

**PRISCILA KARINA ALTVATER**

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM TANQUE SÉPTICO MODIFICADO  
E TRATAMENTO COMPLEMENTAR**

**Dissertação apresentada ao curso  
de Pós-Graduação em Engenharia  
de Recursos Hídricos e Ambiental,  
da Universidade Federal do Paraná,  
como requisito parcial à obtenção  
do título de Mestre em Engenharia  
de Recursos Hídricos e Ambiental.**

**Orientador: Prof. Dr. Daniel Costa  
dos Santos**

**CURITIBA**

**2008**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço...

...À minha mãe, sempre companheira, que muito me auxiliou desde a monografia da graduação, além de seu amor e paciência.

Ao Michael, meu amor, por estar sempre ao meu lado, pela paciência em meus momentos de estresse, além de toda a ajuda e correção no meu trabalho.

Ao meu orientador, Professor Daniel Costa dos Santos, pela orientação, incentivo e confiança no meu trabalho desde a monografia.

Ao professor Cristóvão Fernandes, pelo empenho e comprometimento com a coordenação.

À professora Maria Cristina Braga, pelo apoio e empenho em disponibilizar os recursos necessários às análises no Laboratório de Engenharia Ambiental.

Ao Sérgio Braga, que sempre esteve disposto a ajudar.

À Cristiane Antunes e Maria Carolina, pela presteza além da agradável convivência diária durante estes anos. Aos meus “estagiários”: Roberta, Gabriela, Angela, Luis e Daniel, pela ajuda e companhia.

Aos colegas Marianne, Ângelo, Raquel, Judith, Mariane, Jonas e Franciele, pelo companheirismo.

Aos demais colegas do Mestrado.

À Capes, pela concessão da bolsa.

À Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) pelo financiamento do projeto.

A todos que direta ou indiretamente colaboraram para a realização deste trabalho...

"As pessoas que vencem neste mundo  
são as que procuram as circunstâncias de  
que precisam e, quando não as  
encontram, as criam."

Bernard Shaw

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	vi
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	vii
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS</b> .....	ix
<b>RESUMO</b> .....	x
<b>ABSTRACT</b> .....	xi
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. OBJETIVO</b> .....	3
2.1 OBJETIVO GERAL .....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	3
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	4
3.1 SITUAÇÃO DA COBERTURA DE SERVIÇOS DE ESGOTAMENTO .....	4
3.1.1 Situação no Brasil .....	4
3.1.2 Situação no Paraná .....	5
3.1.3 Legislação no Brasil .....	6
3.2 SISTEMAS DE ESGOTAMENTO .....	7
3.2.1 Sistema unitário .....	7
3.2.2 Sistema Separador .....	8
3.2.3 Sistemas Centralizados .....	8
3.2.4 Sistemas Descentralizados .....	9
3.2.5 Sistemas Individuais .....	9
3.3 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO .....	9
3.4 PRINCÍPIOS DO TRATAMENTO .....	11
3.5 PROCESSOS BIOLÓGICOS .....	11
3.5.1 Processos de Oxidação .....	11
3.5.2 Quanto ao crescimento de biomassa .....	15
3.5.2.1 Biofilme .....	15
3.5.2.2 Meio Suporte .....	17
3.6 TECNOLOGIAS DE SISTEMAS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO .....	20
3.6.1 Tecnologias Convencionais .....	20
3.6.2 Tecnologias Sustentáveis .....	22
3.7 CINÉTICA E HIDRÁULICA DE REATORES .....	29
3.7.1 Cinética .....	29
3.7.2 Hidráulica .....	30
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	32
4.1 CONFIGURAÇÃO GERAL DO SISTEMA .....	32
4.2 ESGOTO SINTÉTICO .....	33
4.3 TANQUE SÉPTICO .....	34
4.3.1 Descrição da estrutura básica .....	34
4.3.2 Cortinas para meio aderido .....	36
4.4 UNIDADE TUBULAR DE TRATAMENTO DE ESGOTO .....	36
4.5 PARTIDA DO SISTEMA .....	38
4.5.1 Tanque Séptico .....	39
4.5.2 Sistema TS-UTTE .....	39
4.6 OPERAÇÃO DO SISTEMA .....	39
4.7 MONITORAMENTO DO SISTEMA .....	41
<b>5. RESULTADOS I DISCUSSÃO</b> .....	42

5.1 TANQUE SÉPTICO COM C/L = 4 .....	42
5.2 TANQUE SÉPTICO COM C/L=6 .....	43
5.3 TANQUE SÉPTICO COM CORTINAS PARA MEIO FIXO .....	47
5.4 COMPARAÇÃO ENTRE AS DIFERENTES CONFIGURAÇÕES DO TS .....	53
5.5 UNIDADE DE TRATAMENTO TUBULAR DE ESGOTO (UTTE) .....	54
5.5.1 Avaliação da Remoção ao longo do comprimento do UTTE .....	58
5.6 SISTEMA TS-UTTE .....	60
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>65</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>66</b>
<b>APÊNDICES</b> .....	<b>73</b>

## LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1	- EVOLUÇÃO DA COBERTURA DOS SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E COLETA DE ESGOTOS NO BRASIL (%).....	5
TABELA 3.2	- COMPOSIÇÃO DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS.....	10
TABELA 3.3	- EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO ENCONTRADAS NO TANQUE SÉPTICO.....	25
TABELA 3.4	- EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO E DBO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO TUBULAR DE ESGOTO.....	28
TABELA 3.5	- CONCENTRAÇÃO AO LONGO DO REATOR E NA SAÍDA PARA REATORES DE FLUXO PISTÃO E MISTURA COMPLETA EM ESTADO ESTACIONÁRIO.....	30
TABELA 3.6	- CONSTANTES CINÉTICAS DE REAÇÃO.....	31
TABELA 4.1	- COMPOSIÇÃO DO ESGOTO SINTÉTICO.....	33
TABELA 5.1	- QUADRO COMPARATIVO DAS MEDIANAS DE EFICIÊNCIAS PARA TD =18H.....	53

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1	- EVOLUÇÃO DA COBERTURA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO PARANÁ.....	05
FIGURA 3.2	- SEQUÊNCIA DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	14
FIGURA 3.3	- ESTRUTURA DO BIOFILME.....	16
FIGURA 3.4	- EXEMPLOS DE MATERIAL SUPORTE FEITOS DE PLÁSTICO.....	18
FIGURA 3.5	- MATERIAL SUPORTE USADO EM FILTRO BIOLÓGICO AERADO.....	19
FIGURA 3.6	- FILTRO DE TURFA.....	20
FIGURA 3.7	- TANQUE SÉPTICO.....	24
FIGURA 3.8	- MATERIAL SUPORTE FEITO DE GARRAFA PET.....	27
FIGURA 3.9	- DETALHE DA TUBULAÇÃO SOB ESTUDO.....	27
FIGURA 3.10	- FORMAÇÃO DO BIOFILME E GARRAFAS AMASSADAS E OBSTRUÍDAS.....	28
FIGURA 4.1	- SISTEMA TS-UTTE.....	32
FIGURA 4.2	- TANQUE SÉPTICO EXPERIMENTAL.....	35
FIGURA 4.3	- FIGURA ESQUEMÁTICA DO TANQUE SÉPTICO EXPERIMENTAL.....	35
FIGURA 4.4	- CORTINAS PARA MEIO ADERIDO.....	36
FIGURA 4.5	- UNIDADE DE TRATAMENTO TUBULAR DE ESGOTO.....	37
FIGURA 4.6	- MATERIAL DE ENCHIMENTO DO TUBO.....	37
FIGURA 4.7	- FUROS PARA COLETA DA AMOSTRA.....	38
FIGURA 4.8	- PONTOS DE AMOSTRAGEM NA UTTE.....	38
FIGURA 5.1	- TS COM C/L=4 – COMPORTAMENTO DA DQO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO.....	42
FIGURA 5.2	- TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DA DQO TOTAL.....	44
FIGURA 5.3	- TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DO COT.....	44
FIGURA 5.4	- TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA.....	45
FIGURA 5.5	- TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS TOTAIS.....	45
FIGURA 5.6	- TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS DISSOLVIDOS.....	46
FIGURA 5.7	- TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS.....	46
FIGURA 5.8	- TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS.....	47
FIGURA 5.9	- TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DA DQO TOTAL.....	48
FIGURA 5.10	- TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DA DQO SOLÚVEL.....	48
FIGURA 5.11	- TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DA DBO.....	49
FIGURA 5.12	- TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA.....	50
FIGURA 5.13	- TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS TOTAIS.....	51
FIGURA 5.14	- TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS DISSOLVIDOS.....	51
FIGURA 5.15	- TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS.....	

	SUSPENSOS .....	52
FIGURA 5.16	- TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS .....	52
FIGURA 5.17	- UTTE – COMPORTAMENTO DA DQO .....	54
FIGURA 5.18	- UTTE – COMPORTAMENTO DA DBO .....	55
FIGURA 5.19	- UTTE – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA .....	56
FIGURA 5.20	- UTTE – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS TOTAIS .....	56
FIGURA 5.21	- UTTE – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS DISSOLVIDOS.....	57
FIGURA 5.22	- UTTE – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS.....	57
FIGURA 5.23	- UTTE – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE SÓLIDOS .....	58
FIGURA 5.24	- COMPORTAMENTO DA DQO AO LONGO DO COMPRIMENTO NA UTTE .....	59
FIGURA 5.25	- COMPORTAMENTO DA LÂMINA NO INTERIOR DA TUBULAÇÃO.....	59
FIGURA 5.26	- TS-UTTE – COMPORTAMENTO DA DQO.....	60
FIGURA 5.27	- TS-UTTE – COMPORTAMENTO DA DBO .....	61
FIGURA 5.28	- TS-UTTE – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA .....	61
FIGURA 5.29	- TS-UTTE – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS TOTAIS .....	62
FIGURA 5.30	- TS-UTTE – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS DISSOLVIDOS...	62
FIGURA 5.31	- TS-UTTE – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS.....	63
FIGURA 5.32	- TS-UTTE – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS .....	63

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

UTTE	-	Unidade Tubular de Tratamento de Esgoto
CEPAL	-	Comissão Econômica para a América Latina e Caribe
IBGE	-	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
PNAD	-	Pesquisa Nacional de Atendimento Domiciliar
TS	-	Tanque Séptico
DBO <sub>5</sub>	-	Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias
pH	-	Potencial hidrogeniônico
OD	-	Oxigênio Dissolvido
DQO	-	Demanda Química de Oxigênio
FBA <sub>s</sub>	-	Filtros Biológicos Aerados
RBC <sub>s</sub>	-	Filtros Biológicos Rotatórios de Contato
MBR <sub>s</sub>	-	Reatores de Leito em Movimento
PVC	-	Policloreto de Vinila
UASB	-	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
RALF	-	Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado
r	-	Taxa de reação (g/m <sup>3</sup> .s)
k	-	Constante de reação (d <sup>-1</sup> )
n	-	Ordem da reação
C	-	Concentração do reagente (g/m <sup>3</sup> )
t	-	Tempo (s)
C <sub>0</sub>	-	Concentração afluente (g/m <sup>3</sup> )
d	-	Distância de percurso ao longo do tanque (m)
v	-	Velocidade horizontal de percurso (m/d)
t <sub>d</sub>	-	Tempo de detenção hidráulica (d)
UFPR	-	Universidade Federal do Paraná
TA	-	Tanque de Armazenamento de Esgoto
BD	-	Bomba Dosadora
COT	-	Carbono Orgânico Total
SS	-	Sólidos Suspensos
ST	-	Sólidos Totais
SD	-	Sólidos Dissolvidos

## RESUMO

Nos últimos anos, a crescente preocupação com a qualidade do meio ambiente e o avanço de tecnologias para o tratamento de efluentes líquidos, melhoraram a situação nacional quanto ao tratamento de esgoto doméstico. Todavia, os índices de tratamento e a eficiência dos processos estão aquém do desejável. Dada a situação econômica nacional e de muitos outros países, o uso de sistema de baixo custo torna-se fundamental. O sistema de tanques sépticos (TS) para tratamento de esgotos é o mais usado em todos os países devido à sua simplicidade de construção e operação, além de baixo custo de implementação. Apesar de todas as vantagens, a eficiência do tanque séptico para remoção de matéria orgânica é moderada, necessitando de um pós-tratamento para alcançar um grau de remoção da matéria orgânica aceitável. O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência do pós-tratamento de efluente de tanques sépticos num sistema inovador denominado Unidade Tubular de Tratamento de Esgoto (UTTE), em conjunto com modificações do TS. O UTTE consiste de uma tubulação a qual é preenchida com um material suporte para a aderência e crescimento da biomassa. O princípio de remoção da matéria orgânica é predominantemente anaeróbio e com características de um biofiltro. O tanque séptico foi construído nas dimensões 120 cm de comprimento, 20 cm de largura e 17 cm de altura, sendo que o UTTE constituiu-se de um tubo de PVC de 150 mm de diâmetro e 4 m de comprimento. O material suporte para promover o crescimento da biomassa foi confeccionado a partir de tiras de garrafa PET previamente lixadas. As características do UTTE também o tornam simples construtiva e operacionalmente e com custos de implementação reduzidos. As modificações implementadas no TS foram: (i) aumento da relação comprimento/largura da usualmente adotada, de 4 para 6; (ii) inserção de material suporte para o desenvolvimento de filme biológico no interior do tanque. Este material suporte também foi confeccionado a partir de tiras de garrafas PET lixadas. A avaliação da eficiência do tratamento se deu através dos parâmetros de DQO, DBO e sólidos. O TS apresentou eficiência média de 42%, e as modificações feitas no TS apresentaram um aumento sensível na remoção de DQO, 47,7% com a inserção de material suporte e 53,6% com o aumento da relação comprimento/largura. A inserção do material suporte promoveu o aumento da remoção de matéria orgânica na massa líquida, enquanto o aumento da relação comprimento largura contribuiu para a aproximação da hidráulica do reator para fluxo pistão, o qual apresenta uma eficiência mais elevada. O UTTE se apresentou como um bom sistema de pós-tratamento para o TS, com eficiências médias de remoção para sistema TS-UTTE de 70%, 66% e 74% para DQO, DBO e SS, respectivamente.

Palavras-chave: tratamento de esgoto, tanque séptico, biofilme, meio suporte

## ABSTRACT

In recent years, the concern about the quality of the environment and the advance in technologies for the treatment of wastewater, improved the national situation of domestic sewage treatment. However, the rates of treatment and efficiency of the processes are less than desirable. Given the economic situation nationally and in many other countries, the use of low-cost system becomes essential. The tank septic system is the most used in all countries to treat wastewater due to its simplicity of construction and operation as well as the low cost of implementation. Despite all the advantages, the efficiency of the septic tank for removal of organic matter is moderate, therefore a post-treatment is desired. The purpose of this study was to evaluate the efficiency of post-treatment of sewage from septic tanks in a reactor denominated tubular treatment of the domestic effluent (UTTE), together with changes in the septic tank. The UTTE consist of a pipe which is filled with a material support for the adhesion and growth of biomass. The principle of removing organic matter is predominantly anaerobic and with characteristics of a biofilter. The septic tank was built in the dimensions 120 cm in length, 20 cm wide and 17 cm in height and the structure of UTTE was built with a PVC pipe of 150 mm in diameter and 4 m in length. The PVC pipe was filled with a support media to promote the development of biomass and therefore the treatment of effluent. For this support media it was used strips of PET. The characteristics of UTTE also make it simple and constructive operationally and with reduced costs of implementation. The changes were implemented in TS: (i) increase in the length / width usually taken from 4 to 6, (ii) integration of material support for the development of biological film inside the tank. This support media was also made from PET material. The removal efficiencies were assessed from the organic matter and solids. The TS showed average efficiency of 42%, and the changes made in the TS showed an increase in the COD removal, 47.7% with the inclusion of material support and 53.6% with increasing the length/width. The insertion of material support promoted the increased removal of organic matter in the net, while the increase in the length width contributed to the rapprochement of the reactor to flow hydraulic piston, which has a higher efficiency. The UTTE behaved as a good post treatment to the septic tank, with a removal of the system TS-UTTE of 70%, 66% and 74% for COD, BOD and SS, respectively.

Key-words: wastewater treatment, septic tank, biofilm, support media

## 1. INTRODUÇÃO

Com o crescente aumento da população, cresce o volume de resíduo gerado. O esgoto doméstico tornou-se um dos grandes problemas da atualidade, com coleta ineficiente, não atingindo nem a metade da população. Como se isso não bastasse, grande parte do esgoto coletado não é tratado e é despejado em galerias pluviais. No Paraná, dos 748 distritos existentes, 592 não possuem rede coletora de esgoto e destes, 238 distritos utilizam tanques sépticos (TS) como destino final do esgoto. (IBGE, 2002). Na Região Metropolitana de Curitiba o esgotamento sanitário apresenta-se insatisfatório, apenas 46% da população urbana possui rede de esgoto e 35% tem seu esgoto tratado, e ainda assim, com uma eficiência média baixa, devido ao processo de tratamento adotado. Nesta região, somente 10 dos 25 municípios possuem rede de esgoto e, mesmo assim, esses dez municípios apresentam atendimento bastante reduzido, sendo por rede coletora da ordem de 40 % e por tratamento de esgoto de cerca de 16% (SUDERHSA, 2000).

