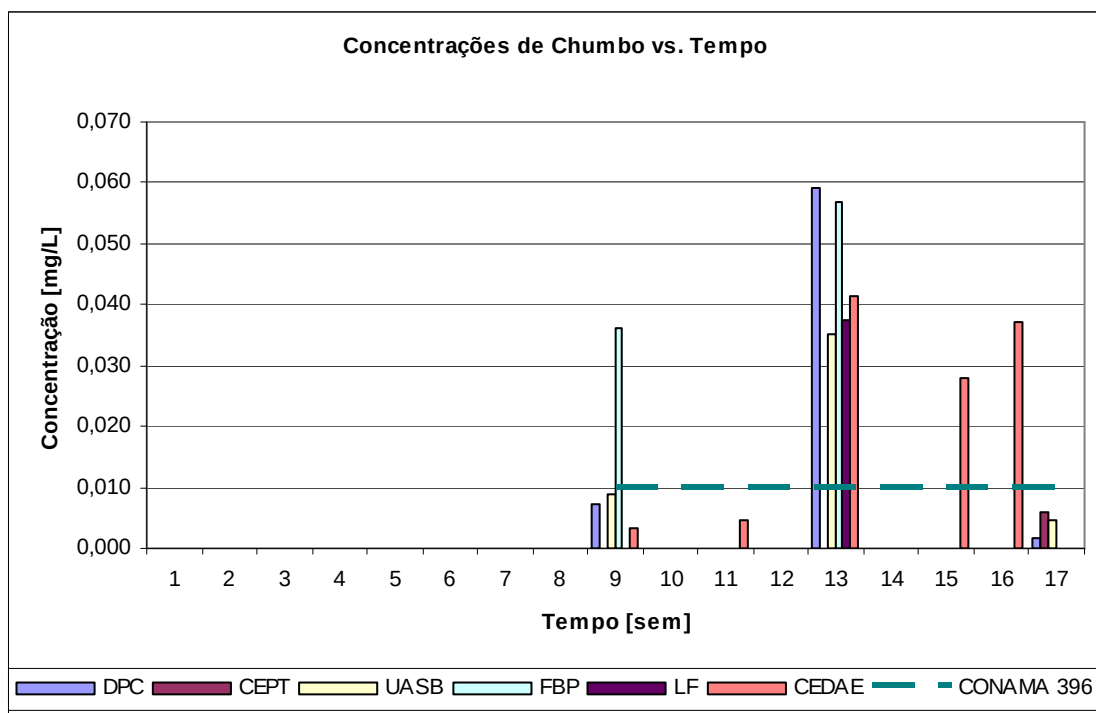
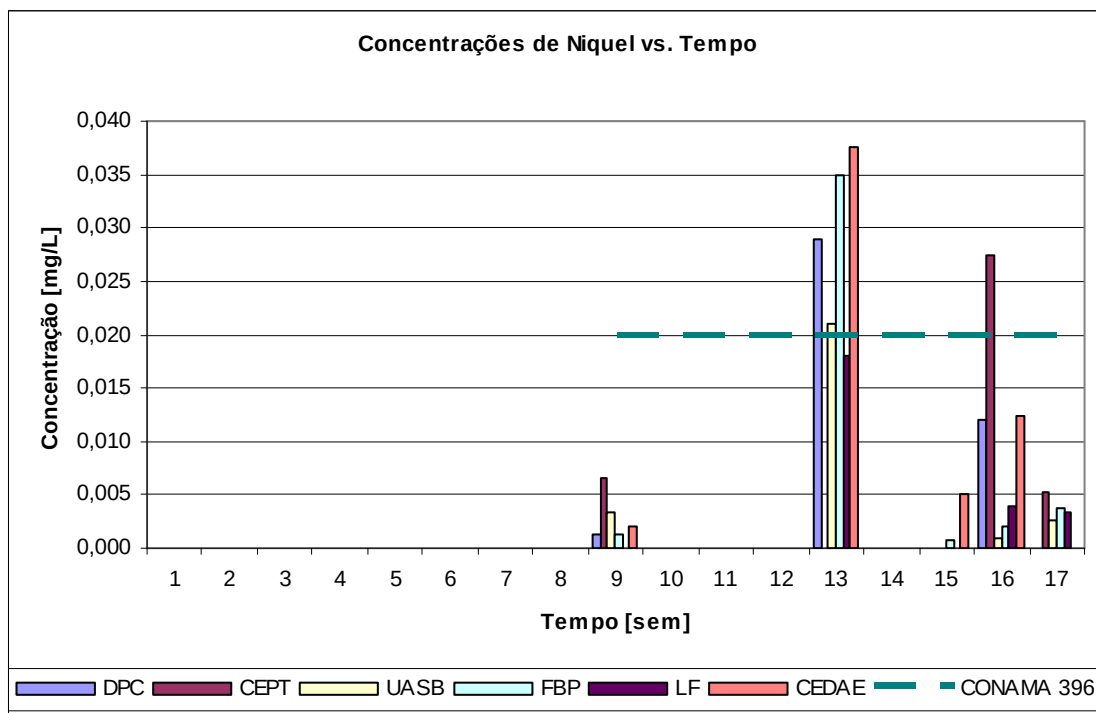
(V)

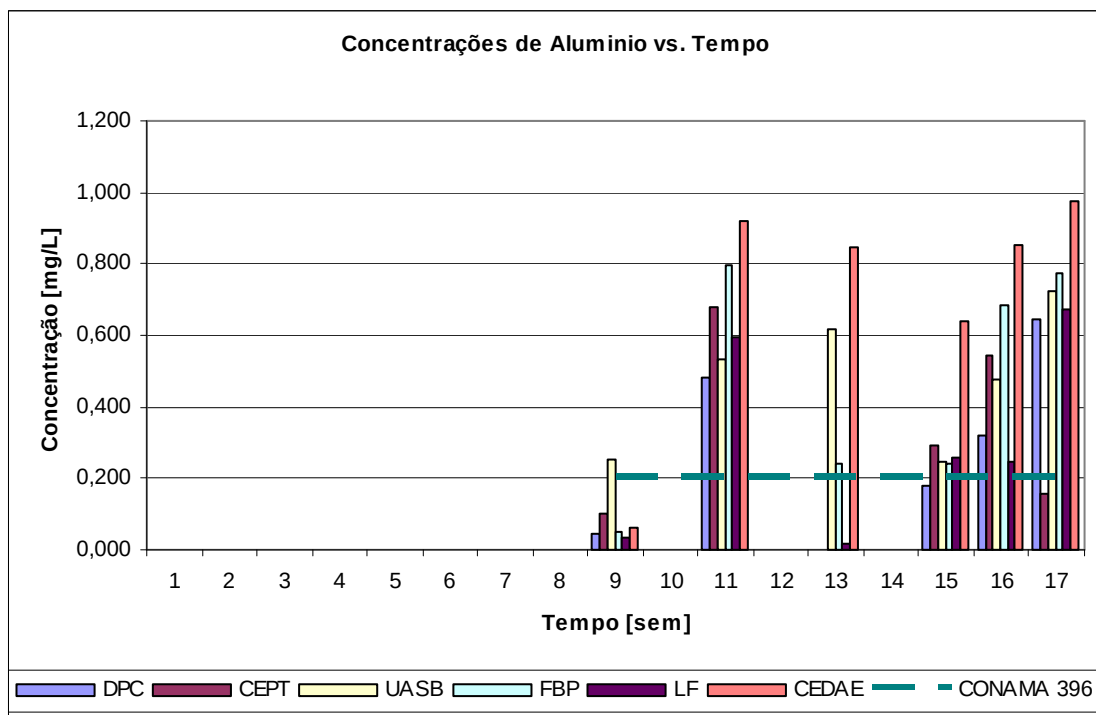


(VI)

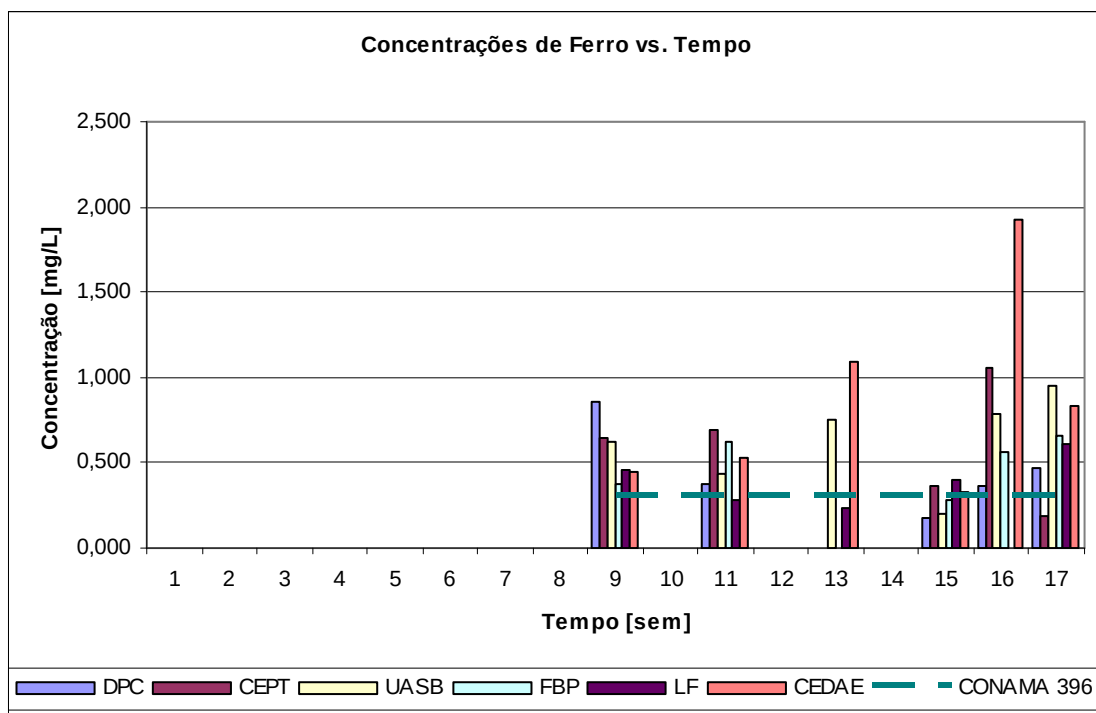


(VII)





(X)



(XI)

Figura 4.1 – Avaliação do impacto ambiental referente à qualidade de água subterrânea através das concentrações dos elementos: sódio (I), zinco (II), cobre (III), molibdênio (IV), pH (V), manganês (VI), boro (VII), níquel (VIII), chumbo (IX), alumínio (X) e ferro (XI)

Através dos gráficos gerados (Figura 4.1), percebe-se que a maioria das concentrações dos elementos avaliados não ultrapassaram os limites recomendados, obtidos para a água potável. Portanto, essas concentrações não ocasionaram impacto ambiental. No entanto, uma acumulação desses valores, como consequência de uma prática reiterada, poderia ser perigosa, devendo, neste último caso, ser rigorosamente planejado e monitorado.

Nos gráficos (VIII), (IX), (X), e (XI), constata-se que os valores máximos recomendados foram superados, verificando-se, assim, a existência de impacto ambiental e requerendo-se as correspondentes neutralizações.

4.2 VALIDAÇÃO DE VOLUMES LIXIVIADOS

Na sequência do texto, os resultados do procedimento descrito no item 3.2 são refletidos na última coluna da Tabela 4.1 e corroborados mediante a Figura 4.2. Pode-se perceber a presença de valores negativos para alguns dos valores de volumes lixiviados calculados, que demandaram, por sua vez, que se fizessem considerações e cálculos adicionais.