Segundo o SNIS (2003) 50% dos domicílios são conectadas à rede de coleta de esgoto, mas apenas 27% do esgoto gerado é tratado, um índice muito baixo que deve ser elevado. A população que não conta com sistema de tratamento de esgoto tem seus efluentes lançados *in natura* nos cursos d'água, além das ligações irregulares, com rede de esgoto conectada a galerias pluviais, sendo esta, a causa principal da poluição dos rios. O lançamento de esgotos nos corpos d'água sem um tratamento anterior pode causar a extinção do oxigênio dos rios, eutrofização dos lagos, além de odor e cor indesejáveis.

A principal fonte de poluição dos corpos d'água no Brasil é o lançamento de esgotos domésticos não tratados. Assim sendo, deve-se procurar desenvolver tecnologias para tratamento de águas residuárias que sejam mais eficientes e com o menor custo possível. O sistema implementado tende a alcançar os objetivos principais de sustentabilidade, isto é, reduzido consumo de energia e de substâncias químicas, além de possibilitar o reuso da água.

Em diversos países ainda há um preconceito contra sistemas naturais por não se incluírem equipamentos mecânicos no processo, implicitamente considerados por alguns como garantia de eficiência. O tratamento anaeróbio de águas residuárias tem sido estudado, principalmente como uma alternativa de

tratamento de baixo consumo de energia e custo operacional, em substituição aos processos de custos mais elevados, como o sistema de lodos ativados ou ainda, para diminuir áreas destinadas ao tratamento por sistemas de lagoas. No Brasil, por exemplo, o sistema de lagoas de estabilização está totalmente estabelecido e parece haver pouco preconceito contra o mesmo (ANDRADE NETO, 1993).

Neste contexto, considerando a importância do desenvolvimento de tecnologias sustentáveis para o tratamento de esgoto, o objetivo da pesquisa é o tratamento de efluentes de tanques sépticos utilizando como pós-tratamento uma Unidade de Tratamento Tubular de Esgoto (UTTE).

## 2. OBJETIVO

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de um sistema constituído por Tanque Séptico Modificado seguido de uma Unidade Tubular de Tratamento de Esgoto, quanto à remoção de matéria orgânica.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

De maneira a atender o Objetivo Geral, os objetivos específicos são os seguintes:

- Avaliar o desempenho de um tanque séptico com as relações de forma modificadas (C/L)
- Avaliar um tanque séptico modificado com a inserção de meio para crescimento biológico
- Avaliar o sistema tanque séptico seguido de tratamento tubular de esgoto como pós-tratamento
- Avaliar a cinética dos sistemas de tratamento

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 SITUAÇÃO DA COBERTURA DE SERVIÇOS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO

A Comissão Econômica para a América Latina e Caribe (CEPAL, 2001) indica que mais de 92 milhões de pessoas não possuem acesso a água potável e mais de 128 milhões de pessoas não possuem serviços de esgotamento sanitário adequado. Em áreas urbanas estes números atingem cerca de 39 milhões e 54 milhões de pessoas, respectivamente.

##### 3.1.1 Situação no Brasil

No Brasil, o setor de saneamento básico é um dos principais usuários de recursos hídricos, representando cerca de 22% do total dos usos das águas superficiais, cujo principal insumo é a água bruta. Esta utilização reveste-se de uma particularidade importante, na medida em que implica em mudança substantiva na qualidade das águas utilizadas. A condição privilegiada do Brasil em quantidade disponível de recursos hídricos levou durante muito tempo à idéia de abundância deste recurso natural, o que gerou uma cultura de uso abusivo de rios e lagos, sobretudo quanto a captar água bruta e devolver para os corpos hídricos esgotos domésticos, na grande maioria dos casos, sem tratamento adequado (ANA, 2003).

A oferta de serviços de saneamento básico em áreas urbanas no Brasil aumentou significativamente nas últimas décadas, como se observa na Tabela 3.1.

TABELA 3.1 – EVOLUÇÃO DA COBERTURA DOS SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E COLETA DE ESGOTOS NO BRASIL (%)

Serviço		Ano				
		1960	1970	1980	1990	2000
Abastecimento de água (%)	Domicílios urbanos	41,8	60,5	79,2	86,3	89,8
	Domicílios totais	-	-	-	-	77,8
Esgotamento sanitário (%)	Domicílios urbanos	26,0	22,2	37,0	47,9	56,0
	Domicílios totais	-	-	-	-	47,2

FONTE: IBGE, Censos Demográficos 1960, 1970, 1980, 1990 e 2000

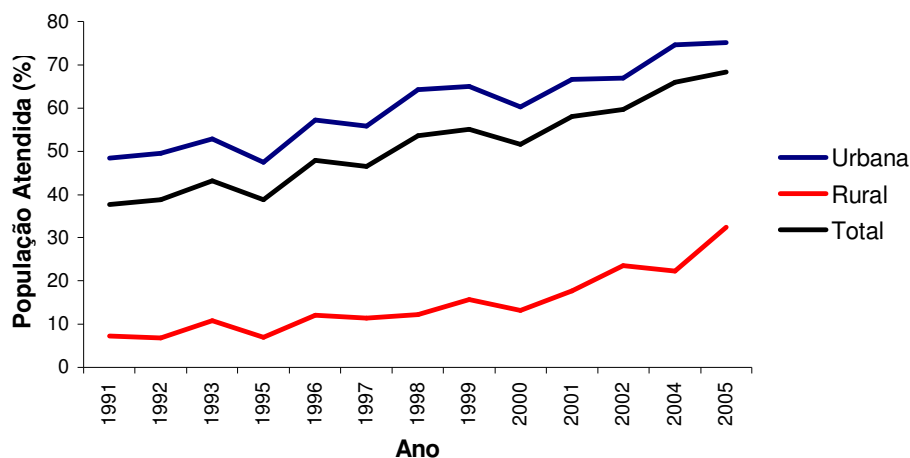
De 1960 para 2000, a porcentagem de domicílios urbanos atendidos pela rede de distribuição de água e pela coleta de esgotos cresceu mais do que o dobro.

Apesar do crescimento da cobertura dos serviços de água e esgoto, ainda persistem populações não atendidas, principalmente as de baixa renda, habitantes das periferias das grandes cidades, nos municípios menores e, nas áreas rurais. Esta demanda atinge 9,9 milhões de domicílios brasileiros que carecem dos serviços de abastecimento de água, por redes públicas, e cerca de 23,6 milhões que não estão conectados às redes coletoras de esgotos. Considerando que em muitos domicílios brasileiros a adoção de fossa séptica é a solução adotada, o déficit em esgotamento sanitário passa para 16,9 milhões de domicílios.

### 3.1.2 Situação no Paraná

Segundo a Pesquisa Nacional de Atendimento Domiciliar (PNAD) de 1992 a 2005, a cobertura de sistema de esgotamento sanitário no Paraná evoluiu de 37,7 % em 1991 para 68,26 % em 2005. Pela Figura 3.1 podemos observar que atualmente a população urbana atendida passou a ser 75 %. A população rural também obteve crescimento na cobertura do serviço, contudo, não o suficiente, pois ainda apresenta índices muito pequenos.

FIGURA 3.1 – EVOLUÇÃO DA COBERTURA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO PARANÁ



FONTE: IBGE (2002).

### 3.1.3 Legislação no Brasil

A Lei de Saneamento Básico 11445, de 5 de janeiro de 2007, estabelece diretrizes para o saneamento básico. O texto prevê a universalização dos serviços de abastecimento de água, rede de esgoto e drenagem de águas pluviais, além da coleta de lixo para garantir a saúde da população brasileira, conforme artigo 10º do mesmo, a seguir reproduzido:

Art. 10. A prestação de serviços públicos de saneamento básico por entidade que não integre a administração do titular depende da celebração de contrato, sendo vedada a sua disciplina mediante convênios, termos de parceria ou outros instrumentos de natureza precária.

§ 1º Excetua-se do disposto no caput deste artigo:

I - os serviços públicos de saneamento básico cuja prestação o poder público, nos termos de lei, autorizar para usuários organizados em cooperativas ou associações, desde que se limitem a:

- a) determinado condomínio;
- b) localidade de pequeno porte, predominantemente ocupada por população de baixa renda, onde outras formas de prestação apresentem custos de operação e manutenção incompatíveis com a capacidade de pagamento dos usuários;

Conforme o artigo citado, em municípios de pequeno porte e certos condomínios, ocupados por população de baixa renda, é permitido ao poder público autorizar a prestação de serviços, por parte de usuários organizados, via convênios e termos de parceria. Isto poderia facilitar a descentralização do serviço. Uma vez que os custos de operação e manutenção são incompatíveis com a capacidade de pagamento dos usuários.

A Lei 11445 em seu artigo 45º apresenta:

Art. 45. Ressalvadas as disposições em contrário das normas do titular, da entidade de regulação e de meio ambiente, toda edificação permanente urbana será conectada às redes públicas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário disponíveis e sujeita ao pagamento das tarifas e de outros preços públicos decorrentes da conexão e do uso desses serviços.

§ 1º Na ausência de redes públicas de saneamento básico, serão admitidas soluções individuais de abastecimento de água e de afastamento e destinação final dos esgotos

sanitários, observadas as normas editadas pela entidade reguladora e pelos órgãos responsáveis pelas políticas ambiental, sanitária e de recursos hídricos.

Não obstante, referente às questões técnicas, o artigo 45 recomenda em situações de ausência de redes de saneamento, permitindo soluções individuais para esses casos.

No artigo 48º é apresentado:

Art. 48. A União, no estabelecimento de sua política de saneamento básico, observará as seguintes diretrizes:

...

VII - garantia de meios adequados para o atendimento da população rural dispersa, inclusive mediante a utilização de soluções compatíveis com suas características econômicas e sociais peculiares;

IX - adoção de critérios objetivos de elegibilidade e prioridade, levando em consideração fatores como nível de renda e cobertura, grau de urbanização, concentração populacional, disponibilidade hídrica, riscos sanitários, epidemiológicos e ambientais;

Para zonas rurais dispersas, de acordo com o Art. 48, a União deverá garantir o atendimento adequando da população, com soluções de saneamento compatíveis com suas características econômicas e sociais.

Dado o contexto da Lei do Saneamento, é possível, dessa forma, vislumbrar um espaço para a inserção e consolidação dos sistemas descentralizados de saneamento.

## 3.2 SISTEMAS DE ESGOTAMENTO

### 3.2.1 Sistema Unitário

Quando o esgoto sanitário dos edifícios é lançado nas tubulações públicas, que também coletam as águas pluviais e as de lavagem de ruas, diz-se que a cidade possui sistema único (unitário) de esgoto (CRESPO, 1997).

Este tipo de sistema não é utilizado no Brasil por serem as canalizações de grandes diâmetros, por causa dos riscos de refluxo do esgoto sanitário para as

residências, pela ocorrência de mau cheiro nos bueiros e, principalmente, porque as estações de tratamento não podem ser dimensionadas para tratar toda a vazão que é gerada no período de chuva (BARROS, 1995). Todavia em cidades com infraestrutura sanitária muito antiga, como Quioto, Bogotá, Rio de Janeiro, São Paulo, Belém do Pará e outras cidades nos Estados Unidos e Europa, os sistemas unitários já existentes foram mantidos (CRESPO, 1997).

### 3.2.2 Sistema Separador

O sistema separador, que é o sistema de esgotamento adotado no Brasil, é constituído por duas redes distintas, sendo uma destinada aos esgotos sanitários e outra recendendo águas pluviais e eventualmente águas de superfície e de subsolo. As cidades que possuíam sistema unitário passaram a adotar este tipo de sistema e aquelas que ainda não possuíam nenhum sistema de coleta de esgoto adotaram o sistema separador desde o início (BARROS, 1995).

### 3.2.3 Sistemas Centralizados

Este tipo de sistema conta com coleta, transporte, tratamento e disposição final do esgoto. O esgoto coletado é tratado em apenas uma estação de tratamento. O sistema é constituído de rede coletora, interceptores e emissários, estações elevatórias, estação de tratamento de esgoto e corpo receptor. As vantagens deste tipo de sistema são a possibilidade de realizar obras conjuntas e reduzir os custos de implantação.

Segundo OTTERPOHL et al. (1997), as desvantagens dos sistemas centralizados para tratamento de esgoto são: o alto consumo de energia para a oxidação da matéria orgânica e nitrificação; o lodo possui alta carga de poluição e falta de nutrientes, impossibilitando seu uso na agricultura como fertilizante; uma grande quantidade de água é necessária para conduzir os dejetos humanos até a planta de tratamento.

### 3.2.4 Sistemas Descentralizados

A expressão “sistemas descentralizados” é observada no uso de pequenas unidades de tratamento de esgoto ao invés de um único tratamento centralizado, com o objetivo de realizar o tratamento com custos reduzidos. Deste modo, os sistemas descentralizados de tratamento de esgoto são recomendados para atender comunidades pequenas.

Os sistemas descentralizados possuem algumas exigências para bom funcionamento dos sistemas: (1) devem ter baixo custo de investimento e operação; (2) ter operação e manutenção simples; (3) possuir funcionamento robusto capaz de absorver as variações de carga no sistema e boa eficiência. Em resumo, os sistemas descentralizados, mesmo aqueles construídos para menores populações, exigem um funcionamento muito estável e devem ter a mesma eficiência que os sistemas centralizados, contudo apresentam custos reduzidos de operação e implantação (HOFFMANN et al., 2006).

### 3.2.5 Sistemas Individuais

Os sistemas individuais são aqueles conectados apenas a uma edificação. Para esses sistemas, como residências ou condomínios isolados, existe a opção de se utilizar tanques sépticos (TS) para tratamento do esgoto. O efluente de saída dos TS poderá ser lançado em sumidouros, valas de infiltração, valas de filtração ou filtros anaeróbios, antes da disposição final que poderá ser feita em rios, córregos ou sem controle no próprio solo (NUVOLARI, 2003).

## 3.3 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO

O efluente que contribui para as estações de tratamento de esgotos é oriundo de esgoto doméstico, águas de infiltração e despejos industriais (VON SPERLING, 2005). Os esgotos domésticos são provenientes principalmente de residências, áreas comerciais ou qualquer edificação que contenha instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas ou qualquer dispositivo de utilização de água para fins domésticos. São constituídos essencialmente da água de banho, urina, fezes,

papel, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem (JORDÃO e PESSOA, 2005). Os principais componentes químicos, físicos e biológicos dos esgotos domésticos estão listados na Tabela 3.2:

TABELA 3.2 – COMPOSIÇÃO DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS

PARÂMETRO	DESCRIÇÃO
Sólidos Totais	Sólidos suspensos, Sólidos Dissolvidos e Sedimentáveis.
Matéria Orgânica	Mistura heterogênea de vários compostos orgânicos dentre eles proteínas, carboidratos e lipídios.
Nutrientes	Nitrogênio e Fósforo, indispensáveis para o desenvolvimento de microrganismos no tratamento biológico.
Cloretos	Provenientes da água de abastecimento e dejetos humanos
Óleos e Graxas	Oriundos de óleos e gorduras utilizados nas comidas
Patogênicos	Oriundos de dejetos humanos. Devido ao grande número de microrganismos patogênicos, sua medida é feita indiretamente através de análise de coliformes fecais e totais

FONTE: METCALF e EDDY (2003)

Quanto aos parâmetros representativos de matéria orgânica, cabe destacar a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e os sólidos. Normalmente a DBO<sub>5</sub> de esgotos domésticos varia entre 100 e 400 mg/L, desejando-se chegar a uma redução a até 20 a 30 mg/L nos tratamentos completos. A DQO dos esgotos domésticos normalmente varia entre 200 e 800 mg/L. Os principais organismos encontrados nos rios e esgotos são as bactérias, fungos, protozoários, vírus, algas e grupos de plantas e animais. Destes organismos, os mais importantes são as bactérias, sendo as responsáveis pela decomposição e estabilização da matéria orgânica (JORDÃO e PESSOA, 2005).

A poluição dos corpos hídricos causa queda nos níveis de oxigênio dissolvido, impactando em toda a comunidade aquática, visto que a redução nos teores de oxigênio é seletiva para determinadas espécies. A poluição ainda pode causar eutrofização com conseqüente mortandade da biota aquática, elevação nos custos de tratamento da água, proliferação de algas (VON SPERLING, 2005).

### 3.4 PRINCÍPIOS DO TRATAMENTO

Os processos de tratamento de esgoto são classificados como processos físicos, químicos e biológicos. Os processos físicos caracterizam-se pela remoção das substâncias em suspensão, em particular os sólidos sedimentáveis do esgoto, incluindo sólidos grosseiros, sedimentáveis e flutuantes.

Os processos químicos utilizam produtos químicos, comumente associam-se a outros processos. Os mais utilizados em tratamento de esgoto são: floculação, precipitação química, oxidação química, cloração e correção de pH (JORDÃO e PESSOA, 2005).

E por fim os processos biológicos os quais dependem da ação de microrganismos presentes no esgoto e baseiam-se nos princípios da oxidação biológica. Os principais processos biológicos para tratamento de esgotos são: oxidação biológica (aeróbia como lodos ativados, filtros biológicos, valos de oxidação e lagoas de estabilização; e anaeróbia como reatores anaeróbios de fluxo ascendente) e digestão do lodo (aeróbia, anaeróbia e fossas sépticas). Embora as estruturas físicas sejam diferentes, o processo biológico é essencialmente o mesmo em todos os sistemas com base para o crescimento biológico (HAMMER, 1996).

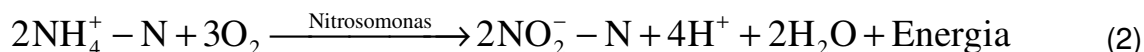
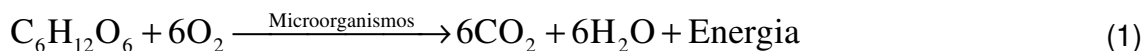
### 3.5 PROCESSOS BIOLÓGICOS

Os processos biológicos são os principais responsáveis pela remoção da matéria orgânica e nutrientes presentes no esgoto. Nesse item são discutidos os processos quanto ao tipo de oxidante e quanto ao crescimento de biomassa.