Tabela 4.1 – Cálculo de volumes lixiviados

Semana de Cálculo			P [mm/sem]	I [mm/sem]	ETc [mm/sem]	L = P+I-ETc [mm/sem]
	08/07/05	14/07/05	8,200	0,000	9,758	-1,558
1	15/07/05	21/07/05	35,000	20,138	10,457	44,681
2	22/07/05	28/07/05	0,000	20,138	9,194	10,944
3	29/07/05	04/08/05	0,000	10,069	16,899	-6,829
4	05/08/05	11/08/05	0,000	14,384	19,150	-4,765
5	12/08/05	18/08/05	0,000	12,946	21,390	-8,444
6	19/08/05	25/08/05	3,200	25,892	21,129	7,963
7	26/08/05	01/09/05	2,200	33,084	17,688	17,596
8	02/09/05	08/09/05	13,000	30,207	43,101	0,106
9	09/09/05	15/09/05	7,000	71,922	34,072	44,850
10	16/09/05	22/09/05	8,200	25,892	37,235	-3,144
11	23/09/05	29/09/05	21,400	25,892	40,506	6,786
12	30/09/05	06/10/05	0,600	28,769	41,340	-11,971
13	07/10/05	13/10/05	0,400	44,591	28,538	16,453
14	14/10/05	20/10/05	7,400	40,276	39,945	7,731
15	21/10/05	27/10/05	1,800	71,922	37,554	36,168
16	28/10/05	03/11/05	57,400	71,922	26,161	103,161
17	04/11/05	10/11/05	31,000	71,922	18,699	84,222
	11/11/05	17/11/07	1,000	0,000	13,381	-12,381

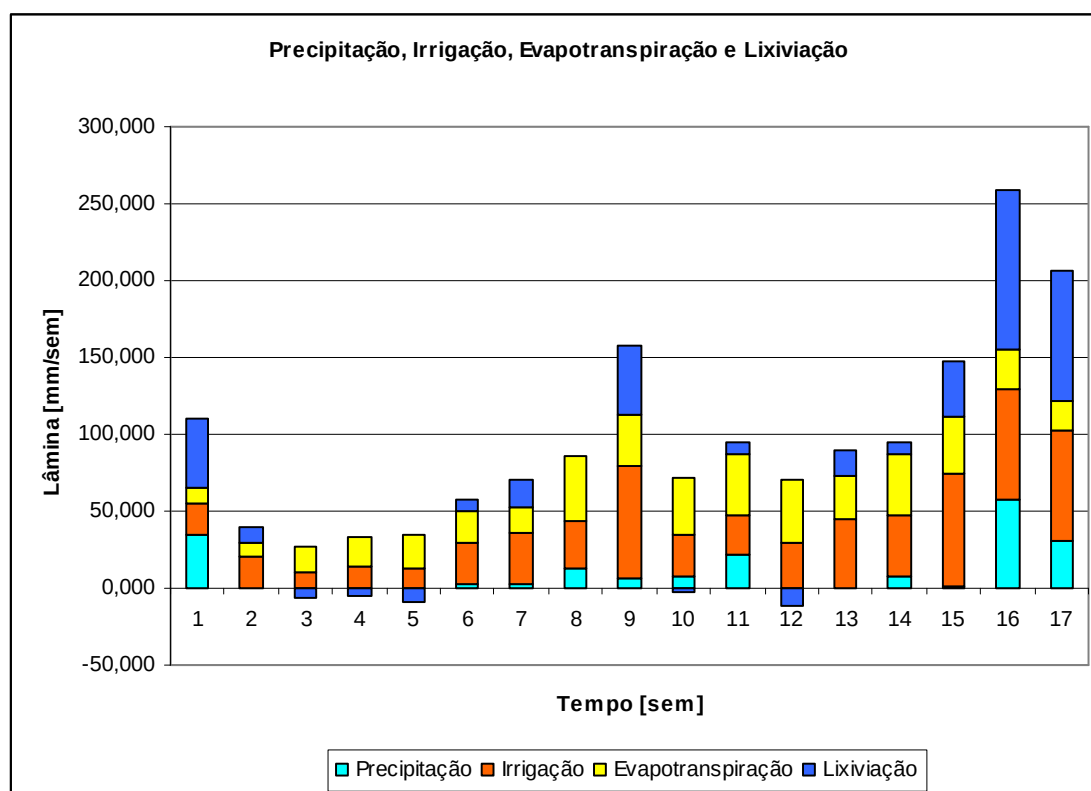


Figura 4.2 – Representação gráfica inicial dos valores de volumes lixiviados modelados, precipitações, irrigações e evapotranspirações

Considera-se que foram três as parcelas tomadas em conta para o cálculo de volumes lixiviados, a saber: precipitação pluvial, irrigação e evapotranspiração. No caso das duas primeiras, dificilmente poderia haver alguma alteração devido ao fato de que a primeira é um dado meteorológico, enquanto a segunda refere-se a um dado registrado em campo. Nesse sentido, optou-se por modificar a parcela de evapotranspiração, devido ao fato de que esta é calculada por um modelo. Reduziram-se os valores calculados correspondentes à evapotranspiração da cultura ET_c , expressos na Tabela 4.1, de tal forma que, quando houvesse volumes lixiviados negativos, os valores de evapotranspiração reduzir-se-iam na quantidade certa para obter valores positivos, conforme as quatro últimas colunas da Tabela 4.2. Os resultados da Tabela 4.2 podem ser melhor apreciados através da Figura (4.3).

Tabela 4.2 – Cálculo de volumes lixiviados modelados
através de uma adequação fundamentada na equação do balanço hídrico

Semana de Cálculo			P [mm/sem]	I [mm/sem]	ET' <i>c</i> [mm/sem]	L' = P+I-ET' <i>c</i> [mm/sem]	ET <i>c</i> [mm/sem]	L = P+I-ET <i>c</i> [mm/sem]
	08/07/05	14/07/05	8,200	0,000	9,758	-1,558	8,200	0,000
1	15/07/05	21/07/05	35,000	20,138	10,457	44,681	10,457	44,681
2	22/07/05	28/07/05	0,000	20,138	9,194	10,944	9,194	10,944
3	29/07/05	04/08/05	0,000	10,069	16,899	-6,829	10,069	0,000
4	05/08/05	11/08/05	0,000	14,384	19,150	-4,765	14,384	0,000
5	12/08/05	18/08/05	0,000	12,946	21,390	-8,444	12,946	0,000
6	19/08/05	25/08/05	3,200	25,892	21,129	7,963	21,129	7,963
7	26/08/05	01/09/05	2,200	33,084	17,688	17,596	17,688	17,596
8	02/09/05	08/09/05	13,000	30,207	43,101	0,106	43,101	0,106
9	09/09/05	15/09/05	7,000	71,922	34,072	44,850	34,072	44,850
10	16/09/05	22/09/05	8,200	25,892	37,235	-3,144	34,092	0,000
11	23/09/05	29/09/05	21,400	25,892	40,506	6,786	40,506	6,786
12	30/09/05	06/10/05	0,600	28,769	41,340	-11,971	29,369	0,000
13	07/10/05	13/10/05	0,400	44,591	28,538	16,453	28,538	16,453
14	14/10/05	20/10/05	7,400	40,276	39,945	7,731	39,945	7,731
15	21/10/05	27/10/05	1,800	71,922	37,554	36,168	37,554	36,168
16	28/10/05	03/11/05	57,400	71,922	26,161	103,161	26,161	103,161
17	04/11/05	10/11/05	31,000	71,922	18,699	84,222	18,699	84,222
	11/11/05	17/11/07	1,000	0,000	13,381	-12,381	1,000	0,000

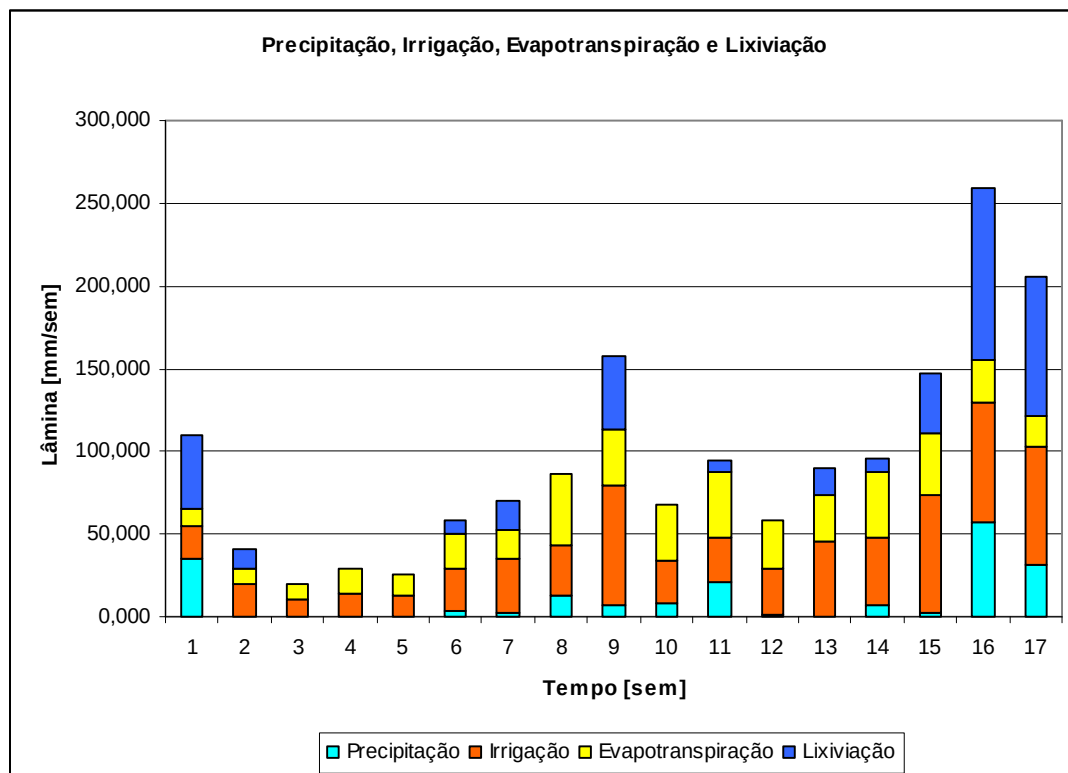


Figura 4.3 – Representação gráfica final dos valores de volumes lixiviados modelados, precipitações, irrigações e evapotranspirações

Por último, foi gerada a Figura (4.4), cuja finalidade foi permitir comparar objetivamente valores obtidos em campo e por meio de um modelo matemático. Nessa figura, encontram-se diferenças muito significativas, atribuindo-se estas, em princípio, a problemas comentados e descritos no primeiro e segundo capítulos do presente trabalho, concernentes a planejamento, monitoramento, manutenção de equipamentos técnicos e conservação do sistema experimental.

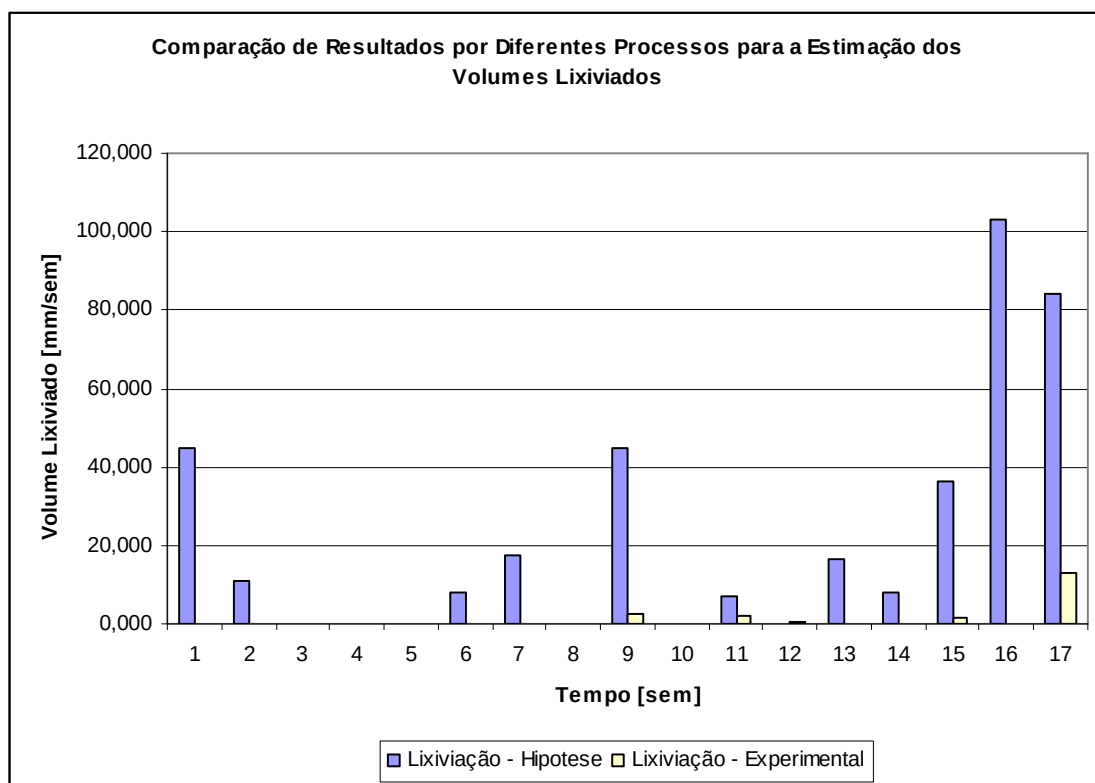


Figura 4.4 – Valores registrados em campo e modelados concernentes aos volumes lixiviados

Com base nos resultados observados e nas considerações feitas ao longo do desenvolvimento do presente trabalho, optou-se por utilizar, para posteriores cálculos, os volumes determinados mediante modelo matemático.

É necessário mencionar que, mesmo que tenham sido encontrados os volumes lixiviados para todo o período do experimento, somente serão utilizados, em posteriores cálculos, os valores dos volumes que coincidiram com as mesmas datas que constaram nas planilhas de monitoramento do ensaio experimental. Esse procedimento deve-se ao fato de que amostras do lixiviado, coletadas ao longo do ciclo, foram tomadas e levadas para análise em laboratório em determinadas datas.