#### 3.5.1 Processos de Oxidação

O significado da oxidação biológica pode ser visualizado pela maneira através da qual ocorrem as transformações características dos ciclos do carbono e do nitrogênio na natureza, passando do estado orgânico ao inorgânico. A oxidação da matéria orgânica dos esgotos ocorre quando os microrganismos a usam como fonte de alimento, oxidando uma porção de carbono em biomassa e o remanescente em dióxido de carbono, ou seja, os microrganismos convertem o carbono orgânico

(matéria orgânica) em carbono inorgânico (CO<sub>2</sub>), conforme a equação simplificada (Equação 1). O mesmo acontece com o nitrogênio, onde a amônia é transformada em nitritos (Equação 2), e os nitritos em nitratos (Equação 3) (VON SPERLING, 2005).



Em processos aeróbios procura-se intensificar a proliferação de microorganismos, principalmente bactérias, que além de oxidar aerobicamente a matéria orgânica, formam massas capazes de aderir partículas em suspensão. Através da respiração, esses organismos formadores de flocos oxidam a matéria orgânica que retiram do esgoto. O oxigênio necessário deve estar no próprio esgoto constituindo o Oxigênio Dissolvido (OD), que pode ser introduzido por contato direto com o ar atmosférico ou aeração mecânica (VON SPERLING, 2005).

Culturas de microrganismos aeróbios são desejadas para remover matéria orgânica em concentrações de 50 a 4000 mg/L de DQO aproximadamente. Em concentrações mais baixas, a oxidação do carbono é freqüentemente menor, embora processos biológicos sejam usados para tratamento de águas contaminadas que contenham menos de 50 mg/L de DQO. (GRADY JR, 1999).

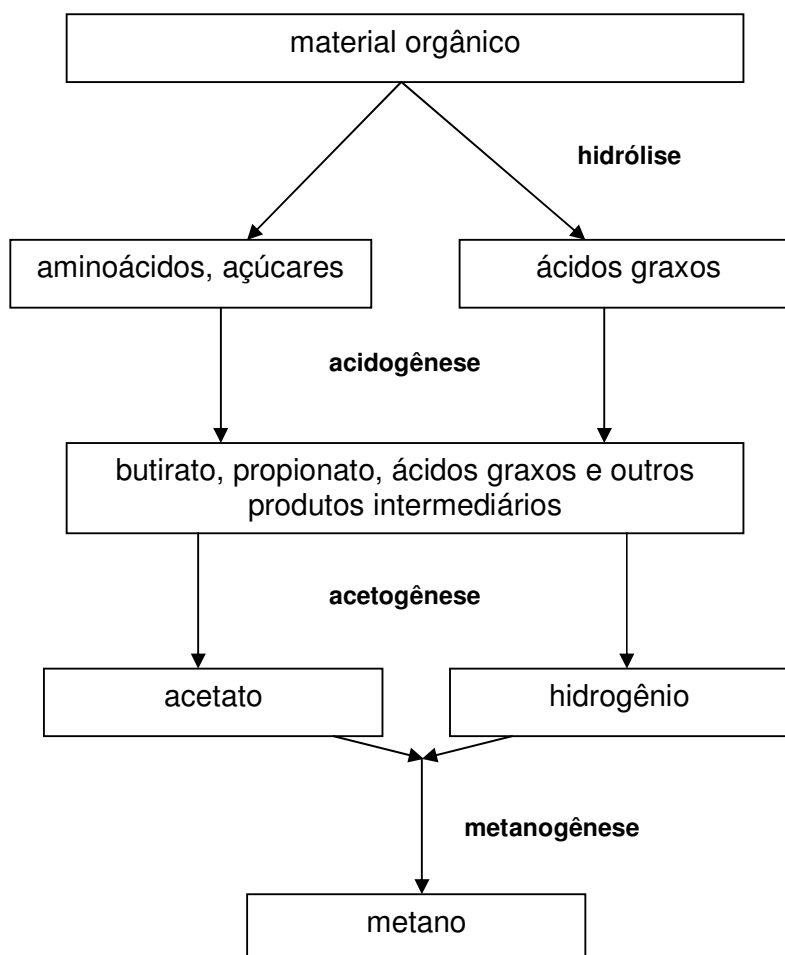
A oxidação do esgoto depende da presença de microrganismos. Uma parte da matéria orgânica do esgoto é oxidada e outra parte é transformada em massa de bactérias. Em relação à necessidade de nutrientes minerais para que se obtenha uma boa taxa de estabilização, deve-se procurar obter uma relação DBO/N/P de 100/5/1 em processos aeróbios.

O tratamento anaeróbio é um processo de degradação da matéria orgânica com o fim de torná-la mais solúvel. A solubilização de compostos orgânicos por atividade enzimática também é denominada de digestão. O processo de digestão anaeróbia ocorre em duas fases. Na primeira ocorre a hidrólise dos corpos em suspensão, sedimentáveis, em substâncias solúveis ou ao menos em um estágio

intermediário. Esta etapa ocorre devido à ação de enzimas exógenas liberadas pelas bactérias que exercem atividade catalisadora sobre as partículas orgânicas com o intuito de solubilizá-las e torná-las assimiláveis pelas células bacterianas. A celulose e o amido são transformados em formas solúveis de açúcar. As proteínas são desmembradas em seus aminoácidos e as gorduras não são atacadas pelas enzimas. A degradação química das substâncias nesse processo é incompleta, e os subprodutos são geralmente tanto ou mais inconvenientes do que o próprio esgoto fresco.

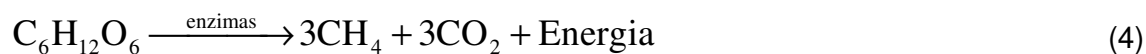
Na segunda etapa, a acidogênese, ocorre a gaseificação do material solúvel absorvido pelas células bacterianas no interior das próprias bactérias. A acetogênese é a terceira etapa em que ocorre a oxidação dos compostos resultantes da fase acidogênese em compostos que formam o substrato para a produção do metano. As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação e os subprodutos gerados são o  $H_2$ ,  $CO_2$  e o acetato. Nesse ambiente grande parte da matéria orgânica biodegradável é convertida em propionatos e butiratos, produtos esses que são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio, pela ação das bactérias acetogênicas. Na etapa final do processo anaeróbio, ocorre a formação do gás metano, através da ação das bactérias metanogênicas. Essas bactérias podem ser divididas em dois principais grupos as bactérias metanogênicas acetoclásticas, responsáveis por 70 a 60% da produção de metano ( $CH_4$ ) e as bactérias metanogênicas hidrogenotróficas. O produto final da digestão anaeróbia é o  $CH_4$ ,  $H_2O$  e  $CO_2$ . (CHERNICHARO, 1997). A sequência do processo de digestão anaeróbia pode ser representada pela Fig. 3.2:

FIGURA 3.2 – SEQUÊNCIA DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA



FONTE: Adaptado de FORESTI et al. (1999)

A degradação anaeróbia da matéria orgânica pode ser representada pela Equação 4.



A matéria orgânica é convertida a uma forma mais oxidada ( $\text{CO}_2$ ) e outra mais reduzida ( $\text{CH}_4$ ). Entretanto, as reações desse tipo não ocorrem diretamente na decomposição do esgoto. As substâncias sofrem a ação de dois grupos de bactérias em duas fases distintas até ocorrer a formação de metano. Na primeira fase as substâncias mais complexas são transformadas em compostos que servem de substrato a diferentes espécies de metano-bactérias. A reação geral da formação do

metano pela ação destas bactérias pode ser representada pela Equação 5 (VON SPERLING, 2005):



Apesar de geralmente ser seguida de tratamento aeróbio para fornecer um efluente desejável para descarte, a cultura anaeróbia é freqüentemente usada para tratar efluentes muito concentrados.

### 3.5.2 Quanto ao crescimento de biomassa

Os processos podem ser de crescimento biológico em meio suspenso, (lodo ativado, lagoas de estabilização, reatores anaeróbios), e de crescimento biológico em meio suporte (Ex: filtro biológico), onde a massa biológica (biofilme) cresce sobre um material, que serve de suporte (FORESTI et al., 1999).

#### 3.5.2.1 Biofilme

O biofilme é a biomassa formada pelo agrupamento imobilizado de diversos organismos sobre uma superfície.

No caso do crescimento biológico em meio suspenso, A imobilização ocorre na forma de lodo, onde os microrganismos se agregam, formando desde flocos dispersos até grânulos densos. Os microrganismos agregados formam um lodo floculento, que ocupa parcial ou quase totalmente o volume do reator.

As diversas configurações de reatores com esse tipo de imobilização se caracterizam por não utilizarem enchimento artificial e formam leitos ou mantas de lodo. Um exemplo deste tipo de reator é o RALF, que é um reator de manta de lodo no qual o esgoto afluente entra pelo fundo do reator e em seu movimento ascendente atravessa uma camada de lodo biológico (FORESTI et al., 1999).

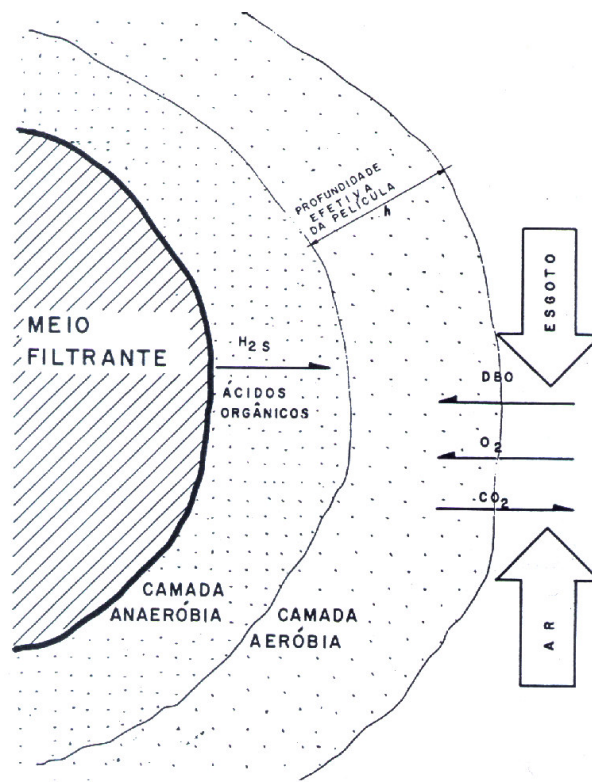
Quando o esgoto entra em contato com o meio suporte começa a se desenvolver sobre o mesmo uma população microbiana com características de película gelatinosa, denominada biofilme. Os biofilmes são muito complexos,

fisicamente e microbiologicamente. A ilustração representativa de um biofilme é mostrada na Figura 3.3.

A fase inicial do desenvolvimento do biofilme envolve a adsorção de compostos orgânicos sob o material a ser colonizado. Essa camada inicial é um pré-requisito para uma posterior aderência microbiana. O desenvolvimento do biofilme começa após esta fase. O biofilme pode ser visto em algumas horas após o “start-up” do reator (APILÁNEZ et al, 1998).

O biofilme cresce aderido a um suporte sólido, que é usualmente impermeável. Quando em contato com o ar, absorve-o, enriquecendo-se de oxigênio, favorecendo o desenvolvimento rápido dos organismos presentes, os quais se alimentam da matéria orgânica do esgoto, dissolvida ou finamente suspensa. Os materiais solúveis são consumidos rapidamente enquanto as partículas maiores são capturadas pela película gelatinosa para formar o biofilme. Então as partículas aderidas são reduzidas por enzimas a moléculas e podem ser então metabolizadas (GRADY JR, 1999).

FIGURA 3.3 – ESTRUTURA DO BIOFILME



FONTE: JORDÃO e PESSOA (2005)

Em geral o biofilme pode ser dividido em duas zonas, quais sejam a base e a superfície. As duas zonas contêm um agrupamento de microrganismos e outros materiais particulados agregados por uma matriz de polímeros extracelulares. Imagina-se que estes polímeros, que são excretados pelos microrganismos, sejam os mesmos polímeros envolvidos na biofloculação. A base do filme consiste de uma acumulação estruturada, com um limite bem definido. O transporte na base do filme tem historicamente sido visto como processo de difusão molecular. Os compostos orgânicos são hidrolisados por enzimas extracelulares, estas reduzidas por microrganismos a substâncias degradáveis (LARSEN e HARREMOËS, 1994). A espessura do biofilme depende muito das características hidrodinâmicas, mas também da natureza dos microrganismos constituintes (GRADY JR et al., 1999).

Os sistemas de crescimento aderido em comparação com os sistemas de crescimento suspenso, como lodo ativado, requerem pouco espaço e apresentam operação flexível. Sistemas com biofilmes, ou seja, de crescimento aderido, incluem filtros percoladores, filtros biológicos aerados (FBAs), filtros biológicos rotatórios de contato (RBCs), e reatores de leito em movimento (MBRs).

Um processo efetivo do biofilme deve satisfazer o seguinte (RODGERS, 2003):

- A biomassa bacteriana necessária para o processo deve aderir ao meio suporte;
- O efluente deve ter um eficiente contato com o biofilme;
- O crescimento do biofilme deve ser controlado para que não ocorra o entupimento no suporte.

### 3.5.2.2 Material Suporte

O meio suporte é constituído de sólidos que são depositados no tanque, altamente porosos, nos quais se aderem os microorganismos, permitindo ampla ventilação. O material suporte tem a função de dar apoio a uma película biológica gelatinosa que se desenvolve na superfície do material onde escoar o esgoto enquanto os vazios entre o material são ocupados por microrganismos dispersos (CHERNICHARO, 1997).

O material do meio suporte depende da disponibilidade local, custo, características mecânicas (resistência à compressão) tendo em vista a altura dos filtros e esforços resultantes do peso próprio do material de enchimento, forma dos módulos e rugosidade da superfície, e densidade. Têm-se usado pedregulho, cascalhos, pedras britadas, escórias de forma de fundição. Os filtros com enchimento de pedras são normalmente circulares. Atualmente o plástico (PVC) tem tido preferência na fabricação dos módulos (tubos, blocos e tocos) de filtros com meio suporte sintético. Os módulos são construídos com a seção transversal circular, quadrada ou retangular, e suas profundidades podem atingir 9 m. Com a produção de materiais de enchimento ou meios suporte dos filtros biológicos, como elementos de plásticos que permitem maiores taxas orgânicas e hidráulica de aplicação ao filtro, e estruturas mais leves, muitos engenheiros envolvidos no tratamento de efluentes passaram a pesquisar sobre o assunto (VIEIRA e ALEM SOBRINHO, 1983).

A empregabilidade do plástico como meio suporte (Fig. 3.4) deve-se à vantagem de possuir maior coeficiente de vazios e assim maior superfície específica que as pedras. Por ser mais leve, seu transporte e arranjo no tanque é mais fácil (JORDÃO e PESSOA, 2005).

FIGURA 3.4 – EXEMPLOS DE MATERIAL SUPORTE FEITOS DE PLÁSTICO



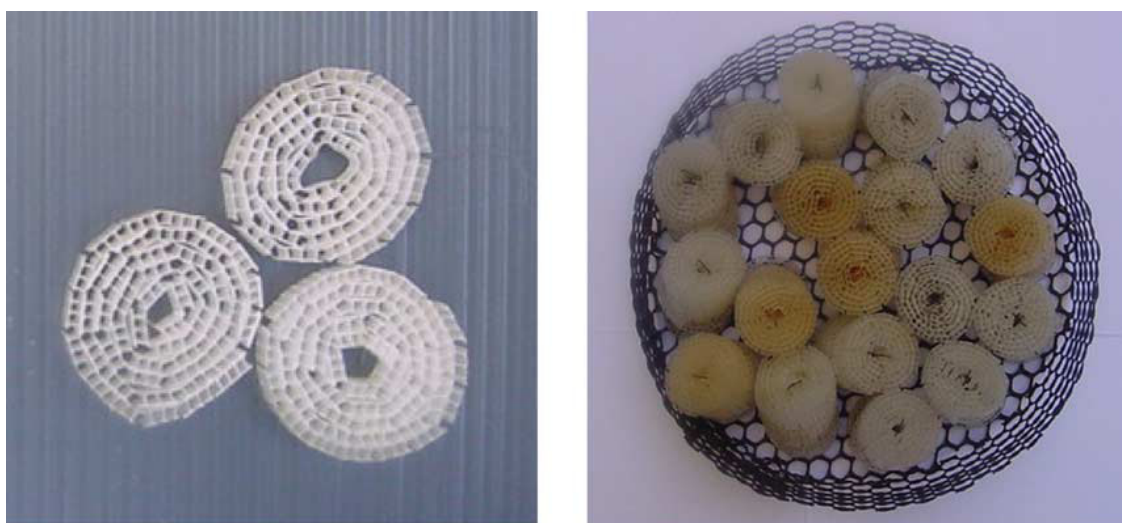
FONTE: GRADY JR (1999)

A eficiência do material empregado depende também do tamanho e porosidade do suporte. Tay et al. (1996) avaliaram o desempenho de reatores anaeróbios contendo 3 meios suporte variando em tamanho e porosidade. O autor

encontrou melhores resultados na eficiência de remoção de DQO com o meio suporte de maior tamanho e porosidade.

Sirianuntapiboon et al (2005) realizaram um estudo com um filtro biológico aerado para tratar efluente de uma indústria de laticínio. O material suporte de plástico usado é apresentado na Figura 3.5. Para uma carga orgânica de 1340 gDBO/m<sup>3</sup>dia a taxa de remoção alcançada foi de 89,3 % para a DQO e 83,0 % para a DBO.

FIGURA 3.5 – MATERIAL SUPORTE USADO EM FILTRO BIOLÓGICO AERADO

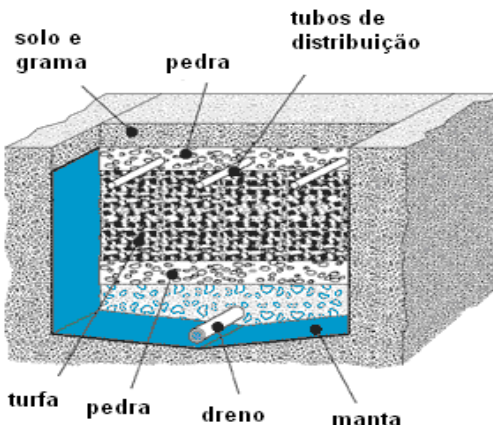


FONTE: SIRIANUNTAPIBOON (2005)

Outro material suporte a ser destacado é a turfa, a qual é basicamente matéria orgânica decomposta e estabilizada, com uma capacidade muito alta capacidade de retenção de água e compostos. Por ter uma alta porosidade e capacidade de sorção, a turfa é utilizada no tratamento de esgoto como material suporte (COUILLARD, 1994).

Em um estudo feito em Minnesota-EUA (GUSTAFSON, 2005), utilizando-se filtros de turfa, o filtro removeu altas concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e produziu um efluente com menos de 30 mg/L de DBO e menos de 25 mg/L de SST. Um desenho ilustrativo do filtro usado no experimento é apresentado na Figura 3.6.

FIGURA 3.6: FILTRO DE TURFA



FONTE: GUSTAFSON (2005)

### 3.6 TECNOLOGIAS DE SISTEMAS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO

Os sistemas biológicos criam um ambiente propício para que a matéria orgânica seja usada pelos microrganismos. É a atividade metabólica da biomassa de microrganismos presente no sistema que determina a eficiência de remoção do substrato.

#### 3.6.1 Tecnologias Convencionais

Os processos aeróbios apresentam, usualmente, maior eficiência de remoção de matéria orgânica quando comparados com os processos anaeróbios, todavia consomem mais energia e podem gerar significativo volume de lodo. Já os processos anaeróbios, além de comparativamente gerarem menores volumes de lodo, geram energia.

Os processos aeróbio e anaeróbio podem ser combinados para uma maior eficiência do sistema de tratamento de esgoto. Dentre os sistemas mais usados para tratamento de esgoto estão os filtros biológicos (aeróbios e anaeróbios), lagoas aeradas e anaeróbias, reatores anaeróbios (UASB, RALF), lodos ativados, entre outros.

No caso dos filtros biológicos aerados percoladores (FABs), que tem sua origem nos filtros intermitentes de areia, são empregados no tratamento biológico de

esgotos domésticos, consistindo basicamente de tanques rasos, circulares empregando pedras ou material semelhante como enchimento. O esgoto é aplicado sobre a superfície por um distribuidor rotativo ou fixo. Recentemente um número de sistemas BAF foram otimizados e patenteados, os meios suportes mais usados são de polietileno e poliestireno (PE e PS). (OSÓRIO e HONTORIA, 2001).

O Grupo de Tecnologias Ambientais e Microbiologia Ambiental da Universidade de Granada, na Espanha, estuda FABs desde o final dos anos 80, usando materiais recicláveis. O trabalho começou com um material baseado em cerâmica apresentando boa adsorção e capacidade filtrante, e um material plástico apresentando baixa densidade, o que ajuda a reduzir o consumo de energia durante a operação de retro lavagem. O material plástico usado, de polietileno foi gerado através de plástico reciclado que é usado na agricultura no sudoeste da Espanha. Basicamente, o plástico é cortado, lavado, compactado e extrudado (OSÓRIO e HONTORIA, 2001).

O emprego de materiais de enchimento feitos de plástico permite maior taxa orgânica de aplicação por possuir uma alta superfície específica, e estruturas mais leves, associadas ao baixo consumo de energia deste processo, assim como o problema do incômodo do desenvolvimento de moscas em filtros biológicos poderá ser solucionado pela utilização de filtros de alta taxa (AISSE, 2000).

Diferente do filtro biológico aeróbio, o filtro biológico anaeróbio opera sob condições submersas para manter uma comunidade microbiológica em um estado anaeróbio. Seu uso principal é para tratar efluentes muito concentrados através da conversão da matéria orgânica em metano (GRADY JR, 1999).

O reator anaeróbio consiste de um tanque fechado, contendo um meio suporte no seu interior, como pedra britada, seixo rolado, blocos pré-fabricados, anéis cerâmicos, entre outros. O esgoto é aplicado no fundo do reator e recolhido no topo, mantendo-se o meio suporte imerso.

O filtro anaeróbio é um sistema de tratamento que é apropriado para efluentes de baixa carga orgânica e baixa concentração de sólidos em suspensão, desde que não se exija um efluente final de alta qualidade (VIEIRA, 1983).

McCARTY apud AISSE (2000) destaca algumas vantagens do filtro anaeróbio, entre elas:

- habilidade para se recuperar de choques de pH;

- baixos valores de pH não destroem por completo o sistema;
- habilidade dos microrganismos em manter-se por longos períodos de tempo sem alimentação de esgotos.

No âmbito do projeto PROSAB (CHERNICHARO, 2001), cabe citar estudos relacionados a filtros anaeróbios como na UNICAMP, onde foram realizadas pesquisas em escala piloto utilizando bambu como enchimento de filtros anaeróbios de fluxo ascendente. Além de ter um baixo custo, o bambu teve um bom desempenho e grande durabilidade. Na UFMG, foi utilizado, como meio suporte de um filtro anaeróbio, um rejeito industrial. O reator produziu um efluente final com concentrações médias de DQO, DBO E SST usualmente abaixo de 120 mg DQO/L, 60 mg DBO/L e 30 mg SST/L.

Com relação ao reator anaeróbio tipo UASB, MELO (2000) utilizando-o em seu estudo com partida sem inoculo obteve níveis de remoção de DQO variando entre 19 % e 87 % durante 13 meses de funcionamento. Para a DQO solúvel obteve valores negativos de remoção. O autor explica esse fenômeno como sendo a liberação da autólise celular do lodo sedimentado.

### 3.6.2 Tecnologias Sustentáveis

OTTERPOHL (1997) define um sistema sustentável de saneamento como sendo o sistema que respeita 4 princípios básicos:

- usa pouca energia e material;
- não há transferência de problemas em espaço ou tempo ou para outras pessoas;
- não há redução ou degradação de recursos hídricos ou do solo, mesmo a longo período;
- integra atividades humanas preferencialmente dos ciclos naturais.

Assim, os sistemas naturais são processos que dependem primariamente de respostas naturais como a força da gravidade para a sedimentação, ou mesmo de componentes naturais como microrganismos (REED et al., 1995). Cabe citar os tanques sépticos, filtros aeróbios e anaeróbios (já apresentados) e wetlands.

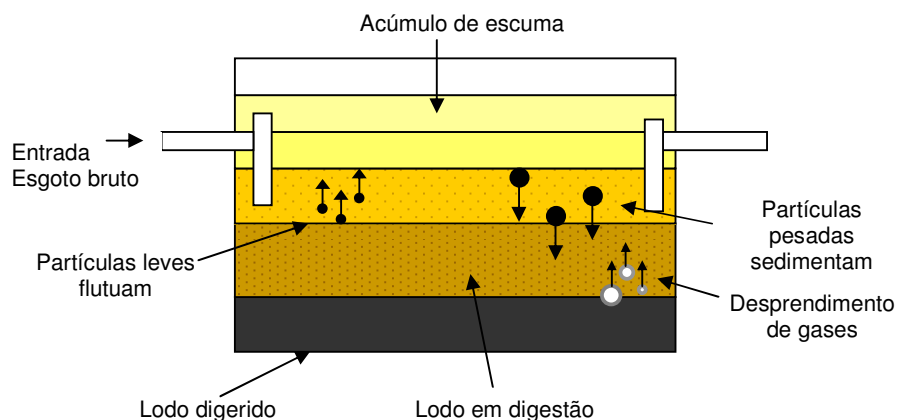
A primeira opção de sistema de tratamento a ser considerada para áreas desprovidas de sistema de coleta de esgoto doméstico e com poucos recursos financeiros é o tanque séptico, sendo consenso que se constitui de uma das principais alternativas para tratamento primário de esgotos de residências e pequenas áreas não servidas por redes coletoras.

De acordo com PHILIPPI (1999), mais de 100 milhões de pessoas trata seu esgoto doméstico com a utilização de tanques sépticos como sistema individual de tratamento, e tendo o solo e rios como destino final de descarga do efluente.

Os tanques sépticos são dispositivos de tratamento de esgoto amplamente difundidos e surgiram em 1895 na Inglaterra, sendo patenteados por D. Cameron. A sua finalidade básica é a remoção de matéria orgânica e os processos que ocorrem no seu interior são essencialmente: a sedimentação, a digestão anaeróbia da matéria orgânica e o adensamento do lodo. Trata-se de uma unidade de uso comum para pequenas comunidades, hospitais e mesmo para domicílios unifamiliares que geralmente não apresentam cobertura da rede de esgoto sanitário. O seu amplo emprego no Brasil se deve a simplicidade de seu sistema e as facilidades de construção e operação, com baixa necessidade de manutenção.

O tanque séptico (Figura 3.7) é uma unidade que desempenha as funções de sedimentação e remoção de materiais flutuantes. Além de comportar-se como um digestor de baixa carga, pode ser pré-moldado ou moldado in loco. Segundo a ABNT NBR 7229/93 “Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos”, os tanques sépticos são usados em situações onde não há rede pública coletora de esgoto, como alternativa de tratamento de esgotos em áreas onde há rede coletora local, e para retenção prévia dos sólidos sedimentáveis, quando a declividade ou o diâmetro da rede coletora forem reduzidos. Para as medidas internas mínimas a norma estabelece que a relação comprimento / largura (C/L) a ser adotada nos projetos esteja na faixa de 2,0 a 4,0 (BUTLER, 1995).

FIGURA 3.7 – TANQUE SÉPTICO



A eficiência do tanque séptico é moderada no que se refere à remoção da matéria orgânica e fraca na remoção de microrganismos patogênicos, todavia a remoção de sólidos suspensos atinge boa eficiência. Em 1997, a ABNT publicou a NBR-13969, com o título “Tanques Sépticos – Unidade de Tratamento Complementar e Disposição Final de Efluentes Líquidos – Projeto e Construção” o que indica a necessidade de realizar um pós-tratamento ao efluente da unidade TS

Segundo JORDÃO e PESSOA (2005), experiências indicaram eficiências na faixa de 35 a 60 % na remoção de DBO, e aproximadamente 60 % na remoção de sólidos em suspensão. Em contrapartida, VON SPERLING (1996) apresenta valores de eficiência de remoção de 30 a 40 % para matéria orgânica, 60 a 70 % para remoção de sólidos em suspensão e 30 a 40 % para remoção de microrganismos patogênicos. METCALF e EDDY (2003) apresentam resultados de experiências com os TS com eficiências entre 33 e 63 % na remoção de DBO e entre 53 e 85 % na remoção de sólidos em suspensão. VALENTIM (1999) estudou o desempenho de um tanque séptico de três compartimentos em série modificado obtendo redução de DQO entre 17 e 69 %, sólidos sedimentáveis de 100 %, sólidos suspensos entre 58 e 92 %, e turbidez entre 67 e 92 %.

FLORA e ZAVERI (2002) avaliaram os efeitos da estimulação elétrica no desempenho de dois tanques sépticos em escala de laboratório, alimentados com esgoto sintético. Verificou-se que a eficiência da remoção de DQO dos tanques melhorou com a aplicação da corrente elétrica.

Muitos tanques sépticos são construídos fora das especificações da NBR 7229. BORGES (2005) estudou a conformidade de tanques sépticos existentes na cidade de Araguari-MG e constatou que os tanques não atendem as especificações construtivas da NBR 7229 além de estarem sub-dimensionados. A eficiência de remoção mediada DBO foi de 52%, embora o efluente ainda não atenda a legislação para lançamento em corpo aquático.

BARBOSA (2006) realizou um estudo utilizando um tanque séptico alimentado por esgoto sintético, com o intuito de avaliar o tempo de detenção no qual o tanque séptico apresentava melhores eficiências de remoção. As eficiências encontradas são apresentadas na Tabela 3.3 , o tempo de detenção ótimo encontrado foi de 18 horas.

TABELA 3.3 – EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO ENCONTRADAS NO TANQUE SÉPTICO

TDH	Parâmetro				
	DQO	DBO	COT	SS	ST
12	23%	29%	40%	56%	19%
15	36%	45%	42%	84%	16%
18	66%	77%	56%	52%	26%
21	60%	70%	48%	67%	24%
24	36%	69%	71%	74%	18%

FONTE: BARBOSA (2006)

A eficiência do tanque séptico quanto à remoção de matéria orgânica é baixa, devido a isso, é necessário um pós-tratamento. Os sistemas usualmente aplicados ao pós-tratamento de tanques sépticos são “wetlands”, filtros biológicos e valas de filtração.

Os “wetlands” são basicamente sistemas com terras úmidas, naturais ou artificialmente construídos, que utilizam os princípios básicos de modificação da qualidade da água dos “banhados” naturais. A ação depuradora destes sistemas é devido à absorção de partículas pelo sistema radicular das plantas, a absorção de nutrientes e metais pelas plantas, a ação de microorganismos ligados a rizosfera, e ao transporte de oxigênio para a rizosfera. Dentre as principais vantagens destes sistemas pode-se citar o baixo custo de implantação, a alta eficiência de melhoria dos parâmetros que caracterizam os recursos hídricos e a alta produção de

biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizantes.

VALENTIM (1999) avaliou o uso de “wetlands” como pós tratamento de um tanque séptico de três compartimentos. O “wetland” apresentou eficiências de remoção entre 70 e 97% para DQO e 91 e 97% para sólidos suspensos.

PHILIPPI et al. (1999) avaliaram um sistema composto por tanque séptico seguido de um tratamento por zona de raízes. Este sistema recebeu efluente composto de gordura, sangue, carne de porco, enlatados e efluente sanitário. Com uma média de concentração na entrada para DQO e DBO de respectivamente  $1045 \pm 222$  e  $449 \pm 75$ , as eficiências de remoção encontradas foram de 33 e 32% para o tanque séptico e de 71 e 69% para o sistema. Para sólidos suspensos obteve eficiências médias de -51% de remoção no tanque séptico e 38% para o sistema.

O tratamento “in situ” do esgoto doméstico é simples, requer pouco consumo de energia, tecnologias de baixo custo e pessoas com pouca habilidade de operação podem fazer a manutenção. A percolação por gravidade no solo atende esse critério. Durante a percolação o efluente é purificado fisicamente (filtração, adsorção) e por processos biológicos (degradação microbiana). O uso do solo como material percolador é restrito devido à permeabilidade do solo. Devido a isso muitos materiais orgânicos são introduzidos para substituir o tratamento primário e secundário em sistemas percoladores como bambu, palha e turfa (LENS et al., 1994).

Muitos são os estudos utilizando filtro de turfa como pós-tratamento de efluente de tanque séptico. PATTERSON (1999), avaliou um filtro de turfa para tratar o efluente de um tanque séptico, o sistema operou por 13 anos e as análises foram feitas por dois meses ao longo dos anos. O filtro de turfa realizou um bom tratamento, com uma eficiência média de remoção de SS e DBO de 96 e 90%, os sólidos dissolvidos não apresentaram uma grande eficiência de remoção, com média inferior a 10%, e em alguns anos os sólidos dissolvidos foram maiores na saída do sistema que na entrada. MONSON GEERTS et al (2001) obteve resultados semelhantes ao de Patterson com o mesmo sistema de tratamento, com remoção de 92 e 96% para sólidos suspensos e DBO respectivamente.

Especificamente quanto à Unidade de Tratamento Tubular de Esgoto (UTTE), a mesma é constituída de uma tubulação com material de enchimento em seu interior e tem como princípio o desenvolvimento da camada biológica nesse

material de enchimento, a qual irá promover a degradação da matéria orgânica por oxidação biológica.

Um estudo preliminar foi feito utilizando garrafas de Polietileno Tereftalato (PET) como meio suporte e recheio (Fig. 3.8).

FIGURA 3.8 - MATERIAL SUPORTE FEITO DE GARRAFA PET



FONTE: ALTVATER (2005)

Este material plástico foi inserido em uma rede de drenagem (Fig. 3.9) localizada no Campus Jardim Botânico, da UFPR (ALTVATER, 2005).

FIGURA 3.9 – DETALHE DA TUBULAÇÃO SOB ESTUDO



FONTE: ALTVATER (2005)

A Tabela 3.4 apresenta a os resultados obtidos por (ALTVATER, 2005) para as eficiências de remoção de DBO e DQO para a UTTE. ALTVATER (2005) observou que ocorreu oxidação biológica e que a remoção da matéria orgânica atingiu valores médios de eficiência de remoção de DQO e DBO de respectivamente 49 e 59 % (desconsiderando eficiências negativas).