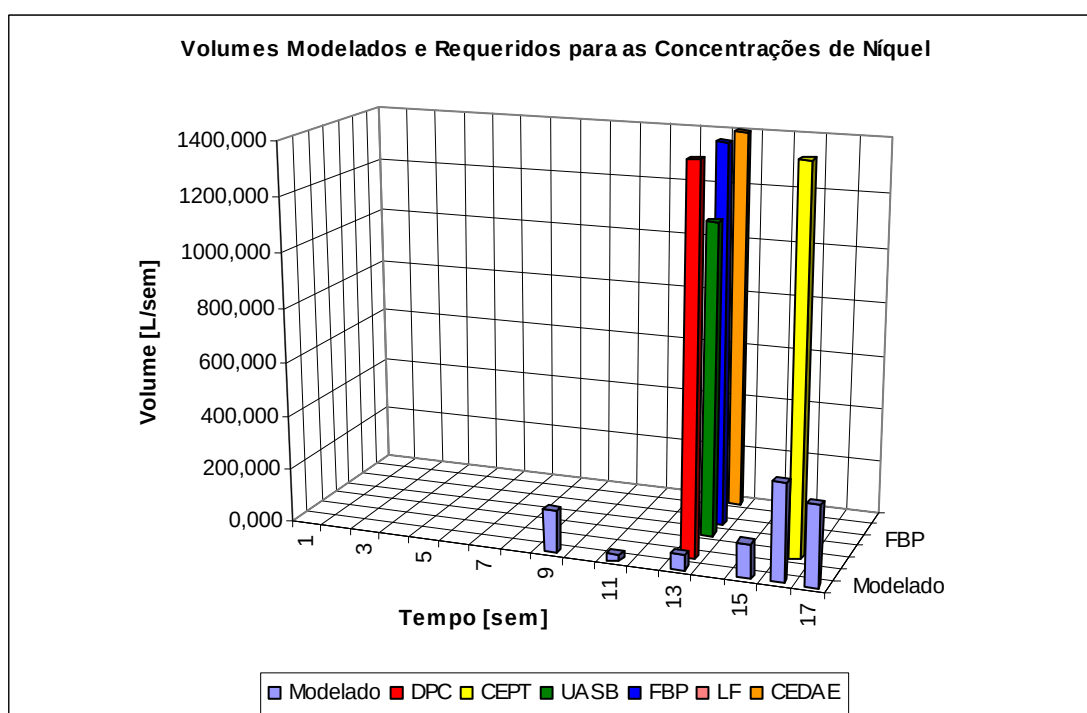
Nessa situação, seria difícil associar concentrações de distintos elementos a outros volumes, ainda que calculados via modelo matemático.

4.3 CÁLCULO DE VOLUMES DE COMPENSAÇÃO

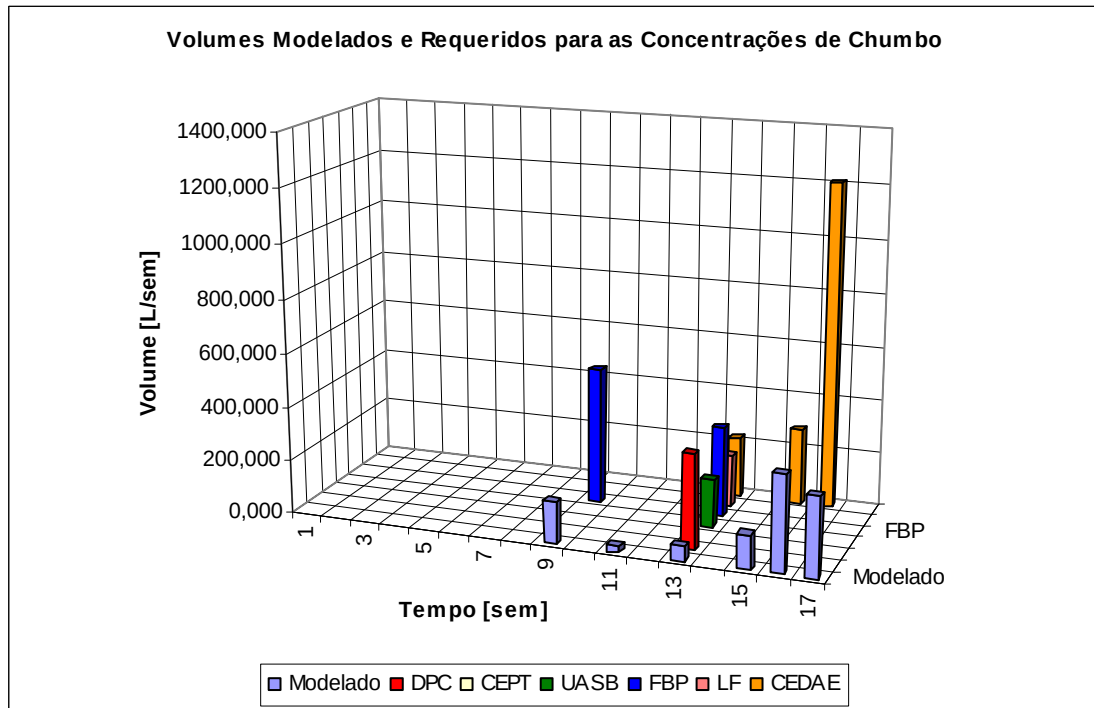
Considerando que as concentrações dos elementos níquel, chumbo, alumínio e ferro ultrapassaram, de forma significativa, os valores máximos recomendados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) na sua resolução no. 396, aplicou-se a metodologia descrita no item 3.3 para o cálculo de volumes de compensação.

É necessário mencionar que os volumes lixiviados adotados, segundo o item 4.2, foram associados a seis canteiros, um para cada tratamento. Ressalte-se que as parcelas que fizeram parte do cálculo de volumes lixiviados para um dado canteiro não variaram para o restante dos canteiros.

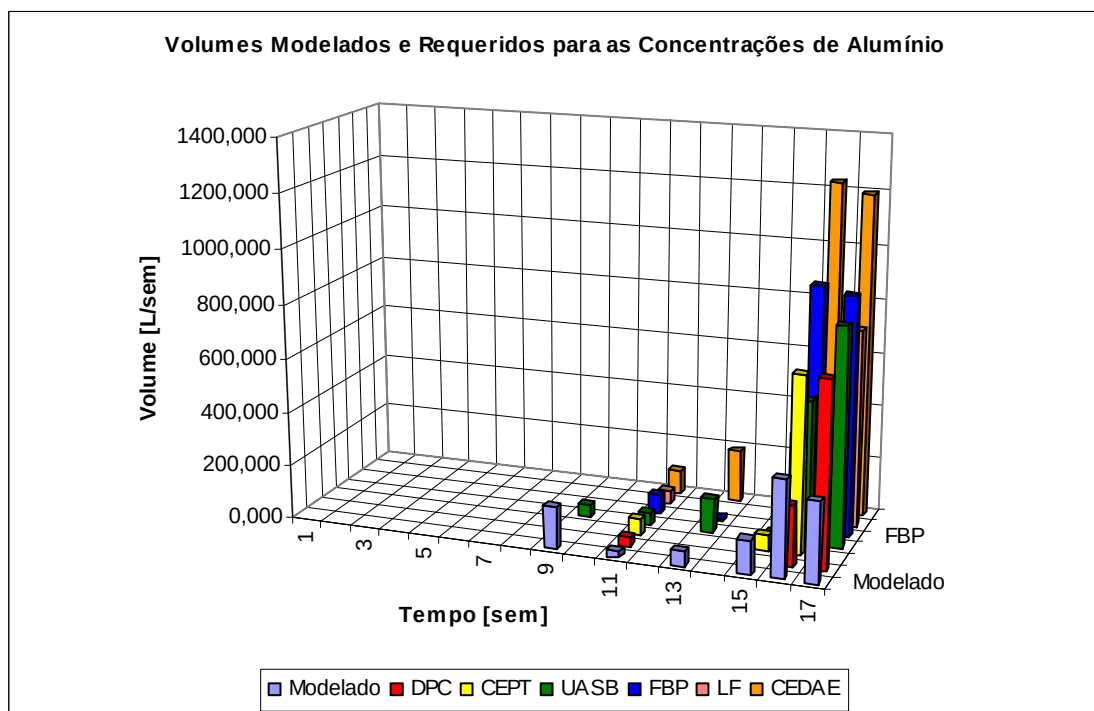
Dessa forma, para a geração dos resultados, pode-se levar em conta todo o período do ciclo em estudo, com os volumes modelados e requeridos para seis diferentes tratamentos. Os resultados podem ser interpretados como volumes adicionais de água de características semelhantes à água que compõe o manancial hídrico em estudo, que deveriam ser adicionados para que a concentração do elemento poluidor limitante possa se enquadrar nos valores recomendados pela norma em uso. Fruto de todo o desenvolvimento exposto anteriormente, foi gerada a Figura 4.5



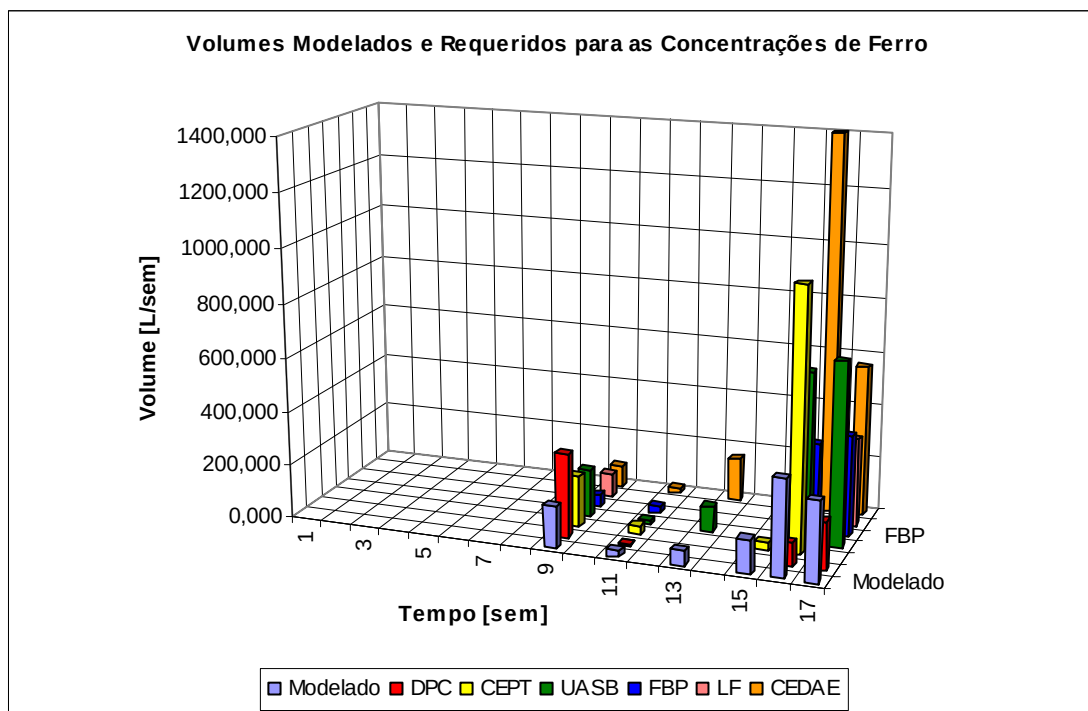
(I)



(II)



(III)



(IV)

Figura 4.5 – Volumes lixiviados modelados e volumes de água naturais requeridos para as concentrações de níquel (I), chumbo (II), alumínio (III) e ferro (IV)

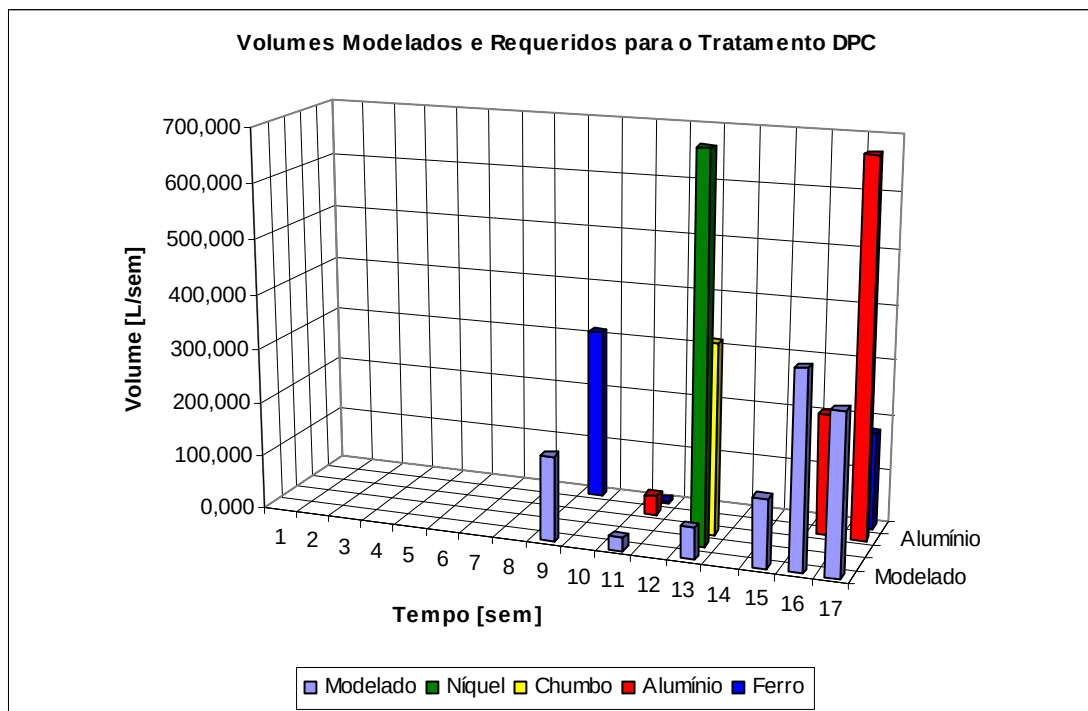
No primeiro gráfico dos quatro que compõem a Figura 4.5, percebe-se que, nas poucas vezes que foi ultrapassado o valor máximo recomendado, é requerida uma grande quantidade de água de forma semanal que oscila entre 10 a 20 [m³], existindo inclusive um valor de aproximadamente 50 [m³], Sendo um valor extremo, é possível que sua origem deva-se a algum problema técnico.