TABELA 3.4 – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO E DBO DE UMA UNIDADE DE TRATAMENTO TUBULAR DE ESGOTO

DATA	DQO <sub>A</sub> (mg/L)	DQO <sub>E</sub> (mg/L)	Eficiência de Remoção DQO (%)	DBO <sub>A</sub> (mg/L)	DBO <sub>E</sub> (mg/L)	Eficiência de Remoção DBO (%)
21/02/05	166,0	166,0	0	n.m.	n.m.	n.m.
28/02/05	105,0	99,3	5,4	48,5	47,4	2,4
23/03/05	65,7	54,9	16,4	n.m.	n.m.	n.m.
27/04/05	44,9	17,4	61,5	15,9	8,5	46,4
04/05/05	96,3	64,2	33,3	n.m.	n.m.	n.m.
17/05/05	88,1	50,4	42,7	35,4	20,4	42,4
01/06/05	28,8	29,3	-1,9	13,3	15,1	-13,8
09/06/05	392,0	35,3	91,0	163,2	17,6	89,2

NOTAS: n.m. – Não Medido

DQO<sub>A</sub> – DQO afluente, DQO<sub>E</sub> – DQO efluente, DBO<sub>A</sub> – DBO afluente, DBO<sub>E</sub> – DBO efluente

FONTE: ALTVATER (2005)

Apesar de o material ter propiciado a formação do biofilme , ALTVATER (2005) concluiu que as garrafas PET não se apresentaram como um bom material suporte. Por serem muito leves e fracas, não resistiam ao fluxo mais intenso do escoamento e amassavam com facilidade, como pode se observar na Figura 3.10.

FIGURA 3.10 – FORMAÇÃO DO BIOFILME E GARRAFAS AMASSADAS E OBSTRUÍDAS



FONTE: ALTVATER (2005)

Um estudo similar foi realizado por FUJII (1997) com um sistema de filtração biológica dentro de um canal poluído na Tailândia, utilizando pedras como material de enchimento. Os valores encontrados pelo autor para remoção de DBO variam entre 40 a 67 % e para a DQO de 50 a 60 %.

### 3.7 CINÉTICA E HIDRÁULICA DOS REATORES

Constam importantes a avaliação da cinética de remoção de matéria orgânica e da hidráulica de reatores para o entendimento dos processos unitários de tratamento de esgoto.

#### 3.7.1 Cinética de Remoção

A taxa de reação é usada para descrever a transformação de um composto. Como por exemplo, no tratamento de esgotos, a degradação da matéria orgânica. Essa taxa está relacionada com a concentração da matéria orgânica e a ordem da reação conforme Equação 5:

$$r = kC \quad (5)$$

onde:

$r$  = taxa de reação ( $\text{g}/\text{m}^3\text{s}$ );

$k$  = constante de reação ( $\text{s}^{-1}$ );

$n$  = ordem da reação;

$C$  = concentração do reagente ( $\text{g}/\text{m}^3$ ).

Segundo TCHOBANOGLIOUS e SCHROEDER (1985) apud VON SPERLING (1996), na área de tratamento de esgotos as ordens de reação mais freqüentes são as de ordem zero e primeira ordem, especialmente as de primeira ordem. Como a taxa de reação é a variação da concentração ao longo do tempo pode-se escrever:

$$\frac{dC}{dt} = \pm kC \quad (6)$$

onde  $t$  = tempo (s)

Considerar que, se o sinal for negativo não ocorre a remoção do composto.

### 3.7.2 Hidráulica

Para que se possa equacionar o comportamento da variação da concentração do efluente de um reator é preciso conhecer além da ordem de reação, o modelo hidráulico do reator, sendo este relacionado ao fluxo e padrão de mistura da unidade (VON SPERLING, 1996)

Os modelos hidráulicos básicos são de fluxo pistão e mistura completa, ambos de fluxo contínuo. Nos reatores de fluxo pistão, idealmente não ocorre mistura da matéria ao longo das seções transversais, a dispersão longitudinal é mínima e o escoamento é predominantemente em uma direção, comportando-se como um êmbolo.

Em reatores de mistura completa ocorre dispersão máxima das substâncias que entram no reator. Assim, o conteúdo do reator é homogêneo e as concentrações são iguais em qualquer ponto do reator.

Em reatores de fluxo pistão e mistura completa, onde a concentração afluente é constante e as reações de primeira ordem, as concentrações do efluente ao longo do reator e na saída, são apresentadas na Tabela 3.5.

TABELA 3.5 – CONCENTRAÇÃO AO LONGO DO REATOR E NA SAÍDA PARA REATORES DE FLUXO PISTÃO E MISTURA COMPLETA EM ESTADO ESTACIONÁRIO

Reator	Concentração ao longo do reator	Concentração efluente
Fluxo Pistão	$C = C_0 \exp(-k \cdot d / v)$	$C_e = C_0 \exp(-k \cdot t_d)$
Mistura Completa	$C = C_0 / (1 + k \cdot t_d)$	$C = C_0 / (1 + k \cdot t_d)$

Obs:

C = Concentração em um dado ponto do tanque (g/m<sup>3</sup>)

C<sub>0</sub> = concentração afluente (g/m<sup>3</sup>)

k = constante de reação (d<sup>-1</sup>)

d = distância de percurso ao longo do tanque (m)

v = velocidade horizontal de percurso (m/d)

t<sub>d</sub> = tempo de detenção hidráulica (d)

Para reações de 1ª ordem (ou de ordens superiores), a taxa de remoção é inferior em reatores de mistura completa comparativamente aos de fluxo pistão. Isso se deve ao fato de que a taxa de remoção é função da concentração local em reações de 1ª ordem ou superiores, e como a concentração no reator de mistura completa é inferior a concentração média no reator de fluxo pistão, a eficiência do reator de mistura completa é menor (VON SPERLING, 1996).

Com relação aos parâmetros cinéticos e modelos hidráulicos encontrados para sistemas de tratamento de esgoto cabe citar PATZA (2006), que encontrou constantes de reação para um tanque séptico em escala de bancada operando com esgoto sintético como efluente. As constantes encontradas com relação à remoção de DQO são apresentadas na Tabela 3.6.

TABELA 3.6 – CONSTANTES CINÉTICAS DE REAÇÃO

	TDH				
	12	15	18	21	24
K (dia-1)	0,522	0,862	1,386	1,248	0,443

FONTE: PATZA (2006)

O tempo de detenção que apresentou a maior constante de reação foi o de 18 horas.

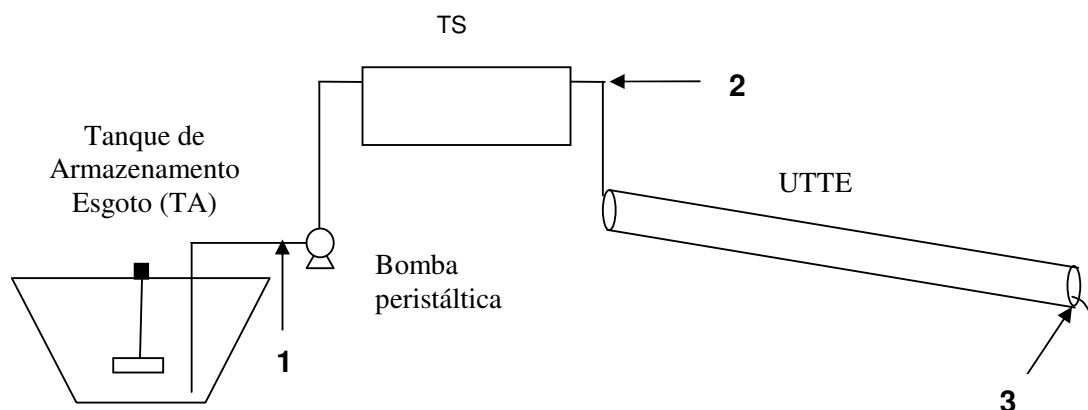
## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

Foi realizada uma série de experimentos com o objetivo de analisar a eficiência do tanque séptico realizando modificações tanto na relação de forma (razão entre as dimensões) e inserção de material suporte (cortinas) para crescimento biológico. Acoplado ao TS foi instalado uma UTTE o qual foi operada apenas como uma unidade de pós-tratamento no experimento que incluía as cortinas no TS.

### 4.1 CONFIGURAÇÃO GERAL DO SISTEMA

Nessa pesquisa foi projetado e operado um sistema anaeróbio, em escala de bancada (semi-piloto), com as unidades Tanque Séptico (TS) e Unidade Tubular de Tratamento de Esgoto (UTTE) para tratar um efluente sintético, o qual representa as características físico-químicas do esgoto doméstico. A Figura 4.1 apresenta um esquema da disposição física dos sistemas de tratamento. O esgoto sintético é armazenado num tanque de armazenamento de esgoto (TA), a partir do qual é elevado até o tanque séptico (TS) por meio de uma bomba peristáltica, e por sua vez atinge a unidade de tratamento tubular de esgoto (UTTE) por gravidade.

FIGURA 4.1 – SISTEMA TS-UTTE



O sistema foi instalado na Universidade Federal do Paraná, no Campus Centro Politécnico, em área anexa ao Departamento de Hidráulica e Saneamento,

sob um abrigo em área externa, que o protegia contra a chuva e vento, porém, sujeito às variações do ambiente como temperatura, umidade e luminosidade. As análises do monitoramento do esgoto sintético bruto e tratado em cada uma das unidades foram realizadas no Laboratório Professor Francisco Borsari Netto (LABEAM), do Departamento de Hidráulica e Saneamento da UFPR.

As coletas foram feitas em três pontos:

- 1 – Esgoto Sintético (e entrada do TS)
- 2- Saída do TS (e entrada da UTTE)
- 3- Saída da UTTE

#### 4.2 ESGOTO SINTÉTICO

O sistema foi operado tratando esgoto sintético por 3 razões: (i) segurança sanitária; (ii) dificuldade de canalização de esgoto até o local e; (iii) padronização do efluente. A composição básica do despejo sintético foi formulada por TORRES (1992) e é apresentada na Tabela 4.1.

TABELA 4.1 – COMPOSIÇÃO POR LITRO DE ESGOTO SINTÉTICO

CONSTITUINTE		QUANTIDADE POR LITRO
	Extrato de carne (mg)	200
	Amido (mg)	10
	Farinha de trigo (mg)	200
COMPOSTOS ORGÂNICOS	Sacarose (mg)	17,5
	NH <sub>4</sub> Cl (mg)	6,375
	Óleo (mL)	0,051
	Detergente (gotas)	1
	Celulose (mg)	30
SAIS MINERAIS	NaCl (g)	0,25
	MgCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O (mg)	7
	CaCl <sub>2</sub> . 2H <sub>2</sub> O (mg)	4,5
	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> (mg)	26,4
SOLUÇÃO TAMPÃO	Bicarbonato de Sódio (mg)	200

FONTE: TORRES (1992)

O esgoto sintético produzido foi armazenado por um período de 4 dias, num tanque de armazenamento (TA) com capacidade de 200 L e mantido sob condições normais do ambiente, sendo que após esse período o esgoto sintético não utilizado era descartado e substituído por um novo.

No TA foi instalado um misturador lento que operou ininterruptamente promovendo a constante mistura do despejo sintético a fim de homogeneizar o efluente e reduzir a sedimentação dos sólidos no tanque. Deste modo, reduzindo as variações na concentração de entrada do tanque séptico.

## 4.3 TANQUE SÉPTICO

### 4.3.1 Descrição da estrutura básica

O Tanque Séptico foi projetado em escala reduzida por BARBOSA (2006) segundo instruções da ABNT – NBR 7229/93, do tipo câmara única, com objetivo de proporcionar um tratamento primário do esgoto sintético. O protótipo do TS foi construído de forma tal que o tempo de detenção hidráulico (TDH) fosse o mesmo para o modelo e o protótipo, as dimensões obedecessem a lei de escalas e a vazão calculada através destes parâmetros. Similaridades cinemáticas e dinâmicas não foram possíveis uma vez que exigiriam valores de TDH que impossibilitam digestão biológica.

Na unidade projetada foi instalado um sistema que permite variar a relação de forma comprimento/largura (C/L) de 4/1 a 6/1 (Figura 4.3), a fim de avaliar relações diferentes daquelas recomendadas pela ABNT – NBR 7229/93. Foram também instalados ganchos no tampo superior da unidade TS que serviram como suporte para a introdução das cortinas para meio aderido.

O TS (Fig. 4.2) foi construído em estrutura de acrílico transparente com 120 cm de comprimento, 20 cm de largura e 17 cm de altura. No interior do TS foram instaladas duas estruturas, uma a 80 cm e outra a 100 cm da entrada no sentido longitudinal, para que pudesse ser alterada a relação de forma, conforme Figura 4.3. O volume resultante foi de 27 litros para a relação de forma C/L de 4/1, 31 litros para a relação C/L de 5/1 e 41 litros para a relação C/L de 6/1. Os anteparos foram

instalados a 5 cm da entrada e a 5 cm da saída da primeira relação (BARBOSA, 2006).

Como a unidade TS, construída em acrílico, foi instalada no abrigo foi necessário revestir a unidade com papel alumínio, para impedir a penetração da luz, evitando-se, portanto a proliferação de algas e proporcionando uma simulação das condições mais próximas da sua real condição de operação.

FIGURA 4.2 – TANQUE SÉPTICO EXPERIMENTAL



No estudo realizado por BARBOSA (2006) para avaliar a eficiência de remoção em função do tempo de detenção, o TDH de 18 horas apresentou melhores resultados na eficiência de remoção de DQO e DBO. Por esta razão, em todos os experimentos o tempo de detenção hidráulica adotado foi de 18 horas.

FIGURA 4.3 – FIGURA ESQUEMÁTICA DO TANQUE SÉPTICO EXPERIMENTAL

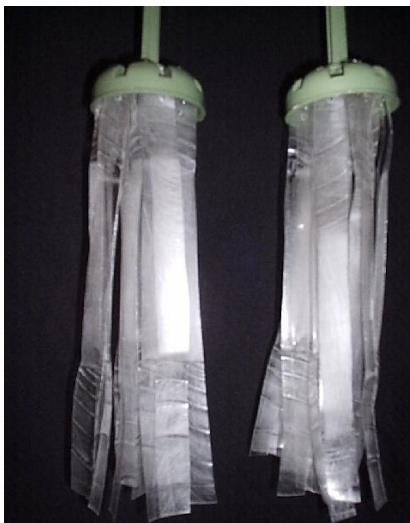


Obs: Dimensões em cm.

#### 4.3.2 Cortinas para Meio Aderido

Em uma segunda etapa foram construídas e inseridas cortinas para meio aderido conforme mostrado na Figura 4.4. As cortinas foram feitas utilizando material de garrafas PET as quais foram cortadas, lixadas e agrupadas em 6 grupos de tiras em forma cilíndrica e dispostas em separado a fim de não atrapalhar o fluxo do escoamento. O lixamento foi feito no sentido longitudinal, com lixa para madeira. Cada cortina possui 17 tiras com 1,5 cm de largura e 15,5 cm de altura, perfazendo um total de 790,5 cm<sup>2</sup> por cortina e 0,47 m<sup>2</sup> de área de contato total.

FIGURA 4.4 – CORTINAS PARA MEIO ADERIDO



#### 4.4 UNIDADE TUBULAR DE TRATAMENTO DE ESGOTO

A estrutura da UTTE foi construída com um tubo de PVC (policloreto de vinila) de 150 mm de diâmetro e 4 m de comprimento (Fig. 4.5). A tubulação foi vedada e foram inseridos orifícios nas tampas a 4,5 cm para controlar o nível do efluente no interior. O tubo de PVC foi preenchido com um material suporte para promover o crescimento da biomassa e conseqüentemente o tratamento do efluente. Foram instalados cavaletes para proporcionar uma inclinação de 0,28 m/m da tubulação.

FIGURA 4.5 – UNIDADE DE TRATAMENTO TUBULAR DE ESGOTO



Para o material de enchimento foram usadas tiras de garrafa PET lixadas (Fig. 4.6) do mesmo modo que as cortinas. Optou-se pelo uso de garrafas PET, devido ao satisfatório desempenho na aderência de massa biológica, assim como pelo baixo custo e facilidade de aquisição (ALTVATER, 2005). A tubulação com volume aproximado de 11 Litros, volume obtido com o enchimento da tubulação até extravasar, operou com um tempo de detenção em torno de 7 horas. Foram inseridas 10 tiras de 4 metros de comprimento e 4.5 cm de largura, ou seja, 3,6 m<sup>2</sup> de área de contato.

FIGURA 4.6 – MATERIAL DE ENCHIMENTO DO TUBO



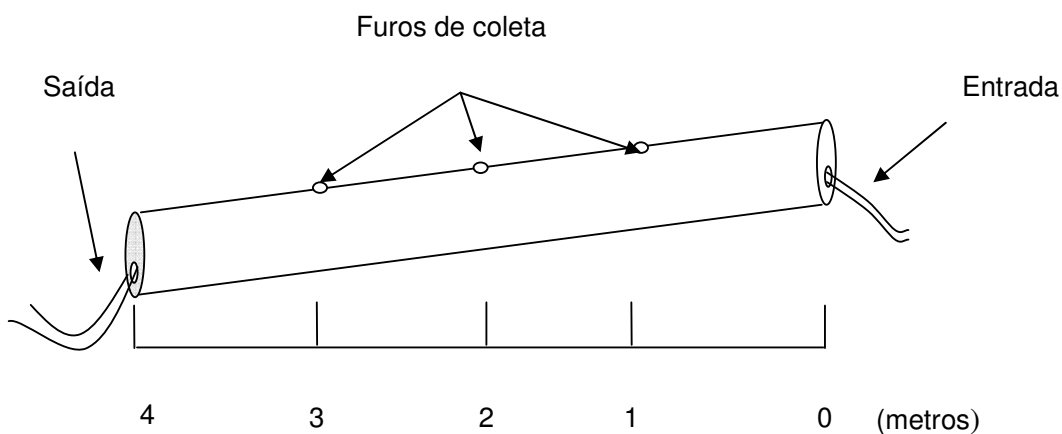
Em uma última etapa avaliou-se a remoção da matéria orgânica na UTTE ao longo do comprimento. Foram feitos furos (Figura 4.7) com uma furadeira a cada 1 m

na tubulação conforme a Figura 4.8. As amostras foram coletadas com pipeta de vidro na entrada, a 1, 2 e 3 metros da entrada e na saída.