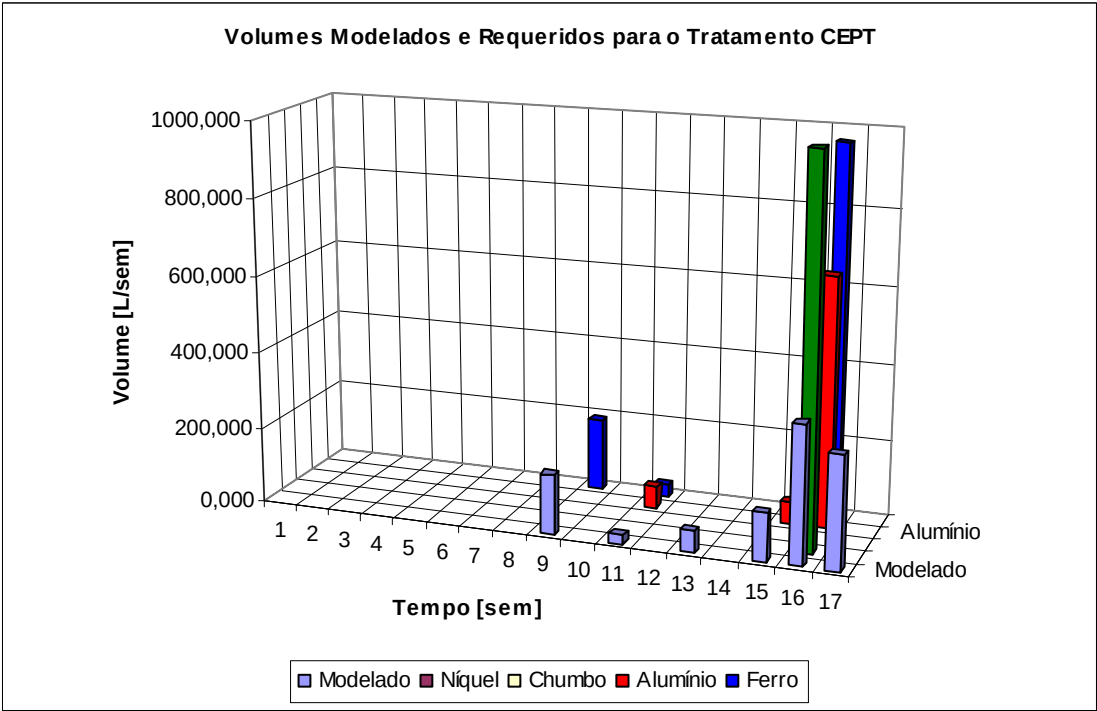
No caso do segundo gráfico, os volumes requeridos para neutralizar as concentrações de chumbo ao longo de todo o ciclo variaram aproximadamente entre 0,2 a 0,4 [m³]. Tais valores são muito menores em comparação com o elemento anterior. Em compensação, as concentrações do chumbo superam várias vezes o valor máximo recomendado. A variação de volumes requeridos foi regular, de forma particular para a semana número treze.

Para o terceiro gráfico (Figura 4.5 – III), os volumes requeridos referentes às concentrações de alumínio tiveram uma variação aproximada de 0,05 a 1,2 [m³]. A característica particular foi que a variação dos volumes requeridos foi ainda mais regular em comparação com o ultimo gráfico.

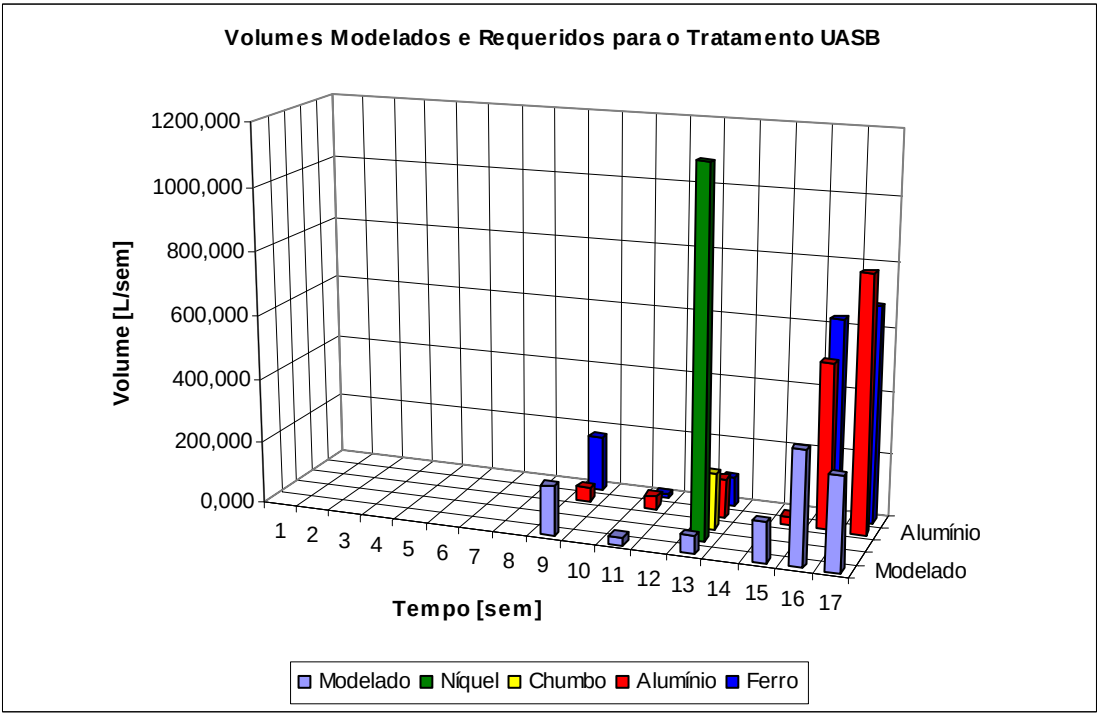
No último gráfico (Figura 4.5 - IV), observa-se uma variação estimada de 0,1 a 0,5 [m³] e comportamento regular. Considerando-se que o elemento ferro é um nutriente, faz-se necessário analisar seu impacto de uma forma mais abrangente.

De forma adicional ao presente trabalho e aproveitando a informação obtida até agora, geraram-se seis gráficos mostrados através da Figura 4.6, que, diferentemente da Figura 4.5, expressam os volumes modelados e requeridos para um determinado tratamento.

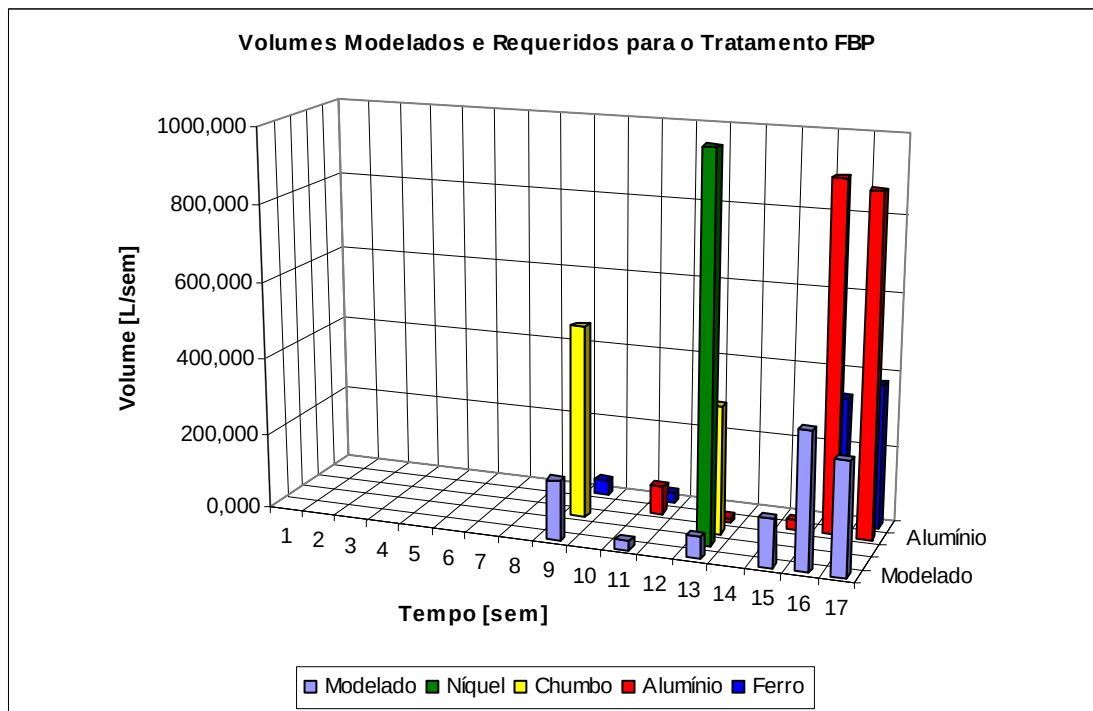




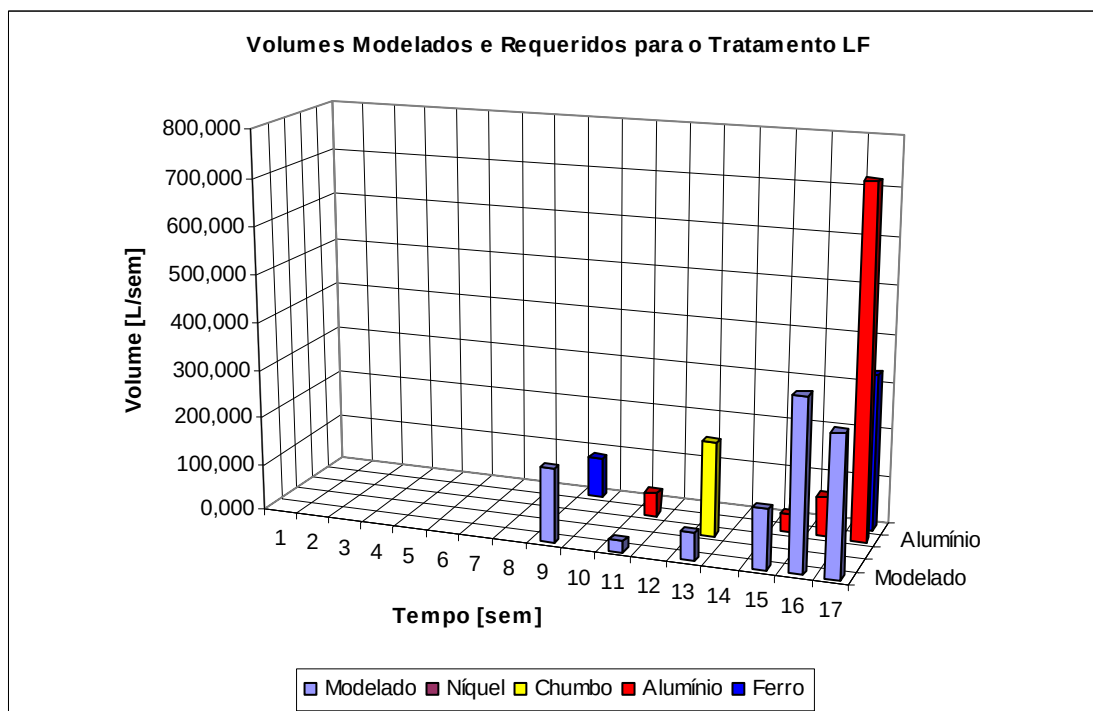
(II)



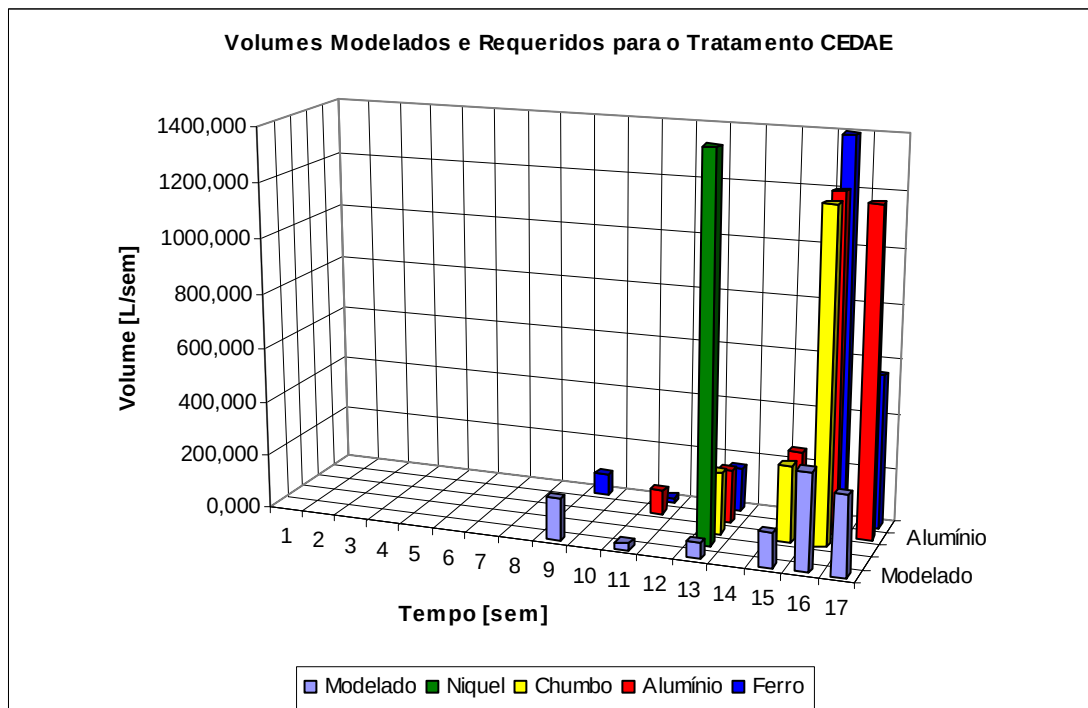
(III)



(IV)



(V)



(VI)

Figura 4.6 – Volumes modelados e requeridos para diferentes tratamentos; DPC (I), CEPT (II), UASB (III), FBP (IV), LF (V) e CEDAE (VI)

Finalmente, como um complemento e fundamentalmente como um resumo de todo o trabalho, gerou-se um gráfico apresentado mediante a Figura 4.7, que busca mostrar, de forma objetiva, o maior volume requerido, dependente da maior concentração de todos os elementos encontrados nos diferentes volumes lixiviados ao longo de todo o segundo ciclo.

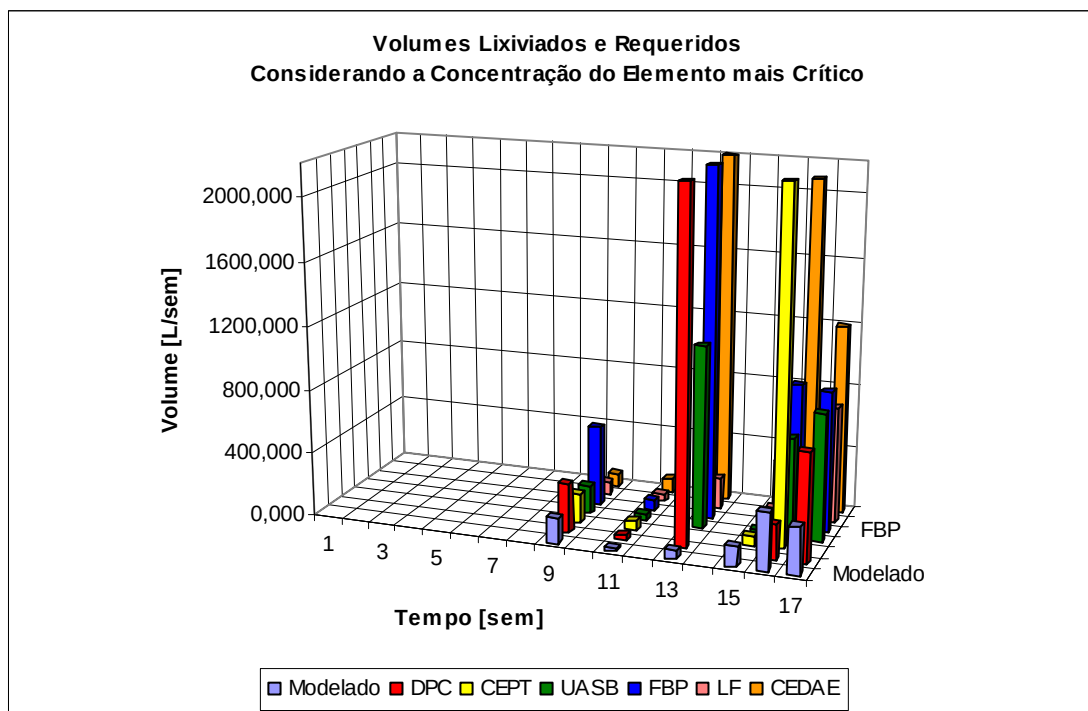


Figura 4.7 – Volumes requeridos para as concentrações críticas

CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente trabalho discute o impacto do reúso agrícola de esgotos sanitários tratados em mananciais hídricos, com enfoque especial em águas subterrâneas. Mais especificamente, objetivou-se estimar volumes hídricos de compensação como indicador de desempenho ambiental para o enquadramento de concentrações alteradas de elementos potencialmente poluentes em mananciais subterrâneos, visando um sustentável reúso agrícola de esgotos sanitários tratados.

Nesta pesquisa, foi empregado, como suporte técnico-científico, o projeto do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB 2006) – Edital 4 Tema 2 - Reúso Agrícola de Esgotos Sanitários Tratados segundo diferentes Processos e Graus de Tratamento.

Na análise conduzida, foram empregados os dados de ensaio experimental realizado no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos (Escola Politécnica de Engenharia – UFRJ) relativos ao cultivo de milho em 18 canteiros submetidos a irrigação de esgoto tratado segundo seis diferentes processos. A seguir, são detalhadas as conclusões (item 5.1) e recomendações (item 5.2) do trabalho correspondentes aos objetivos apresentados no Capítulo 1 e aqui resgatados:

- avaliar o impacto ambiental causado à qualidade da água subterrânea em função do afluxo de volumes lixiviados provenientes da utilização de esgotos sanitários tratados na irrigação de uma cultura específica;
- validar os volumes lixiviados estimados, aqui denominados de reais, de um sistema solo-planta-água, através de uma metodologia alternativa baseada na equação do balanço hídrico;
- aplicar a relação de mistura de soluções no cálculo de volumes de compensação necessários para o enquadramento das concentrações alteradas em mananciais subterrâneos como consequência do reúso agrícola não controlado de esgotos sanitários tratados;
- verificar a possibilidade do uso do volume de compensação como indicador de desempenho ambiental relativo à atividade específica de reúso.

5.1 CONCLUSÕES

Em resposta aos três objetivos específicos propostos no primeiro capítulo, conclui-se que:

Objetivo Específico 1

- A metodologia adotada é consistente para a avaliação do referido impacto, sendo o mesmo de difícil mensuração em condições naturais.
- O resultado é conservador, ou seja, está a favor da segurança, tendo em vista que se utilizou um estrato de solo de apenas um metro de profundidade.
- A validade da análise limita-se aos contaminantes examinados, podendo ser adequada conforme a realidade e a necessidade do caso.
- As concentrações de quatro elementos (níquel, chumbo, alumínio e ferro) ultrapassaram de forma relevante os valores máximos recomendados pela norma utilizada, o que, dependendo das características do manancial hídrico receptor, implica probabilidade de impacto ambiental negativo.
- Uma característica particular de três dos quatro elementos que superaram os valores permitidos (níquel, chumbo e alumínio) foi que eles pertencem ao grupo dos metais pesados, enquanto que o quarto elemento (ferro) faz parte do grupo dos nutrientes.

Objetivo Específico 2

- No processo de validação, percebeu-se a necessidade de contar com dados diversos e precisos referentes especialmente à climatologia, considerando que a sua influência no processo de cálculo é muito relevante.
- Indiretamente, verificou-se que os resultados obtidos pelo modelo utilizado para a estimação da evapotranspiração da cultura apresenta possíveis limitações, devendo ser feitas considerações em cálculos e resultados referentes a sua aplicabilidade a um caso específico e a sua respectiva interpretação.

Objetivo Específico 3

- A aplicação da equação da mistura de soluções, utilizada como ferramenta de estimação de volumes de compensação ou volumes requeridos para o enquadramento de concentrações alteradas, foi, em essência, uma alternativa prática na procura de uma solução simples a um problema complexo. Os resultados principais apresentados, no Capítulo 4, mostraram uma relação entre valores de volumes limiares e volumes requeridos.
- O volume de compensação traduz, de forma simplificada, o impacto negativo causado ao manancial hídrico, ou seja, quanto maior o volume de compensação maior a degradação ambiental.
- Do mesmo modo, ele reflete o quanto de água limpa deve ser manejada conjuntamente com a água de reúso para que não haja comprometimento do aquífero subterrâneo.
- Um volume de compensação igual a zero reflete um perfeito cumprimento da legislação ambiental bem como a conservação do manancial hídrico.
- Ademais, um único valor de compensação representa a contaminação ou não por uma variedade de substâncias.
- Permite, ainda, a seleção da melhor tecnologia de tratamento a ser adotada, assim como facilita o entendimento do processo de degradação por parte do empreendedor.
- É de fácil implementação e representa, portanto, um excelente indicador para monitoramento do desempenho ambiental de uma atividade agrícola quanto à qualidade do lixiviado que comprometerá o manancial subterrâneo de água.

5.2 RECOMENDAÇÕES

Como recomendações para futuros trabalhos, são apresentadas algumas sugestões discriminadas segundo os objetivos propostos para o trabalho.

Objetivo Específico 1

- No estudo de avaliação da poluição do aquífero, é importante estabelecer metas de poluição ao longo do ciclo e da vida útil do projeto a executar, de tal

forma que a poluição admissível ou de projeto seja menor do que a concentração padrão ($C_P < C_{Aq}$).

Objetivo Específico 2

- Para um maior aperfeiçoamento dos resultados, faz-se necessário um monitoramento por um período mais longo, o que abrangerá diferentes condições climatológicas e aspectos referentes ao solo.
- Em experimentos similares, recomenda-se observar detalhes técnicos, tais como fugas de água e rachaduras, evitando-se, assim, que ocorram dificuldades experimentais.
- Para futuros experimentos similares, visando uma otimização do experimento, é aconselhável fazer um monitoramento do balanço hídrico para introduzir somente as quantidades necessárias de água tratada com o fim de obter volumes necessários mínimos para análise em laboratório, recolocando, desta maneira, a água que realmente perdeu a planta; obtém-se, assim, uma quantidade de água lixiviada, que, portanto, não estressa a planta.

Objetivo Específico 3

- Em futuros trabalhos, sugere-se repetir o trabalho em diferentes condições referentes ao tipo e às características do tratamento, tipo de solo, tipo de cultura, período de estudo (primavera, verão, entre outros), avaliando-se, desta forma, diferentes respostas a situações específicas.
- Recomenda-se, ainda, visando a otimização do experimento, o monitoramento de mais variáveis como a qualidade da água residual utilizada na coleta, tratamento, irrigação e lixiviado e o monitoramento do manancial hídrico receptor, incluindo, também, o tempo de tratamento, onde a sua eficácia pode ser definida segundo as necessidades locais.
- Sugere-se realizar, de forma paralela, em futuros projetos, estudos envolvendo diversas áreas como biologia, química de solos e agronomia para um melhor entendimento do sistema em estudo (experimento).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AERTGEERTS, R., ANGELAKIS, A., 2003, *State of the Art Report Health Risks in Aquifer Recharge Using Reclaimed Water*. 1 ed. Denmark, World Health Organization.
- ALBUQUERQUE, J.A.; REINERT, D. J.; FIORIN, J. E.; RUEDELL, J.; PETRERE, C. e FOTINELLI, F., 1995, "Rotação de culturas e sistemas de manejo do solo: efeito sobre a forma da estrutura do solo ao final de sete anos". *R. Bras. Ci. Solo*, v.19, pp.115-119.
- ALFONSI, R. R., PEDRO JUNIOR, M. J., ARRUDA, F. B., ORTOLANI, A. A., CAMARGO, M. B. P. E BRUNINI, O., 1990, Métodos agrometeorológicos para o controle da irrigação, Campinas, Instituto Agrônomo, 62 pp. (Boletim técnico 133).
- ALLEN, R.G., PEREIRA, L.S., RAES, D., SMITH, M., 1998, *Crop Evaporation, FAO Irrigation and Drainage paper 56*. 1 ed. Rome, FAO Rome.
- ARAUJO, A. A. M., 2006, *Um Novo Esquema de Parametrização Hidrológica da Superfície Terrestre com Redistribuição Lateral da Água no Solo*. Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- AVILA, R.O., 2005, *Avaliação do Desempenho de Sistemas Tanque Séptico-Filtro Anaeróbio com Diferentes Tipo de Meio Suporte*. Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- BARTRAM, J. e CARR, R., 2006, *Wastewater and Excreta, Use in Aquaculture*. 1 ed. Switzerland, World Health Organization.
- BARTRAM, J. e CARR, R., 2006, *Excreta and Greywater Use in Agriculture*. 1 ed. Switzerland, World Health Organization.
- BARTRAM, J. e CARR, R., 2006, *Wastewater Use in Agriculture*. 1 ed. Switzerland, World Health Organization.
- BASTOS, R. K. X., 2003, *Utilização de Esgotos Tratados em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura*. 1 ed. Viçosa, MG, Brasil, RIMA.
- BERNARDO, S., 1995, *Manual de Irrigação*. 6 ed. Viçosa, MG, Brasil, Imprensa Univesitária.
- BEZERRA, I. L., OLIVEIRA, J. J., SOUZA, R. P. E LEÃO, A. B. e DANTAS, J. P., 1994, Efeito do gesso associado a adubação mineral e adubação orgânica na produção da batata-doce. In: Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, 21, Petrolina, PE, Anais Petrolina SBCS/EMBRAPA – CPATSA, 444 pp, ref. pp. 365-366.

- BOEDT, L. e VERHEYE, W., 1985, "Evaluation of profile available water capacity, 2., Application to irrigation on soils with different properties". *Pedologie*, v. 35, pp. 67-89.
- CAMARGO, A. P. e PEREIRA, A. R., 1990, Prescrição de rega por modelo climatológico, Campinas, Fundação Cargill, 27 pp.
- DI BELLO, R. C., 2005, *Análise do Comportamento da Umidade do Solo no Modelo Chuva-Vazão SMAP II – Versão com Suavização Hiperbólica, Estudo de Caso: Região de Barreiras na Bacia do Rio Grande – BA*. Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- DOORENHOS, J. e KASSAM, A. H., 1994, Efeito da água no rendimento das culturas - Estudos FAO Irrigação e Drenagem, Tradução GUEYI, H. R. e outros, UFPB, Campina Grande, 306 pp.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA, 1979, Centro Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. Rio de Janeiro, 235 pp.
- EPA-Environment Protection Agency, 1999, *A conceptual framework to support development and use of environmental information in decision-making*. Washington D.C., USEPA/ESID, EPA 239-R-95-012.
- FERNANDES, B. e SYKES, D. J., 1968, "Capacidade de campo e retenção de águas em três solos de Minas Gerais". *R. Ceres*, v. 15, pp. 1-39.
- FERNANDES, L. C., 2006, *Avaliação de Diversas Equações Empíricas de Evapotranspiração, Estudo de Caso: Campos de Goytacazes e Ilha do Fundão – RJ*. Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- FERRARI, L. C. K. M., 2006, *Modelagem Tridimensional de Fluxo de Águas Subterrâneas em um Aquífero Livre e Raso: Aplicação no Parque Ecológico do Tietê – São Paulo*. Tese de D.Sc. IG/USP, São Paulo, SP, Brasil.
- FLORENCIA, L., BASTOS, R. K. X. e AISSE, M. M., 2006, *Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários*. 1 ed. Recife, PE, Brasil, SERMOGRAF.
- FONSECA, P. W., 2005, *Avaliação do Desempenho e Caracterização de Parâmetros em Lagoas Facultativas e de Maturação*. Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- FRIZZONE, J. A., OLLITA, A. F. L. e PEREIRA, G. T., 1987, *Funções de Resposta do Feijoeiro (Phaseolus Vulgaris L.) ao Uso de Nitrogênio e Lâmina de Irrigação: I – Região de Produção Racional*: UNESP, São Paulo, SP, Brasil.
- HILLEL, D., 2007, "Environmental Soil Physics", Academic Press, San Diego, CA.