FIGURA 4.7 – FUROS PARA COLETA DA AMOSTRA



FIGURA 4.8 – PONTOS DE AMOSTRAGEM NA UTTE



#### 4.5 PARTIDA DO SISTEMA

A partida é caracterizada pelo tempo necessário para que se obtenha um efluente com características constantes. Para acelerar a etapa de partida, geralmente longa, é aconselhável realizar uma inoculação do reator. No entanto, não existe uma norma exata para a estimativa do volume necessário para a inoculação, sendo considerado aceitável a inoculação de 10-30% do volume do reator com um lodo adaptado ao efluente a ser tratado (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

#### 4.5.1 Tanque Séptico com C/L igual a 6

Para a partida da unidade TS utilizou-se lodo anaeróbio da Estação de Tratamento de Esgoto Atuba-Sul (Curitiba-PR). O reator TS com volume útil de 41 L foi inoculado com 12 L de lodo anaeróbio e preenchido com 29 L de esgoto sintético com concentração de 480 mg de DQO/L. Durante os três primeiros dias o TS não recebeu esgoto sintético e após esse período passou a ser alimentado com vazão contínua de 38 mL/min.

#### 4.5.2 Sistema TS - UTTE

Para a partida da unidade TS (com C/L = 4) com cortinas para meio aderido utilizou-se lodo anaeróbio da Estação de Tratamento de Esgoto Atuba-Sul (Curitiba-PR). O reator TS com volume útil de 27 L foi inoculado com 9 L de lodo anaeróbio e preenchido com 18 L de esgoto sintético com concentração de 480 mg de DQO/L. Durante os três primeiros dias o TS não recebeu esgoto sintético e após esse período passou a ser alimentado com vazão intermitente de 25 mL/min.

A Unidade de Tratamento Tubular de Esgoto com volume útil de 18 L foi alimentado com lodo anaeróbio diluído por um período de 2 semanas para que houvesse a formação do biofilme. O lodo anaeróbio diluído foi alimentado nesse período com uma solução de leite em pó para que houvesse um maior crescimento dos microrganismos. O leite em pó foi escolhido por ser rico em nutrientes necessários ao metabolismo microbiano, com nitrogênio e fósforo, além da facilidade em seu preparo.

As cortinas permaneceram em repouso por um período de 4 semanas submersas no lodo para que o crescimento do filme biológico se realizasse. Para induzir o crescimento biológico, o lodo foi alimentado com uma solução de leite em pó.

#### 4.6 OPERAÇÃO DO SISTEMA

O TA, com capacidade para até 200 L, operou com um volume de 160 L de esgoto sintético, que era preparado a cada 4 dias. Caso esse volume, do TA, não

fosse utilizado pelo sistema durante esse período, o seu excedente era então descartado, sendo adicionada uma nova solução de esgoto sintético. A cada reposição de esgoto, a unidade era lavada com água limpa para evitar o acúmulo de sedimentos no fundo do tanque e a formação de biofilme em suas paredes. O TA foi instalado no piso do abrigo, sendo o ponto de menor cota do sistema.

A bomba dosadora (BD) utilizada é da marca Milan, modelo BP – 600, com vazão máxima de 80 mL/min e vazão mínima de 15 mL/min para uma mangueira de silicone com 5mm de diâmetro interno. Foi instalada a 1,35 m acima do piso e operada continuamente fornecendo uma vazão constante na entrada do TS. Este por sua vez, foi instalado sob uma bancada a 1,71 m acima do piso. Durante a operação da BD foram realizadas semanalmente aferições da vazão, pois devido ao desgaste da mangueira poderiam ocorrer variações. O esgoto sintético bombeado pela BD era elevado a uma altura de 1,88 m do piso, altura em que se localizava a entrada do TS.

As unidades trabalharam com fluxo contínuo e a operação ocorreu durante um período de 8 meses. Durante a 1<sup>a</sup> etapa o TS foi operado sem a UTTE com a variação em sua relação de forma aumentada da usual (4/1) para 6/1. A relação de forma foi alterada deslocando as comportas complementares do modelo reduzido. A vazão foi de 38 mL/min de modo que o tempo de detenção hidráulico fosse igual a 18 horas.

Em uma 2<sup>a</sup> etapa o TS foi operado com C/L igual a 4 e inserção das cortinas para meio aderido em seu interior e seguido da UTTE. Neste experimento instalaram-se 6 cortinas de tiras de garrafa PET com a finalidade de proporcionar um meio suporte para desenvolvimento de um biofilme aderido. Esperou-se que com a inclusão destes acessórios ao tanque séptico incrementasse o tratamento do efluente. A vazão foi de 25 mL/min de modo que o tempo de detenção hidráulico fosse igual a 18 horas

E na 3<sup>a</sup> etapa o TS foi operado com C/L de 4/1 seguido também da UTTE. Nesta última fase, avaliou-se a remoção ao longo do comprimento da UTTE.

#### 4.7 MONITORAMENTO DO SISTEMA

Os parâmetros a serem analisados para caracterizar a eficiência do sistema são  $DBO_5$ , DQO, DQO solúvel ( $DQO_{sol}$ ), Carbono Orgânico Total (COT), Sólidos Totais, Sólidos Suspensos, Sólidos Dissolvidos e Turbidez. Foram analisados ainda pH, alcalinidade e temperatura.

A  $DQO_{sol}$  foi obtida após a filtração em membrana micropore de  $0,45 \mu m$ . O COT foi analisado em equipamento analisador de carbono orgânico, da marca Shimadzu, modelo COT – V CPH.

As análises de alcalinidade total e de bicarbonato foram feitas conforme proposta de RIPLEY (1986). O autor ainda cita que a relação alcalinidade de bicarbonatos/alcalinidade total serve de parâmetro de monitoramento do bom funcionamento de reatores anaeróbios. Esta relação deve ser superior a 0,5.

As análises seguiram os métodos analíticos recomendados pelo “Standard Methods” (AWWA; APHA; WEF, 1995). A frequência das análises foi definida em função da capacidade de análise do laboratório de Engenharia Ambiental.

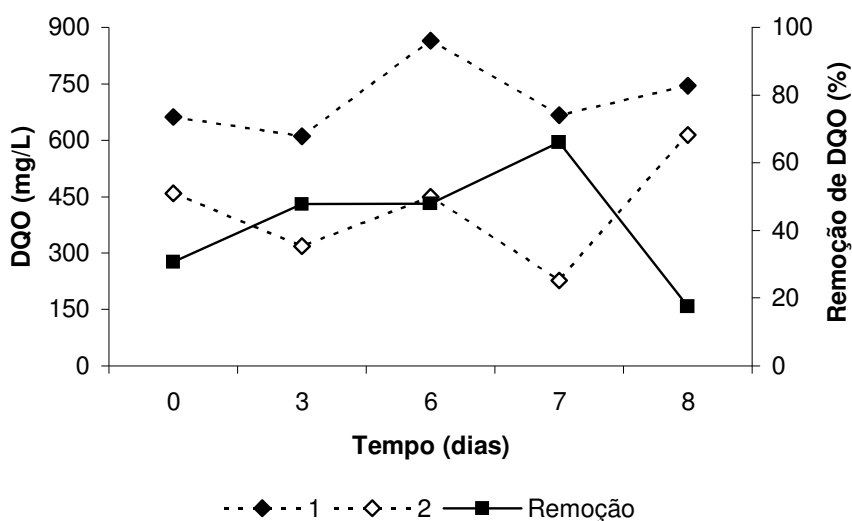
Os pontos de coleta de acordo com as Figuras 4.1 e 4.8 são: a entrada do tanque séptico (1), advindo do tanque de armazenamento do esgoto, a saída do tanque séptico (2) que corresponde à entrada do tubo, e a saída do tubo (3), sendo, portanto, 3 pontos de amostragem. Na avaliação da remoção ao longo do comprimento da UTTE, mais 3 pontos entre as extremidades do tubo foram adicionados.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 TANQUE SÉPTICO COM L/D = 4

Apesar deste experimento ser realizado posteriormente aos outros, é apresentado em primeiro para que se possa comparar a alteração na relação comprimento/largura do TS no item 5.2. Foi avaliado somente o parâmetro DQO para se obter a eficiência de remoção de matéria orgânica (Fig 5.1)

FIGURA 5.1 – TS COM C/L=4 – COMPORTAMENTO DA DQO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO



A média de eficiência de remoção para DQO obtida para os dados foi de 42% e mediana de 47%, inferior à eficiência obtida para a relação C/L igual a 6. Esse resultado foi o esperado, pois a modificação no comprimento do tanque o tornaria com o regime de fluxo pistão mais acentuado, e conseqüentemente uma eficiência de tratamento maior.

Sabe-se que o tanque séptico comporta-se como um reator de fluxo pistão (PATZA, 2005). Sendo assim, a equação para a concentração do efluente, conforme Capítulo 3.7.2 é:

$$C = C_0 e^{-kt} \text{ e}$$

$k = -\frac{1}{t} \ln \frac{C}{C_0}$ , e portanto a constante média de reação é dada por:

$$\bar{k} = -\frac{1}{t} \left( \overline{\ln \frac{C}{C_0}} \right) \quad (6)$$

Encontrou-se um K médio de 0,78 dia<sup>-1</sup>, utilizando a DQO como concentração de matéria orgânica.

## 5.2 TANQUE SÉPTICO COM L/D= 6

Neste primeiro experimento alterou-se a relação comprimento/largura do tanque séptico da relação comumente utilizada 4/1, a qual se encontra dentro dos padrões exigidos pela NBR 7229, para 6/1. Os resultados constam nas Tabelas A1.1 e A1.2 do Apêndice 1.

Sabe-se que para reações de 1<sup>o</sup> ordem, reatores em fluxo pistão possuem eficiência superior a reatores de mistura completa (VON SPERLING, 1996) e que o tanque séptico se comporta como um reator de fluxo pistão (PATZA, 2006). Deste modo, espera-se que aumentando a relação de forma, intensifique-se a hidráulica do tipo de fluxo pistão. Isto posto, o objetivo foi avaliar a mudança na eficiência do tratamento no tanque séptico com a alteração na relação de forma.

As Figuras 5.2 e 5.3 apresentam os resultados de entrada e saída respectivamente da DQO e do carbono orgânico total (COT) para todos os experimentos realizados. A saída do tanque séptico encontra-se sempre inferior à entrada, evidenciando que houve tratamento.

FIGURA 5.2 – TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DA DQO TOTAL

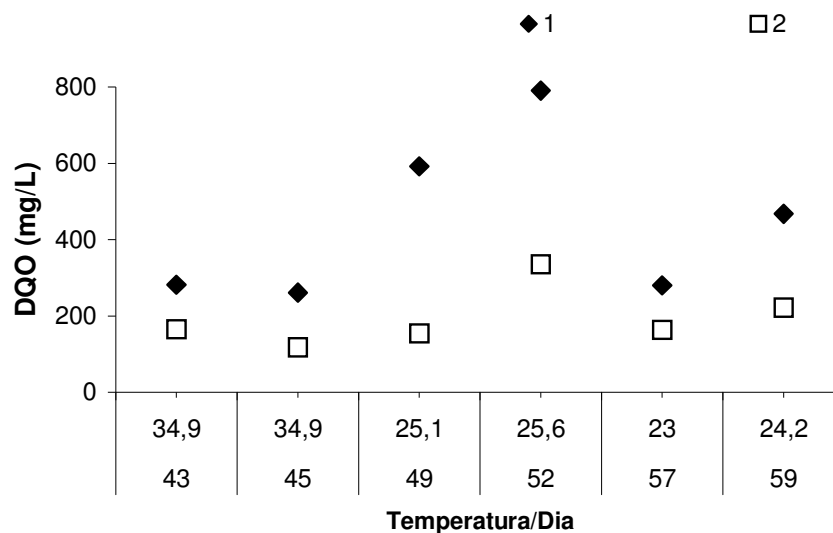
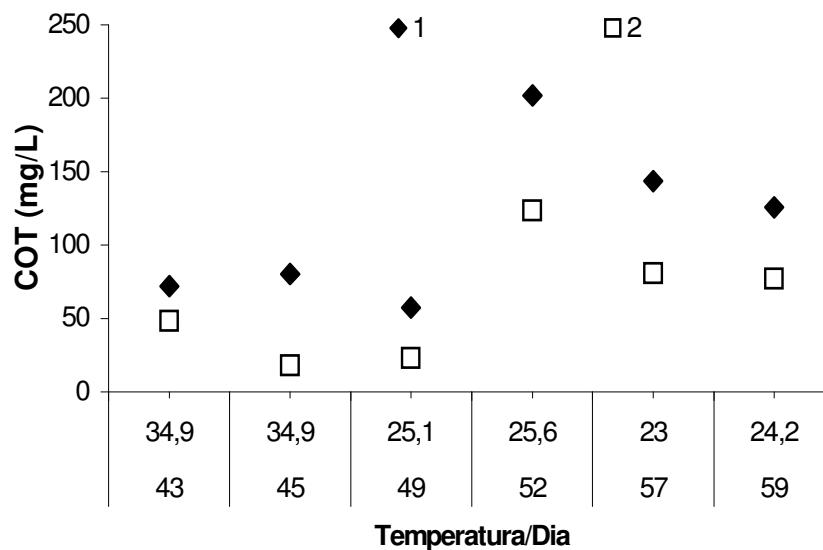
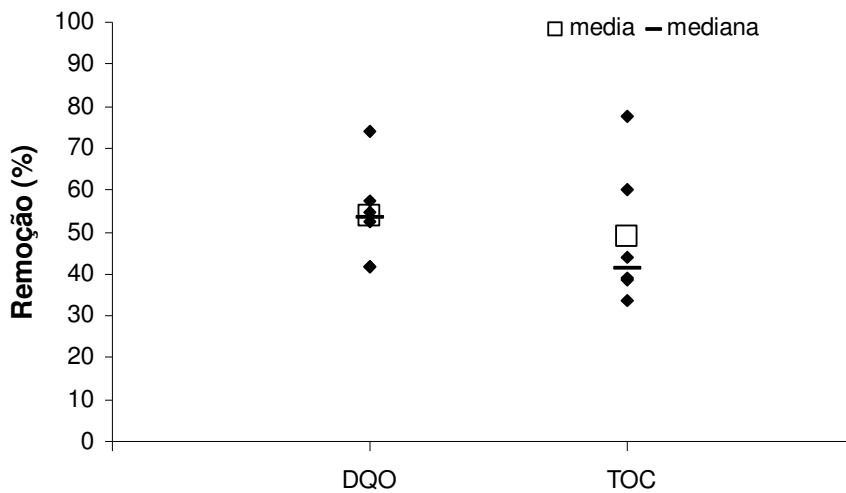


FIGURA 5.3 – TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DO COT



A Figura 5.4 compila as eficiências de remoção para a DQO e COT, apresentando na figura a média e mediana para cada parâmetro. A eficiência da remoção de DQO foi em média de 53,6 %, apresentando-se entre 40 e 70 % aproximadamente, com mediana de 53,5%. A eficiência da remoção de COT foi em média (48,7%) próxima à remoção de DQO, com mediana de 41,3%. Todavia, a faixa de variação foi de 30 a 80 %.

FIGURA 5.4 – TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA



De mesmo modo que para o TS com C/L=4, calculou-se a constante de reação  $k$ , para o tanque séptico com C/L igual a 6, e encontrou-se um  $K$  médio de  $1,07 \text{ dia}^{-1}$ , utilizando a DQO como concentração de matéria orgânica, inferior ao encontrado por PATZA (2006), que foi de  $1,39 \text{ dia}^{-1}$  para um TDH de 18 horas.

Outros dados avaliados foram a concentração de sólidos totais, sólidos dissolvidos e sólidos suspensos. As Figuras 5.5, 5.6 e 5.7 apresentam os resultados de entrada e saída destas variáveis.