- IBGE, 2002, *Indicadores de Desenvolvimento Sustentável : Brasil 2002/* IBGE, Diretoria de Geociências. . Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 195 p.
- IZQUIERDO, B. K. H., 2006, *Esudo do Comportamento de um Sistema de Lodos Ativados com Reator de Leito Móvel (MBRR)*. Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- JENSEN, N. E., 1968, "Water consumption by agricultural plants". In: KOZLOWSKY, T. T. (ed) "Water deficits and plant growth", New York, Academic Press, 1968, v. 2, pp. 1-22.
- JURY, W. A. e HORTON, R., 2004, "Soil Physics", 6th. Edição, John Wiley and Sons, Inc. Hoboken, NJ.
- KIEHL, E.J., 1979, *Manual de edafologia. Relações solo – planta*. São Paulo, Ed. Agronômica Ceres, caps. 6 e 13.
- LAVRADOR FILHO, J., 1987, Contribuição para o entendimento do reúso planejado da água e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil, Dissertação de mestrado, Escola Politécnica de São Paulo, São Paulo, 198 pp.
- LIMA, J.R.S., ANTONINO, A.C.D., LIRA, C.A.B.O., SILVA, I.F. DA, 2003, "Estimativa da evapotranspiração em uma cultura de feijão". In: *XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Curitiba, Nov.
- LEÃO, T.P.; SILVA, A. P.; MACEDO, M. C. M.; IMHOFF, S. e EUCLIDES, V. P. B., 2004, "Intervalo hídrico ótimo na avaliação de sistemas de pastejo contínuo e rotacionado". *R. Bras. Ci. Solo*, v. 28, pp. 415-423.
- MALTA, T. S., 2001, *Aplicação de Lodos de Estações de Tratamento de Esgotos na Agricultura, Estudo de Caso do Município de Rio das Ostras – RJ*. Dissertação de M.Sc., ENSP/FIOCRUZ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- MANCUSO, P. C. S., SANTOS, H. F., 2003, *Reúso de Água*. 1 ed. Barueri, São Paulo, SP, Manole.
- MARA, D. e CAIRNCROSS, S., 1989, *Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture*. 1 ed. Geneva, World Health Organization.
- MARON JUNIOR, R., 2006, *Reúso de Água em Indústria Metalúrgica Rolamenteira – Estudo de Caso da SKF do Brasil Ltda.*. Dissertação de M.Sc., EP/USP, São Paulo, SP, Brasil.
- MATOS, B. A., 2001, *Avaliação da Ocorrência e do Transporte de Microrganismos no Aquífero Freático do Cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, Município de São Paulo*. Tese de D.Sc., IG/USP, São Paulo, SP, Brasil.

- MATOS, O. S., 2005, *Avaliação do Desempenho e Caracterização de Parâmetros em Lagoa Aerada seguida de Lagoa de Sedimentação*. Dissertação de M.Sc. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- MATTHEWS, R. L. e AMMERMAN, D. K., 2004, *Guidelines for Water Reuse*. 1 ed. Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency.
- MEDEIROS, A. T., 2002, *Estimativa da Evapotranspiração de Referência a partir da Equação de Penman-Monteith, de Medidas Lisimétricas e de Equações Empíricas, Paraipaba – CE*. Tese de D.Sc., ESALQ/USP, Piracicaba, SP, Brasil.
- MELLO, C.R. de; OLIVEIRA, G. C. de; FERREIRA, D. F. e LIMA, J. M. de, 2002, “Predição da porosidade drenável e disponibilidade de água para Cambissolos da microrregião Campos das Vertentes, MG”. *Pesq. Agropec. Bras.*, v. 37, n. 9, pp. 1319-1324.
- MIERZWA, J. C., 2002, *O Uso Racional e o Reúso como Ferramentas para o Gerenciamento de Águas e Efluentes na Indústria, Estudo de Caso da KODAK Brasileira*. Tese de D.Sc., EP/USP, São Paulo, SP, Brasil.
- MILLON, M. M. B., 2004, *Águas Subterrâneas e Política de Recursos Hídricos, Estudo de Caso: Campeche Florianópolis – SC*. Dissertação de M.Sc., Florianópolis, SC, Brasil.
- MORAES, M. F., 2007, *Estimativa do Balanço Hídrico na Bacia Experimental Representativa de Santa Maria/Cambiocó – Município de São José de Ubá – RJ*. Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- MORELLI, E. B., 2005, *Reúso da Água na Lavagem de Veículos*. Dissertação de M.Sc., EP/USP, São Paulo, SP, Brasil.
- NEVES, K. B. L., 2005, *Avaliação de Redação entre Doenças Hídricas e Inundações por Meio de Imagens de Radar JERS-1, Estudo de Caso: Bacia do Rio Madeira, Rondônia*. Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- NOBRE, R. C. M., 2006, *Avaliação de Reúso para o Uso e Proteção de Aquíferos, Estudo de Caso: Região Metropolitana de Maceió – AL*. Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- OECD, 1998, *Towards Sustainable Development – Environmental Indicators*. OECD.Publications, Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico, Paris.
- OLIVEIRA, J.A. DE, LANNA, A.E.L., 1997, “Otimização de um sistema de múltiplos reservatórios atendendo a múltiplos usos no nordeste brasileiro”, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2 n.2, pp. 123-141.

- OLIVEIRA, L.B. e MELO, V., 1971, "Estudo da disponibilidade de água em um solo da Estação Experimental de Itapirema, Pernambuco". *Pesq. Agropec. Bras.*, Sér. Agron., v. 6, pp. 31-37.
- OTTONI, M. V., 2005, *Classificação Físico-Hídrica de Solos e Determinação de Capacidade de Campo In Situ a partir de Testes de Infiltração*. Dissertação de M. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- PEREIRA, A. R., ANGELOCCI, L. R. e SENTELHAS, P. C., 2002, *Agrometeorologia, Fundamentos e Aplicações Práticas*. 1 ed. Viçosa, MG, Brasil, Agropecuária.
- PERES, J. G., SCARRIA, R., e VILLANOVA, N. A., 1992, Coeficiente de cultura (Kc) para cana-de-açúcar: ciclo de cana soca, Álcool e Açúcar, v. 62, pp. 34-42.
- PETERS, D. B., 1965, "Water availability", In: Black, C.A. (Ed.), *Methods of soil analysis, physical and mineralogical properties including statistics of measurement and sampling*, Madison, American Society of Agronomy, pp. 279-285.
- PHILIPPI, C.T., 2006, *Avaliação de um Sistema de Reúso de Água: O Caso de um Parque Temático*. Dissertação de M. Sc., FSP/USP, São Paulo, SP, Brasil.
- REALI, M. A. P., 1999, *Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água*. 1 ed. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, RIMA.
- REICHARDT, K., 1988, "Capacidade de Campo". *R. Bras. de Ci. Solo*, v. 12, n. 13, pp. 211-216.
- REICHARDT, K. e TIMM, L. C., 2004, *Solo, Planta e Atmosfera*. 1 ed. Barueri, SP, Brasil, Manole.
- RICHARDS, L.A. e WEAVER, L. R., 1944, "Fifteen– atmosphere percentage as related to the permanent wilting percentage". *Soil Sci.*, v. 56, pp. 331-340.
- RIOS, L. C., MACEDO, J. R., PEREZ, D. V., VOLSCHAN, I. J. e MENEGUELLI, N. A., 2005, *Efeito do Uso de Efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto nas Propriedades de um Argissolo Vermelho-Amarelo: Experimento*, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- RODRIGUES, R. S., 2005, *As dimensões Legais e Institucionais do Reúso de Água no Brasil*. Dissertação de M.Sc., EP/USP, São Paulo, SP, Brasil.
- SANTOS, A. S. P., 2005, *Avaliação de Desempenho de um Filtro Biológico Percolador em Diferentes Meios Suportes Plásticos*. Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- SILVA, A.P. da; KAY, B. D. e PERFECT, E., 1994, "Characterization of the least limiting water range of soils". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 58, pp. 1775-1781.

- SKAGGS, R. W.; HARDJOAMIDJOJO, S.; WISER, E. H. e HILER, E. A., 1982, "Simulation of crop response to surface and subsurface drainage systems". In.: Trans. of the ASAE, v. 25(6):1673-1678.
- SOUZA, C.C. de; OLIVEIRA, F. A. de; SILVA, I. de F. da e AMORIM NETO, M. da S., 2002, "Avaliação de métodos de determinação de água disponível em solo cultivado com algodão". *Pesq. Agropec. Bras.*, v. 37, n. 3, pp. 337-341.
- SPERLING, M. V., 2005, *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. 3 ed. Belo Horizonte, MG, Brasil, UFMG.
- TORMENA, C.A.; SILVA, A. P. e LIBARDI, P. L., 1998, "Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto". *R. Bras. Ci. Solo*, v. 22, pp. 573-581.
- TUCCI, C. E. M., 2002, *Hidrologia*. 3 ed. Porto Alegre, RS, Brasil, UFRGS.
- VEIHMEYER, F.J. e HENDRICKSON, A. H., 1931, "The moisture equivalent as a measure of the field capacity of soils". *Soil Sci.*, v. 32, pp. 181-193.
- VERSIANI, B. M. 2005, *Desempenho de um Reator UASB Submetido a Diferentes Condições Operacionais Tratando Esgotos Sanitários do Campus da UFRJ*. Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- VOLSCHAN, I. J., 2004, *Reúso Agrícola de Esgotos Sanitários Tratados Segundo Diferentes Processos e Graus de Tratamento*. In: Proposta Projeto PROSAB 04 – Escola Politécnica/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- VOLSCHAN, I. J., 2006, *Reúso das Águas de Esgoto Sanitário, Desenvolvimento de Tecnologias de Tratamento para esse fim: Experimento*, Escola Politécnica/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- WETZEL, R. G., 1983, *Limnology*, Philadelphia: Saunders College, 767 pp.

ANEXO A – DETALHAMENTO DE TIPOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

a – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente – UASB⁶,



Figura A.1 – Reator anaeróbio de fluxo ascendente

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo têm sido amplamente aplicados nas concepções e arranjos de novas estações de tratamento de esgotos (ETE's). Esses processos foram, inicialmente, concebidos na Holanda e baseiam-se em um processo biológico de tratamento com crescimento bacteriano disperso.

Em se tratando dos esgotos domésticos gerados nos municípios brasileiros, somente 20% recebem tratamento e, em 21,5% dos casos, a tecnologia do reator UASB é utilizada (PNSB, 2000).

Uma vez que os processos anaeróbios são susceptíveis a mudanças ambientais, é necessário um controle adequado dos fatores que afetam as interações entre os organismos envolvidos para garantir uma boa eficiência nos processos.

Os fatores ambientais mais importantes para a digestão anaeróbia são: temperatura, pH, alcalinidade, ácidos voláteis, presença de nutrientes e ausência de materiais tóxicos.

Em esgotos domésticos, a presença de compostos que introduzem toxicidade não é normalmente encontrada; no entanto, em relação a alguns macronutrientes

⁶ Upflow Anaerobic Sludge Blanket.

(nitrogênio e fósforo) e micronutrientes, podem ser encontrados de forma abundante, satisfazendo as necessidades nutricionais dos microorganismos presentes.

Os sistemas anaeróbios utilizados para o tratamento de águas residuárias podem ser classificados em dois grandes grupos: sistemas convencionais e sistemas de alta taxa (CHERNICHARO, 1997). O reator UASB encontra-se entre os sistemas de alta taxa com crescimento disperso.

A utilização dos processos de tratamento anaeróbios para efluentes líquidos deve ser avaliada e estudada para verificar sua viabilidade e aplicabilidade. Na Tabela A.1, podem ser observados alguns pontos relevantes na escolha dos processos anaeróbios.

Tabela A.1 Vantagens e Desvantagens dos Processos Anaeróbios

Vantagens	Desvantagens
Baixa produção de lodo, baixo custo de implantação e operação, baixa demanda de área, baixo consumo de energia elétrica, possibilidade de rápido reinício (após um desequilíbrio), produção de metano (gás combustível com elevado poder calorífico), boa desidratabilidade do lodo.	Elevado intervalo de tempo para partida do sistema sem inoculação, baixa capacidade de tolerar cargas tóxicas, complexidade na bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia, possibilidade de geração de maus odores, necessita de uma etapa de pós-tratamento para atingir parâmetros estabelecidos pela legislação ambiental, maior eficiência de remoção dos processos aeróbios.