FIGURA 5.5 – TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS TOTAIS

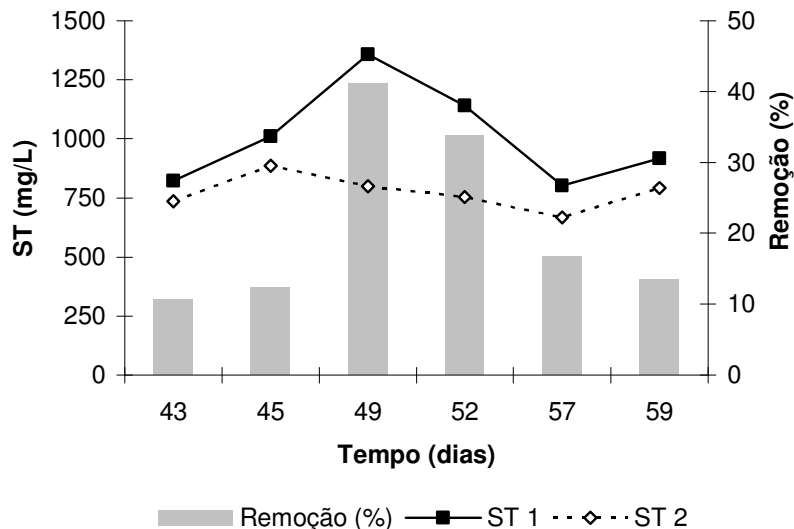


FIGURA 5.6– TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS DISSOLVIDOS

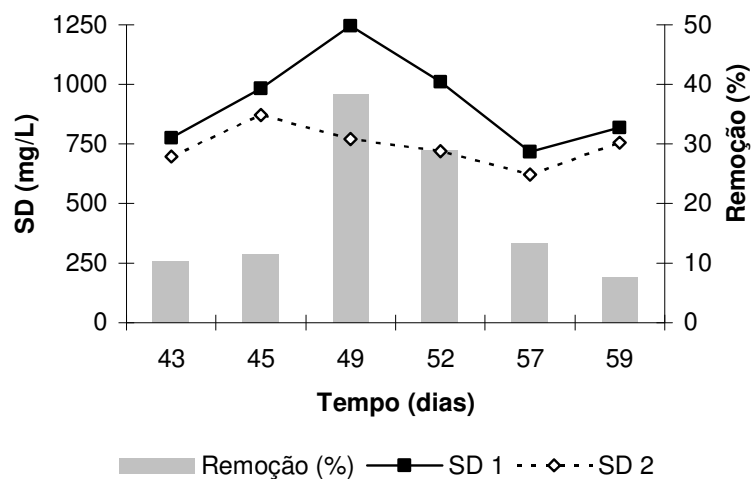
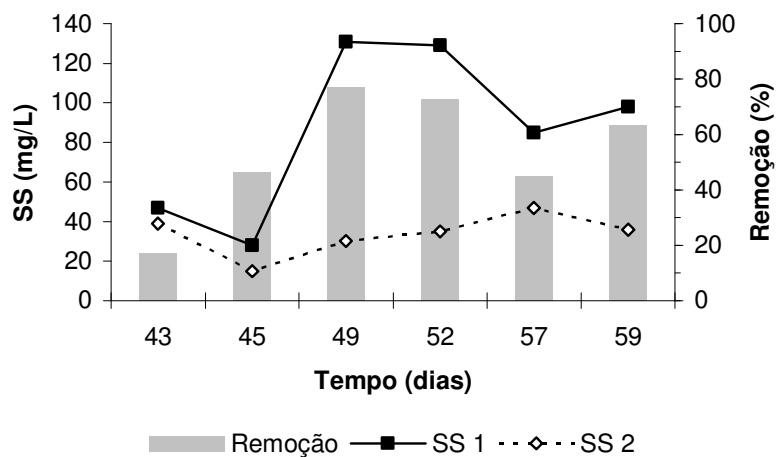
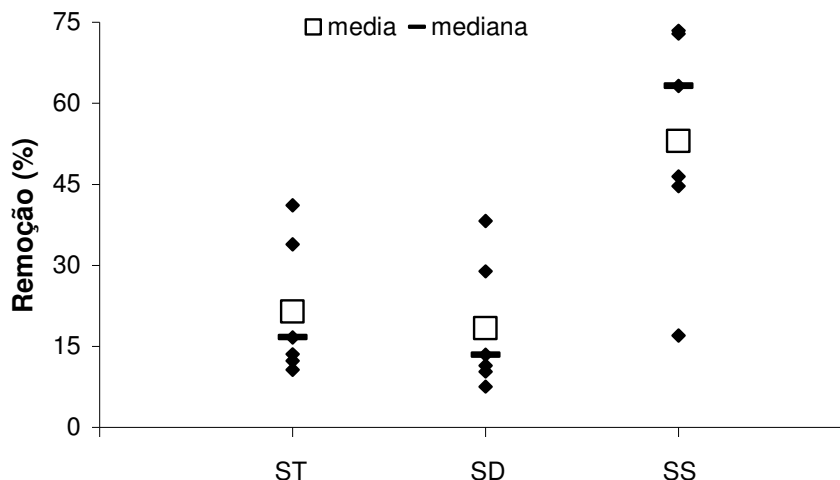


FIGURA 5.7– TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS



Nota-se que a concentração do efluente é sempre menor e proporcional à concentração do afluente no tanque séptico, ou seja, quanto maior a concentração de entrada, maior é a remoção. Observa-se que há remoção dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos. A Figura 5.8 apresenta o comportamento da eficiência de remoção dos sólidos com suas respectivas média e mediana.

FIGURA 5.8 – TS COM C/L=6 – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS



Para os sólidos totais a eficiência média de remoção foi de 21,4%, e a mediana de 16,7%. Para os sólidos suspensos a eficiência média de remoção foi de 53%, e a mediana de 63,3%. Para os sólidos dissolvidos a eficiência média de remoção foi de 18,3%, e a mediana de 13,4%. A remoção dos sólidos suspensos foi maior, o que é de se esperar em um tanque séptico, onde a maior parte da remoção se deve aos sólidos sedimentáveis.

### 5.3 TANQUE SÉPTICO COM CORTINAS PARA MEIO FIXO

As cortinas têm como vantagem uma grande área de contato para o desenvolvimento do biofilme e em contrapartida um volume muito pequeno. Deste modo, o sistema cortina-tanque séptico passa a operar com o processo de tratamento com biofilme e com pouca redução do volume útil do tanque séptico.

Os resultados obtidos constam nas Tabelas A2.1 e A2.2 do Apêndice 2. As Figuras 5.9 e 5.10 apresentam os dados de entrada, saída e eficiência de remoção da DQO total e da DQO solúvel respectivamente. Foram feitas 15 coletas. A DQO total na saída é sempre inferior à entrada, confirmando a ocorrência do tratamento promovido pelo tanque séptico.

FIGURA 5.9 – TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DA DQO TOTAL

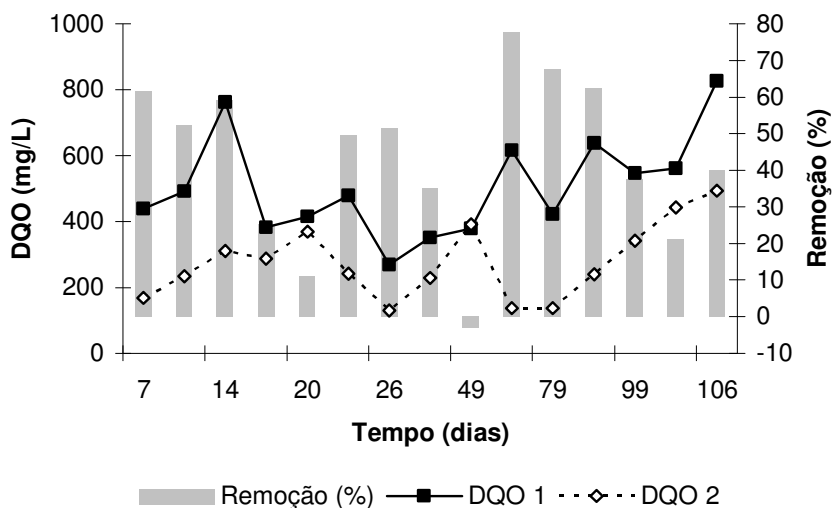
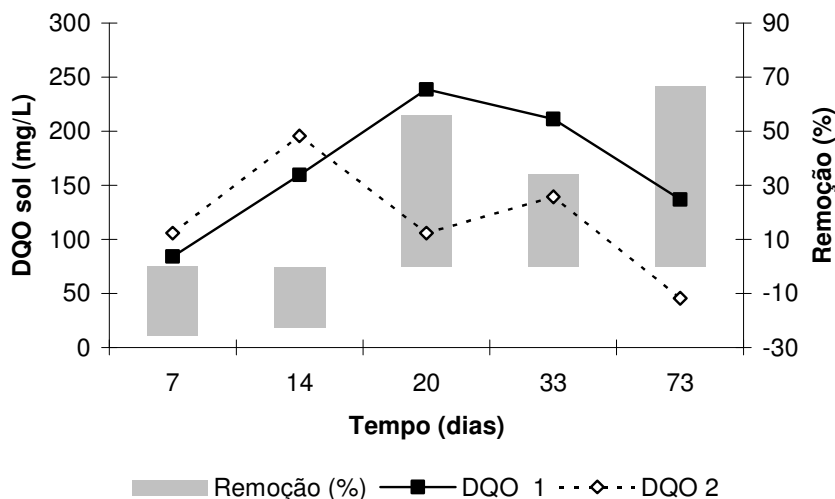


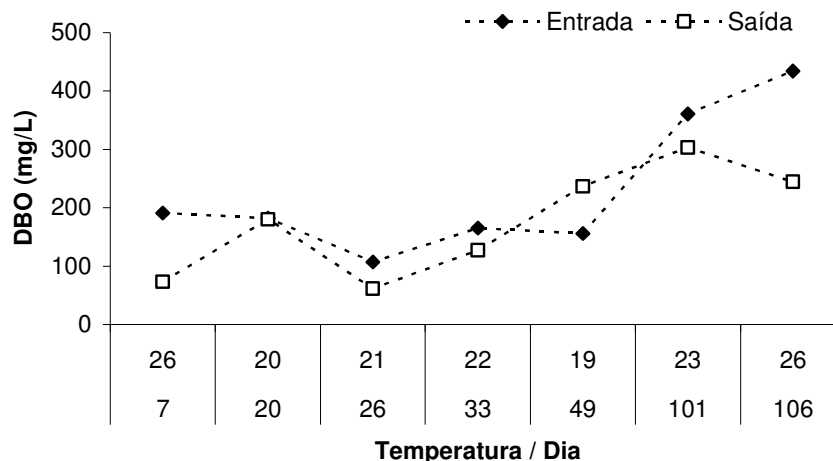
FIGURA 5.10 – TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DA DQO SOLÚVEL



É interessante observar que para os dados de DQO solúvel em 2 dos 5 dias avaliados a DQO solúvel de saída é superior à de entrada. Isto ocorreu provavelmente devido a solubilização da matéria orgânica suspensa.

A Figura 5.11 apresenta o comportamento da DBO. É importante frisar que não foram avaliados tantos pontos para DBO quanto para DQO devido à necessidade de uso de uma semente na análise, pois o efluente de esgoto por ser sintético, não possuía uma flora microbiana, e ao alto custo desta análise em laboratório particular.

FIGURA 5.11 – TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DA DBO

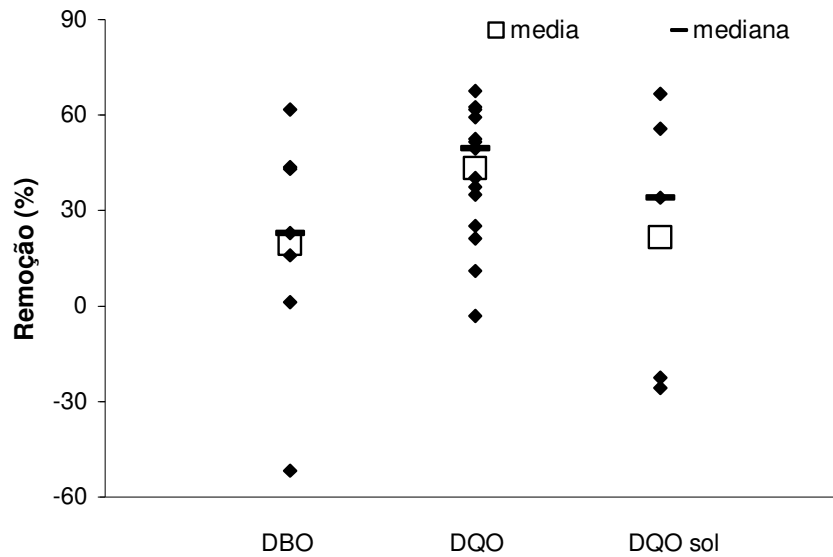


Podemos observar que a DBO de saída é maior em dias com temperaturas menores. No 20º e 49º dia onde a temperatura encontrava-se inferior a 20°C, a DBO do esgoto foi superior à do TS.

A Figura 5.12 condensa as informações das Figuras 5.9, 5.10 e 5.11 apresentando as eficiências de remoção da DQO, DQO<sub>solúvel</sub> e DBO. A remoção da DQO solúvel apresentou valores negativos, uma vez que os valores de saída são maiores do que os de entrada. Como já observado, isso se deve a provável solubilização da matéria orgânica particulada, no interior do tanque séptico. A DBO apresenta eficiências média e mediana de 19,6 e 23%. A eficiência de remoção da DBO não apresenta resultados muito estáveis e quando muito baixas a eficiência da DQO também foi mais baixa. Este fenômeno pode ter ocorrido em situações nas quais houve carregamento da espuma, que é formada por gordura e óleos flutuantes, do tanque séptico para o efluente.

A DQO apresentou uma eficiência média de 43,3 % e mediana de 49,5%, variando entre valores levemente negativos até quase 80 %. Este valor é aceitável e realista, uma vez que a literatura cita faixas de eficiência na ordem de 35 a 60 % (JORDÃO e PESSOA, 2005; VON SPERLING, 1996) e PHILIPPI (1999) onde em seu experimento com tanque séptico, encontrou valores de remoção para DQO, DBO e SS de 33, 32 e 29% respectivamente. Todavia, apesar dos experimentos serem bem amparados metodologicamente e conduzidos com bastante zelo, algumas instabilidades foram observadas.

FIGURA 5.12 – TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA



De mesmo modo que para o TS com  $C/L=6$ , calculou-se a constante de reação  $k$ , para o tanque séptico com cortinas e encontrou-se um  $k$  médio de 0,86, utilizando-se a DQO como concentração de matéria orgânica.

As Figuras 5.13, 5.14 e 5.15 apresentam o comportamento dos sólidos totais, sólidos dissolvidos e sólidos suspensos na entrada e saída do tanque séptico ao longo dos dias observados. Todos os parâmetros apresentaram queda no efluente do tanque séptico, em especial os sólidos suspensos, visto que um dos processos principais envolvidos no tratamento através de tanque séptico é a sedimentação dos sólidos suspensos.

FIGURA 5.13 – TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS TOTAIS

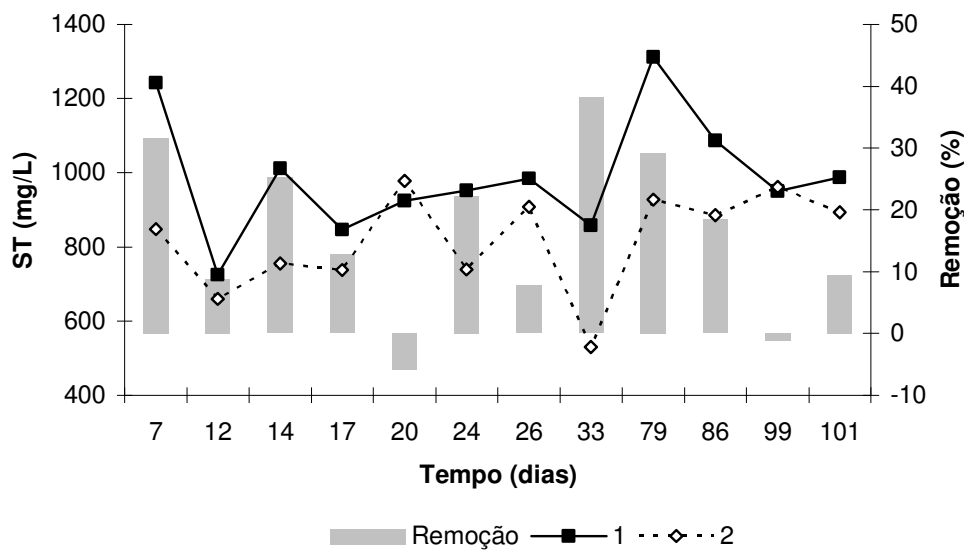


FIGURA 5.14 – TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS DISSOLVIDOS