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO, 1997

O reator é constituído, principalmente, por um separador trifásico sólido/líquido/gás na parte superior, que confere ao sistema elevada capacidade de retenção de sólidos. O perfil de sólidos no reator varia de muito denso com partículas granulares de alta capacidade de sedimentação próximas ao fundo (leito de lodo) até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator (manta de lodo). O esgoto é distribuído uniformemente no fundo do reator, e a estabilização da matéria orgânica ocorre no leito e manta de lodo.

O gás gerado ao atingir o aparato do separador interno, através de defletores, é encaminhado à saída no topo de reator. O líquido, contendo partículas em suspensão, e, eventualmente, o lodo disperso de manta de lodo escoam através de abertura entre placas de separador trifásico, atingindo a zona de decantação. Nessa zona, os sólidos em suspensão retornam à câmara de digestão com o auxílio das paredes inclinadas do separador interno, impedindo o arraste para fora do sistema. As águas residuárias tratadas deixam o sistema por transbordamento em calhas coletoras distribuídas no topo do reator.

Um dos princípios do processo é a habilidade de desenvolver uma biomassa de elevada atividade, que pode se apresentar na forma de flocos ou de grânulos (1 a 5 [mm] de tamanho). Um lodo anaeróbio de boa qualidade pode ser conseguido durante o processo cuidadoso de partida do sistema, em que haverá uma seleção prévia da biomassa. O lodo mais leve, de má qualidade, será arrastado para fora do sistema, enquanto o lodo de boa qualidade é retido, sendo que o lodo mais pesado normalmente desenvolve-se junto ao fundo do reator (CHERNICHARO, 1997).

O segundo princípio fundamental do processo é a presença do dispositivo de separação de gases e sólidos na parte superior do reator. Esse dispositivo tem como objetivo a separação dos gases contidos na mistura líquida, propiciando a adequada sedimentação dos sólidos carregados.

A contribuição adequada das águas residuárias é importante, pois uma condição de mistura proporciona um contato ótimo no interior do reator, evitando caminhos preferenciais. A mistura ocorre em virtude do fluxo ascensional de líquido e das bolhas de gás.

A espuma formada deve ser retirada, uma vez que esse material é inconveniente no efluente tratado e poderá causar transtornos operacionais, além de ser fonte de maus odores.

O reator UASB do CETE – UFRJ consiste em um tanque cilíndrico vertical em plástico reforçado com fibras de vidro de diâmetro 2,5 [m], altura 5,0 [m] e volume útil de 22,0 [m³].

b - Filtro Biológico Percolador - FBP



Figura A.2 – Filtro biológico percolador

A tecnologia do FBP baseia-se na aplicação contínua e uniforme das águas residuárias em um determinado “meio suporte” (plásticos, pedras, entre outros) em direção aos drenos do fundo, utilizando para isso na sua fase inicial distribuidores hidráulicos. O filtro biológico percolador funciona em fluxo contínuo e sem inundação da unidade, é um sistema aeróbio, permanentemente sujeito à renovação de ar, que naturalmente circula nos espaços vazios do meio suporte disponibilizando o oxigênio necessário para a respiração dos microrganismos.

Os filtros biológicos percoladores são sistemas de tratamento, baseados no princípio da oxidação bioquímica aeróbia do substrato orgânico presente nas águas residuárias, por meio da transformação de substâncias coloidais e dissolvidas, em sólidos estáveis.

A percolação das águas residuárias permite o crescimento bacteriano na superfície do material de enchimento (Meio suporte), formando uma película ativa (Biofilme), constituída por colônias gelatinosas de microrganismos (Zooglea) de espessura máxima pode variar de 2 a 3 [mm] (METCALF, 1991, EDDY, 1991).

Segundo JORDÃO e PESSOA (1995), a intensa atividade biológica favorece o desenvolvimento de bactérias aeróbias, facultativas e anaeróbias, predominando as bactérias facultativas. Os fungos também estão presentes nos biofilmes e competem com bactérias na degradação do substrato orgânico.

Durante o processo, as placas de biofilme desprendem-se do meio suporte devido ao grau de estabilização, à tensão de cisalhamento causada pelo gradiente de velocidade de escoamento do líquido entre os vazios e à disponibilidade de oxigênio para os microrganismos aeróbios mais próximos ao meio suporte.

O material desprendido é removido, posteriormente, em uma unidade de decantação secundária, obtendo-se, assim, um efluente final clarificado com baixas concentrações de matéria orgânica e sólidos em suspensão (VON SPERLING, 1996).

O tratamento de águas residuárias por filtração biológica convencional normalmente requer uma unidade de desinfecção para a desativação de microrganismos causadores de doenças. O filtro biológico percolador, geralmente, consegue reduzir a concentração de coliformes em apenas 1 a 2 unidades logarítmicas, o que não satisfaz as exigências da legislação ambiental, dependendo do grau de diluição no corpo receptor (SANTOS, 2005).

Vários estudos foram e ainda são realizados, de forma de viabilizar a desinfecção de efluentes de filtro biológico, com unidades de radiação ultra-violeta, cloração, lagoas de maturação ou ainda ozonização.

O filtro biológico percolador do CETE-UFRJ é estruturado em fibra de vidro. Apresenta área superficial quadrada de 1 [m²] e altura total de 3,5 [m], sendo 3,0 [m] a

altura correspondente ao suporte. A Figura A.3 ilustra os elementos componentes utilizados em uma pesquisa específica.



Figura A.3 – Meios de suporte (plástico)

Para aumentar a ventilação natural da unidade, de forma a permitir a transferência de oxigênio requerida para o processo aeróbio, o filtro biológico percolador é dotado de aberturas laterais, localizadas nas quatro arestas do filtro, na sua parte inferior.

Os decantadores secundários da unidade experimental são estruturados em fibra de vidro, de seção superficial quadrada com lado de 1,7 [m], de volume tronco-piramidal com profundidade total de 2,2 [m], sendo 0,4 [m] correspondente ao volume de sedimentação. A alimentação dos decantadores é realizada por gravidade, a partir da bandeja de recolhimento das águas residuárias percoladas pelo meio de suporte, situada na base da unidade de filtração biológica.

A entrada das águas residuárias dá-se pela parte superior dos decantadores, sendo cada unidade dotada de uma tubulação central de diâmetro 100,0 [mm], direcionada para o fundo. O extremo da tubulação por onde efetivamente os esgotos afluem às unidades é concêntrico a um defletor com altura de 0,50 [m] que minimiza os efeitos de revolvimento do lodo sedimentado.

O efluente clarificado verte para o canal de coleta através de vertedores triangulares, sendo determinada a vazão de águas residuárias tratadas por um medidor Parshall, com garganta de 2,54 [cm], cuja localização se encontra na extremidade final do canal.

c – Lagoa Facultativa - LF



Figura A.4 – Lagoa facultativa

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico, nos quais a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriana e/ou redução fotossintética.

As lagoas facultativas são a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização. Basicamente, o processo consiste na retenção de águas residuárias por um período suficiente para que os processos naturais e de estabilização da matéria orgânica possam se desenvolver pela ação das bactérias, podendo fungos e protozoários fazerem parte do processo.

O processo de tratamento de esgotos, através de lagoas de estabilização facultativas, é extremamente dependente de fatores climatológicos. Os parâmetros de dimensionamento do processo indicados na literatura apresentam valores com grande variabilidade, dependendo da localização da unidade.

A aceitação desse tipo de tratamento, em lugares de clima tropical ou subtropical, deve-se a sua simplicidade, eficiência do processo, aliados também ao baixo custo de construção e operação, bem como às condições climáticas favoráveis.

Entretanto, o processo requer grandes áreas superficiais para exposição ao sol, tornando-se somente aplicável para vazões não muito elevadas. As lagoas de estabilização consistem, basicamente, em obras de terra de grande porte, onde praticamente não se requer intervenção operacional, sendo a sua eficiência satisfatória, podendo ser comparada com a maior parte dos tratamentos secundários.

Nas lagoas facultativas, a disponibilidade de nutrientes e de energia luminosa da radiação solar possibilita a produção fotossintética de algas e, conseqüentemente, a produção de oxigênio necessário aos organismos aeróbios dispersos no meio líquido e decompositores da matéria orgânica solúvel e finamente particulada.

A matéria orgânica particulada sedimenta-se no fundo da unidade e é estabilizada anaerobicamente. A camada cresce muito lentamente, e a remoção de lodo ocorre em períodos da ordem de 20 [anos].

O processo de estabilização do processo da matéria orgânica em uma lagoa ocorre em três zonas distintas denominadas zona anaeróbia, zona aeróbia e zona facultativa.

Na zona anaeróbia, ocorre o processo de digestão anaeróbia que transforma lentamente o lodo do fundo em gás carbônico, água, metano e outros. Assim, apenas a parte inerte permanece no fundo da lagoa.

Na zona aeróbia, a matéria orgânica dissolvida passa pelo processo de oxidação através de respiração aeróbia. A presença de oxigênio, nessas lagoas, é suprida pelas algas que produzem, por meio da fotossíntese, oxigênio durante o dia e o consomem durante a noite.

A zona facultativa é uma zona intermediária entre as duas anteriores, pois nesta pode haver ou não a presença de oxigênio; essa zona é responsável pelo nome dado a essa lagoa.

A lagoa facultativa é influenciada por fatores ambientais incontroláveis como temperatura, evaporação, precipitação, ventos e radiação solar. Esses fatores são responsáveis por um melhor funcionamento da lagoa.

A lagoa facultativa do CETE - UFRJ constitui um tanque de seção trapezoidal, construído em concreto armado e envolto em taludes de terra. A lagoa facultativa apresenta as seguintes dimensões: extensão de 13,5 [m], larguras de 3,7 [m] no nível superior e 2,40 [m] no nível inferior, profundidade total de 1,8 [m], sendo o tamanho de operação 1,6 [m], enquanto os taludes internos apresentam uma relação 1:2.

d - Tratamento Primário Quimicamente Assistido - CEPT⁷



Figura A.5 – Tratamento primário quimicamente assistido

O tratamento primário quimicamente assistido, usualmente conhecido como CEPT, baseia-se na remoção de sólidos suspensos através de processos físico-químicos (coagulação, floculação e sedimentação). A sua aplicação no tratamento de águas residuárias é antiga, mas, devido ao elevado custo de operação e à geração de lodo em demasia, essa tecnologia não é comumente utilizada (JORDÃO, 2002).

O bom desempenho do CEPT na remoção de contaminantes importantes associado aos custos de implantação são consideradas as principais vantagens dessa tecnologia de tratamento.

Alguns estudos sobre reúso de efluentes tratados foram conduzidos na cidade do México, onde há muito tempo se realiza a aplicação de esgoto bruto na irrigação. Se, por um lado, observa-se um incremento da produtividade agrícola, por outro, tal prática é a responsável pela elevada incidência de infecções intestinais na região. A utilização do efluente do CEPT como água de irrigação pode garantir a sua qualidade microbiológica, principalmente no controle de ovos de helmintos, além de possibilitar a manutenção da matéria orgânica solúvel.

Deve-se destacar a performance bastante satisfatória do CEPT na remoção de patógenos.

⁷ Chemical Enhanced Primary Treatment.

O aumento da produção de lodo dá-se, principalmente, devido à elevada eficiência do CEPT na remoção de SST, já que a contribuição pela adição de produto químico é mínima (CHAGNON, 2002). HARLERMAN (2001) e MURCOTT (2001) estimam que, para uma baixa dosagem de coagulante, o CEPT gere de 10,0 a 15,0 [%] a mais de lodo quando comparado ao tratamento biológico convencional.

Segundo OLIVE (2002), a produção de lodo no CEPT é 45 [%] maior do que a produção verificada no tratamento primário convencional. Por outro lado, o sistema decantação convencional + secundário biológico produz cerca de 30 [%] mais resíduo que o CEPT.

POON (1999) e CHU (1999) apresentam o CEPT como uma boa alternativa de tratamento capaz de remover metais pesados, produzindo um lodo com boas características de desaguamento e de filtrabilidade que permitem minimizar os custos com o manejo desse resíduo.

O tratamento primário quimicamente assistido (CEPT) ou tratamento primário avançado (TPA) é baseado na remoção de sólidos em suspensão por meio de processo físico-químicos de coagulação, floculação e sedimentação.

Na coagulação, são empregadas baixas concentrações de sais de ferro, combinadas ou não com polímeros catiônicos. A floculação é alcançada após a adição suplementar de polímeros aniônicos e ação de forças eletrostáticas que promovem o agrupamento das partículas coaguladas em flocos de maior tamanho.

Na sedimentação, observa-se o incremento da velocidade de sedimentação das partículas em função do aumento do seu tamanho.

O CETE-UFRJ é dotado de 4 módulos independentes de decantação primária, os quais poderão também ser utilizados para o tratamento quimicamente assistido. Cada módulo de seção quadrada com lados de 1,6 [m] está dotado de vertedores tipo Thompson em todo o perímetro da unidade, além de medidores Parshall para a medição da vazão.

As unidades de mistura e floculação do processo físico-químico do CETE-UFRJ encontram-se instaladas junto aos módulos de decantação primária, que consistem em canais de circulação do esgoto, de diferentes extensões e dotados de diferentes dispositivos, visando a otimização da dosagem de produtos químicos e da eficiência de sedimentação.

e – Decantação Primária Convencional - DPC



Figura A.6 – Decantação primária convencional

O tratamento primário das águas residuárias objetiva, principalmente, remover sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes. Após o tratamento preliminar, os sólidos em suspensão de maior peso contidos nas águas residuárias sedimentam-se ao fundo de um decantador, constituindo o lodo primário. Uma parcela dos sólidos em suspensão sedimentados é de natureza orgânica, o que conseqüentemente resulta na redução de carga orgânica afluyente ao tratamento secundário.

As águas residuárias, após passarem pelas unidades de tratamento preliminar, contêm ainda os sólidos em suspensão não grosseiros, os quais podem ser parcialmente removidos em unidades de sedimentação. Uma parte significativa desses sólidos em suspensão é compreendida pela matéria orgânica em suspensão. Assim, a sua remoção por processos simples, como a sedimentação, implica redução da carga de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) dirigida ao tratamento secundário, onde a sua remoção é de certa forma mais custosa. A eficiência de remoção de sólidos em suspensão situa-se em torno de 60 a 70 [%] e a DBO em torno de 25 a 35 [%].

Os tanques de decantação podem ser circulares ou retangulares. Os esgotos fluem vagarosamente através de decantadores, permitindo que os sólidos em suspensão, possuindo uma densidade maior do que a do líquido circundante, sedimentem gradualmente no fundo. Essa massa de sólidos é denominada lodo primário bruto. Em estações de tratamento de esgotos, ela é retirada por meio de uma tubulação única em tanques de pequenas dimensões ou através de raspadores mecânicos e bombas em tanques maiores. Materiais flutuantes, como graxas e óleos, tendo uma menor densidade que o líquido circundante, sobem para a superfície dos decantadores, onde são coletados e removidos do tanque para posterior tratamento.

A eficiência do tratamento primário na remoção de sólidos em suspensão e em decorrência DBO pode ser aumentada através da adição de agentes coagulantes, isto é, tratamento primário avançado. Os coagulantes podem ser: sulfato de alumínio, cloreto férrico ou outro produto auxiliado ou não por um polímero. O fósforo pode ser removido também por precipitação. A geração de lodo é maior, como resultado da maior quantidade de sólidos removidos do líquido, bem como dos produtos químicos adicionados. O lodo primário pode ser consumido em digestores convencionais, mas, em alguns casos, pode ser também estabilizado por meio de cal (estabilização alcalina), simplificando o fluxograma, mas aumentando ainda mais a geração de lodo a ser disposto (VON SPERLING, 2005).

O CETE-UFRJ é dotado de quatro módulos de decantação primária, os quais poderão também ser utilizados para o tratamento primário quimicamente assistido. Cada módulo de seção quadrada com lado de 1,6 [m] é dotado de vertedores tipo Thompsonem ao longo de todo o perímetro da unidade. Cada módulo é também dotado de um medidor Parshall para a medição de vazão.

f – Companhia Estadual de Águas e Esgotos - CEDAE



Figura A.7 – ETA Guandu captação - CEDAE

A Companhia de Águas e Esgotos (CEDAE) do Rio de Janeiro, constituída oficialmente em 01 de agosto de 1975, apesar do decreto-lei nº 39 ser de 24 de março de 1975, é oriunda das Empresas de Águas e Esgotos do Estado da Guanabara (CEDAG), da Empresa de Saneamento da Guanabara (ESAG) e da Companhia de Saneamento do Estado do Rio de Janeiro (SANERJ). A CEDAE passou a operar e manter a captação, tratamento, adução, distribuição das redes de águas e coleta, transporte, tratamento e destino final dos esgotos gerados dos municípios conveniados do estado do Rio de Janeiro.

A estratégia aplicada em cada uma das três empresas teve que ser totalmente reformulada. Na CEDAG, as obras executadas até o final de 1974 dariam ao estado da Guanabara, hoje o município do Rio de Janeiro, tranquilidade até o ano de 2000 em termos de abastecimento de água, mas o mesmo não ocorreria na área do antigo estado do Rio de Janeiro. Nas áreas de esgotos, a ESAG acabara de colocar em operação o emissário de Ipanema e havia reformulado o seu sistema de coleta e tratamento na sua área de operação. Na área da SANERJ, quase tudo tinha que ser refeito principalmente nos municípios que formavam a região metropolitana do novo estado. Na época, comentava-se que existiam quatro empresas em vez de uma: CEDAE, CEDAG, ESAG e SANERJ.

Com o surgimento de um único estado, o do Rio de Janeiro, a ampliação do sistema Guandu, que resolveria a falta de água da Guanabara por um longo espaço

de tempo, acabou sendo aproveitada para atender aos municípios da Baixada Fluminense de forma emergencial.

A região estava em desenvolvimento, mas as suas fontes de suprimento de água eram as do Sistema Acari, que tinha compromisso com o abastecimento da Guanabara. Além disso, a região não possuía qualquer sistema de coleta, transporte ou tratamento de esgoto. Nesta época, morreria uma criança a cada hora no estado por falta de estrutura sanitária.

A CEDAE abastece, atualmente, uma população de mais de nove milhões de pessoas e efetua esgotamento sanitário para uma população de mais de cinco milhões de pessoas, considerando uma taxa ocupação de 3,6 pessoas por domicílio. Tem um faturamento mensal da ordem de R\$ 125.000.000,00 e atende 65 dos 92 municípios do estado com abastecimento de água e 17 com rede de esgoto.

Mais uma vez, a sociedade reconheceu o trabalho de responsabilidade social realizado pela CEDAE. De 2002 a 2004, o Instituto Brasileiro de Análises Sociais e Econômicas (IBASE) concedeu à empresa o selo balanço social Ibase/Betinho. Mais recentemente, o Conselho Regional de Contabilidade (CRC-RJ) distinguiu a CEDAE com o certificado de empresa cidadã, reconhecendo o seu investimento no ser humano e pela divulgação de balanços sociais de forma transparente, inclusive no tocante às práticas contábeis.

A CEDAE possui vários laboratórios para o controle do seu produto – a água. Esses laboratórios estão distribuídos por todo o estado, realizando monitoramento dos parâmetros exigidos e recomendados pela legislação pertinente (Portaria 518/04 – Ministério da Saúde e CONAMA 357/05). A água é monitorada desde o momento da captação, quando ainda está na natureza. Após esse passo, a água é direcionada à estação de tratamento, onde passa por vários processos de monitoramento, sendo transformada em água potável.

Após o tratamento, a água é direcionada aos reservatórios e redes de distribuição. Para garantir que a água que chega aos diferentes domicílios esteja realmente de acordo com as exigências da legislação, a CEDAE monitora continuamente a rede de distribuição através do controle de laboratórios e sistemas em tempo real de monitoramento dos principais parâmetros através do seu Centro de Controle Operacional (CCO), para que, desta forma, você possa beber com tranquilidade e segurança uma água de excelente qualidade.

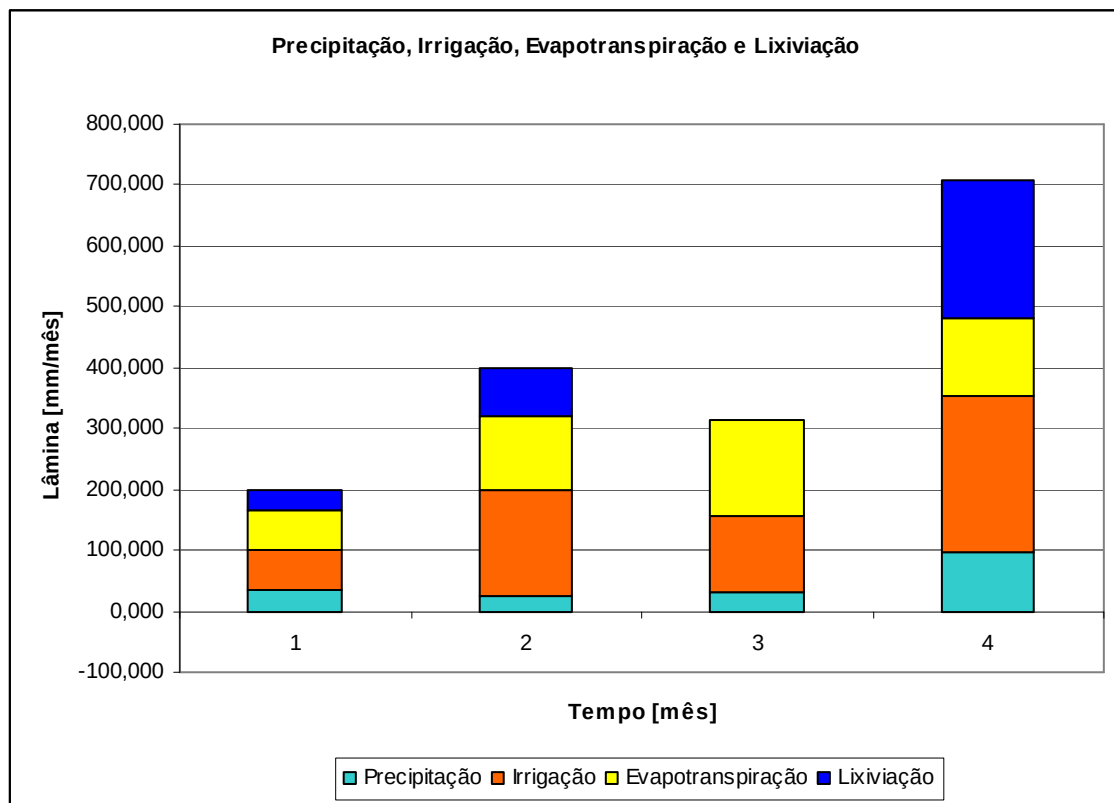
Os resultados de todas essas análises são enviados em forma de relatórios mensais aos órgãos competentes, tais como as secretarias estaduais e municipais de saúde. São também publicados semestralmente no diário oficial do estado e divulgados no endereço eletrônico da CEDAE, além de serem exibidos em painéis

localizados em diversas unidades da empresa espalhadas pelo estado e divulgados em resumo mensalmente nas contas de água.

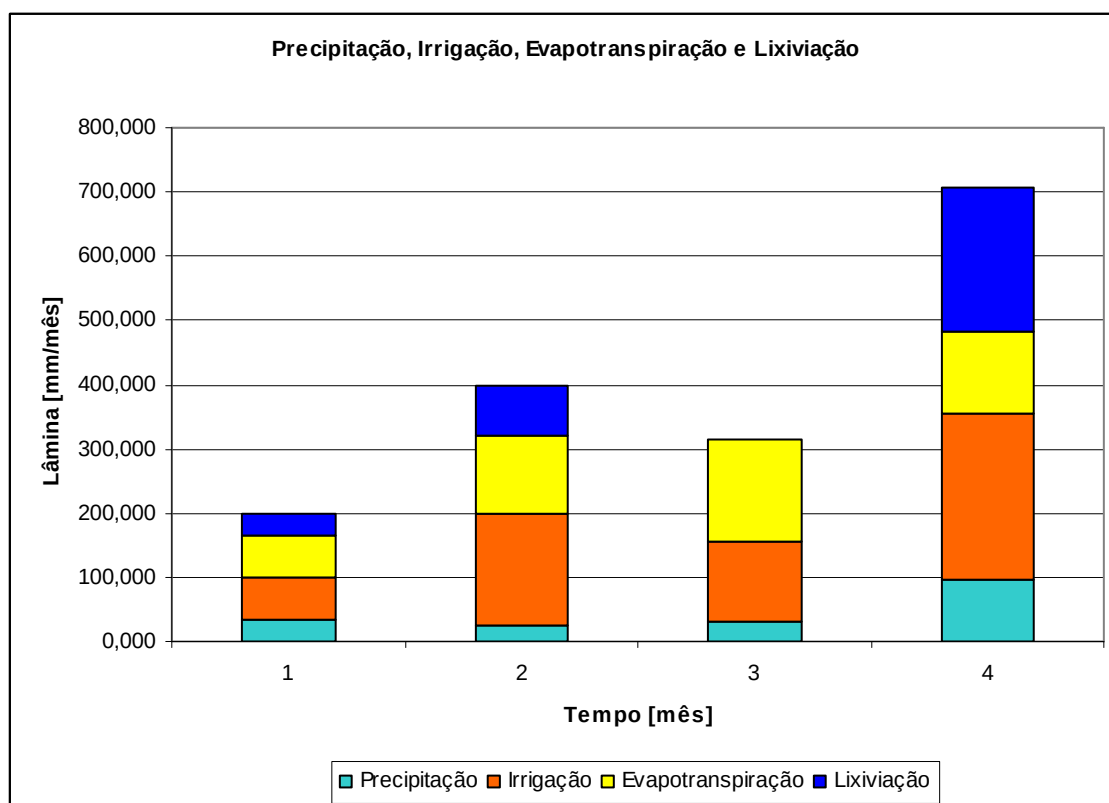
ANEXO B – CÁLCULO DO BALANÇO HÍDRICO MENSAL

Tabela B.1 – Cálculo de volumes mensais lixiviados modelados

	<i>Mês de Cálculo</i>		<i>P</i> [mm/mês]	<i>I</i> [mm/mês]	<i>ET'c</i> [mm/mês]	<i>L' = P+I-ET'c</i> [mm/mês]	<i>ETc</i> [mm/mês]	<i>L = P+I-ETc</i> [mm/mês]
1	15/07/05	14/08/05	35,000	64,730	65,128	34,601	65,128	34,601
2	15/08/05	14/09/05	25,400	174,051	121,608	77,843	121,608	77,843
3	15/09/05	14/10/05	31,400	125,144	158,242	-1,698	156,544	0,000
4	15/10/05	14/11/05	97,800	256,041	128,555	225,286	128,555	225,286



(I)



(II)

Figura B.1 – Representação gráfica dos resultados do cálculo do balanço hídrico mensal sem correções (I), com correções (II)