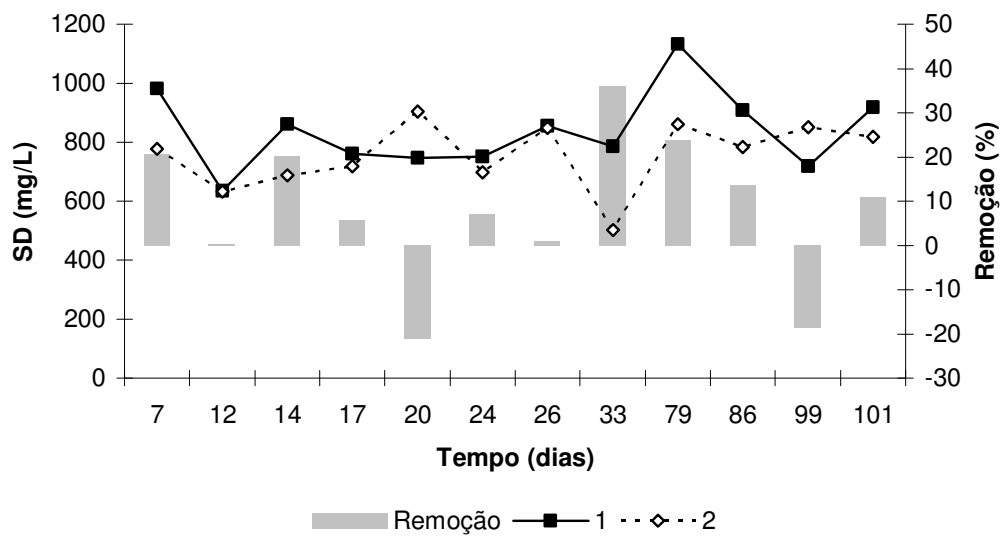
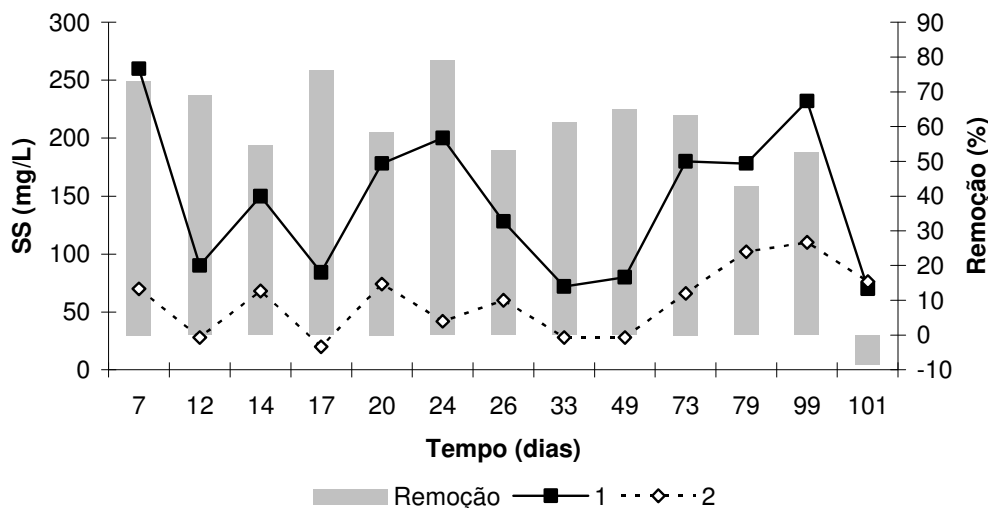
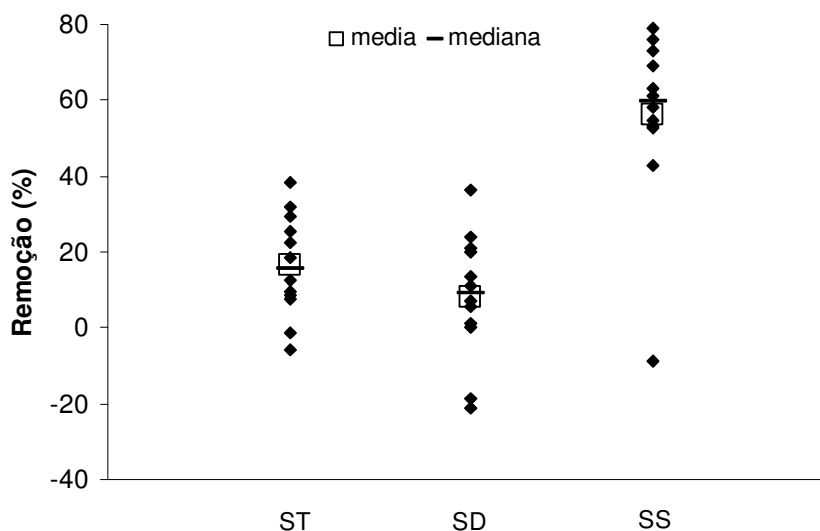


FIGURA 5.15 – TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS



A Figura 5.16 resume informações de eficiências de remoção dos parâmetros apresentados nas Figuras 5.13, 5.14 e 5.15. Os sólidos suspensos foram os que obtiveram maior média de remoção. De modo similar aos resultados do TS com  $C/L = 6$ , foram encontrados valores negativos para a remoção de sólidos dissolvidos. A provável explicação para isto é que pode ter ocorrido a solubilização das substâncias do esgoto sintético no interior do tanque séptico, aumentando a quantidade de sólidos dissolvidos.

FIGURA 5.16 – TS COM CORTINAS – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS



Os sólidos suspensos foram os que apresentaram a maior eficiência de remoção com média e mediana de 56,2 e 59,8%. Os sólidos totais apresentaram média e mediana de remoção de 16,4 e 15,6%. Os sólidos dissolvidos apresentaram os valores mais discretos, com média de remoção de 8,3% e mediana de 9,1%.

#### 5.4 COMPARAÇÃO ENTRE AS DIFERENTES CONFIGURAÇÕES DO TS

Conforme os resultados anteriores foram feitas modificações no tanque séptico convencional, com a relação de forma modificada e inserção de cortinas. A Tabela 5.1 compara estes resultados:

TABELA 5.1 - QUADRO COMPARATIVO DAS MÉDIAS DE REMOÇÃO PARA TD =18H

Parâmetro	Tanque Séptico		
	Convencional (C/L=4)	C/L=6	Com cortinas e C/L=4
DQO (%)	42 n*=5	53,6 n*=6	47,7 n*=15
SS (%)	n.m	53,0	62,9
ST (%)	n.m	21,4	21,6

NOTA: n\* corresponde ao número de análises

Conforme a Tabela 5.1, a configuração que apresentou melhor resultado com relação à eficiência de remoção de DQO foi o TS com C/L igual a 6. Os aumentos na eficiência não foram muito significativos, principalmente do tanque séptico convencional para a inserção das cortinas. Espera-se que para uma simulação com esgoto real os resultados sejam mais satisfatórios pois possui uma variedade e quantidade maior de microrganismos. O uso de um material com maior rugosidade e porosidade também poderia aumentar a eficiência de remoção com as cortinas. As eficiências médias de remoção para os arranjos foram maiores ao encontrados por FLORA (2002), que encontrou 30% de remoção de DQO em um tanque séptico tratando esgoto sintético. Contudo, os resultados foram menores ao de BARBOSA (2006) em TDH de 18 e 21 horas.

TABELA 5.2 – CONSTANTES CINÉTICAS DE REAÇÃO

	C/L=4	C/L=6	Cortinas e C/L=4
K (dia-1)	0,78	1,07	0,86

Conforme as constantes cinéticas de reação encontradas para cada arranjo do tanque séptico (Tab. 5.2), a modificação na relação de forma apresentou o maior  $k$ , aproximando dos resultados encontrados por PATZA (2006).

### 5.5 UNIDADE TUBULAR DE TRATAMENTO DE ESGOTO (UTTE)

Neste experimento operou-se a UTTE como pós-tratamento do tanque séptico na sua relação de forma usual (4/1). O pós-tratamento tem como objetivo aumentar a eficiência global do processo incluindo uma nova etapa após a inicial. Em geral, e como foi observado, o efluente do TS ainda possui uma elevada concentração de matéria orgânica, necessitando de um pós-tratamento para garantir uma eficiência satisfatória. A UTTE procura contribuir para mitigar o problema, reduzindo a concentração de matéria orgânica do TS através de um processo biológico predominantemente anaeróbio.

Todos os resultados constam nas Tabelas A 3.1 e A3.2 do Apêndice 3.

A Figura 5.17 e 5.18 apresentam os dados de DQO e da DBO afluentes e efluentes da UTTE.

FIGURA 5.17 – UTTE – COMPORTAMENTO DA DQO

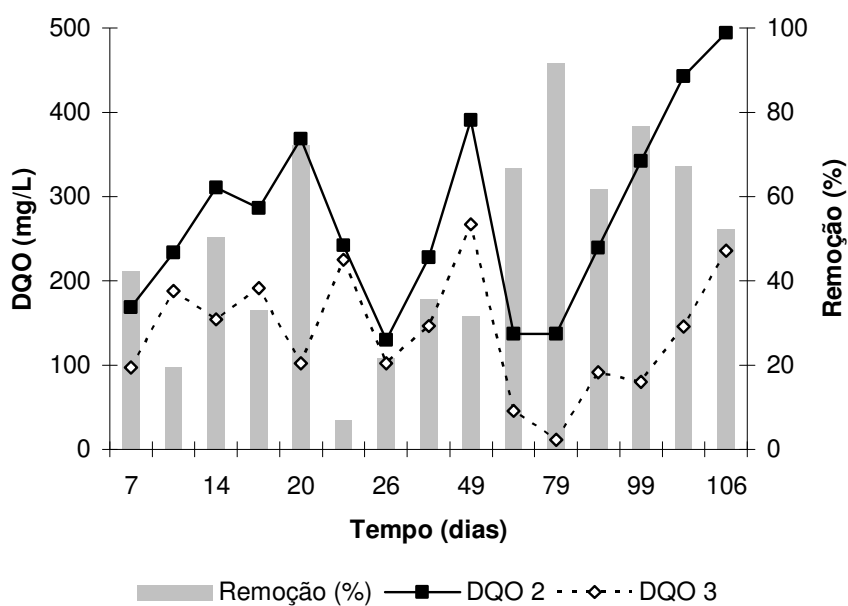
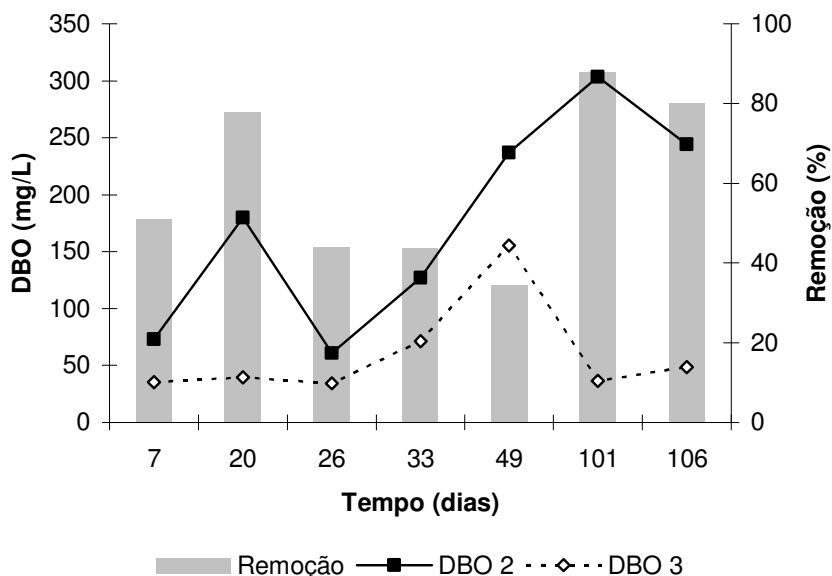
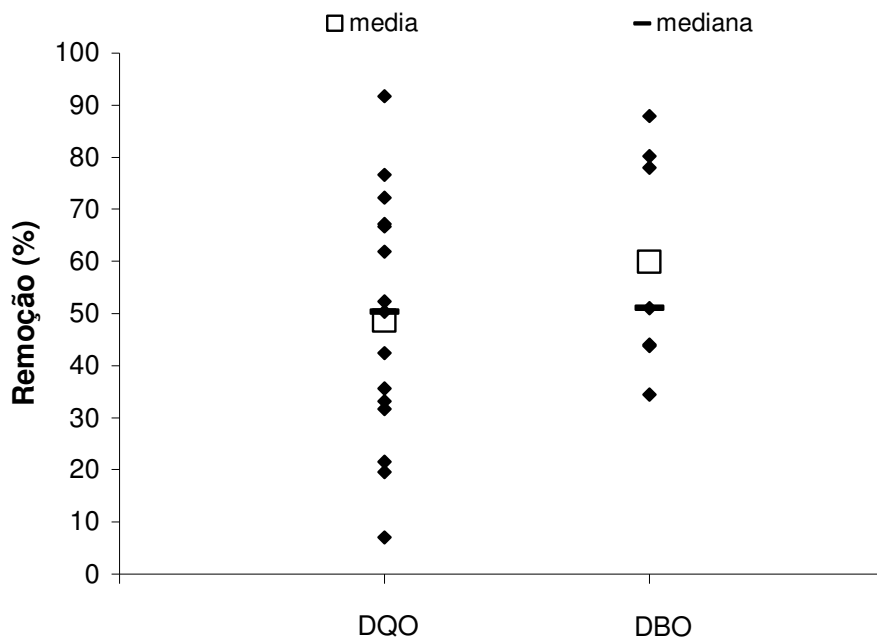


FIGURA 5.18 – UTTE –COMPORTAMENTO DA DBO



Apesar da simplicidade estrutural da UTTE a matéria orgânica, representada aqui pela DQO e DBO, é sempre inferior no efluente, confirmando a ocorrência do tratamento promovido pela mesma. A ordem deste tratamento pode ser extraída das informações de eficiência da Figura 5.19. A DQO apresentou uma eficiência média e mediana de 48,7 e 50,4% e a DBO com 59,9 e 51,1%. Entende-se que sejam resultados apreciáveis visto que se trata de um sistema simples e de baixo custo. FUJII (1997), em seu experimento com um sistema de filtração biológica encontrou eficiências de remoção de DQO entre 50 e 60%, e de DBO entre 40 e 70%. Pode-se observar que as melhores eficiências de remoção foram encontradas em concentrações de matéria orgânica maiores no afluente, o que é esperado para sistemas biológicos.

FIGURA 5.19 – UTTE – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA



As Figuras 5.20, 5.21 e 5.22 apresentam o comportamento dos sólidos totais, sólidos dissolvidos e sólidos suspensos na entrada e saída da UTTE ao longo dos dias observados. Para os sólidos totais e dissolvidos foram encontrados muitos valores de eficiência negativa.

FIGURA 5.20 – UTTE – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS TOTAIS

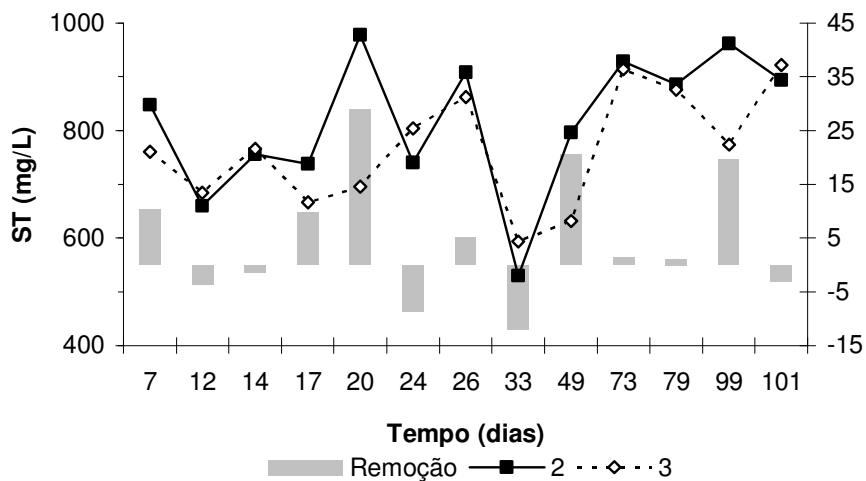


FIGURA 5.21 – UTTE – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS DISSOLVIDOS

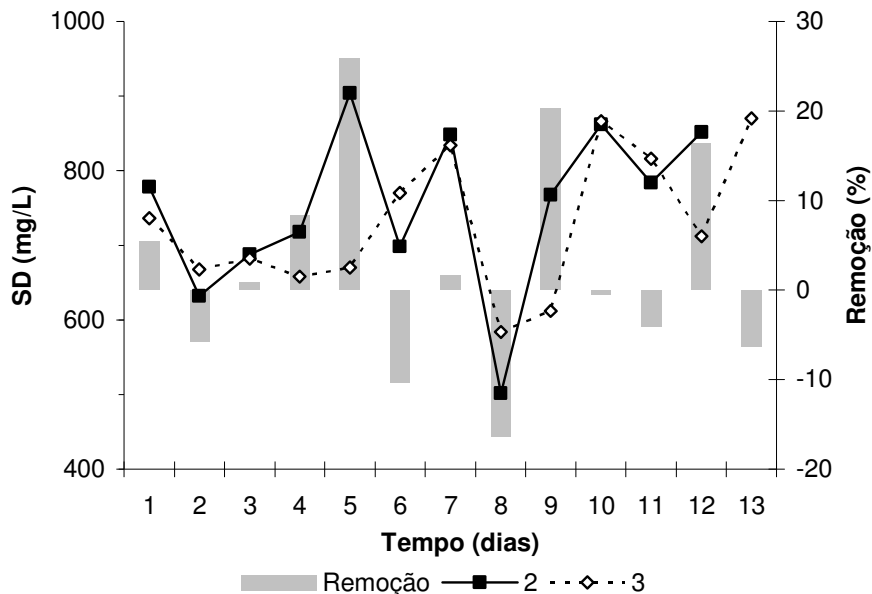
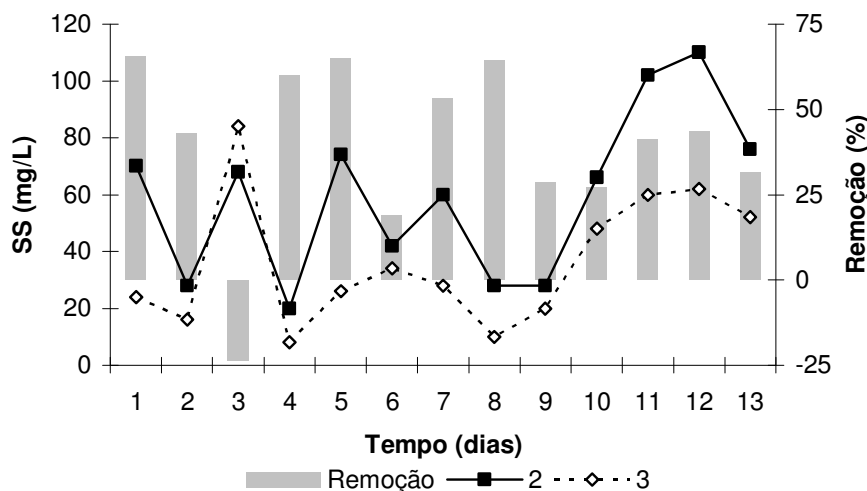
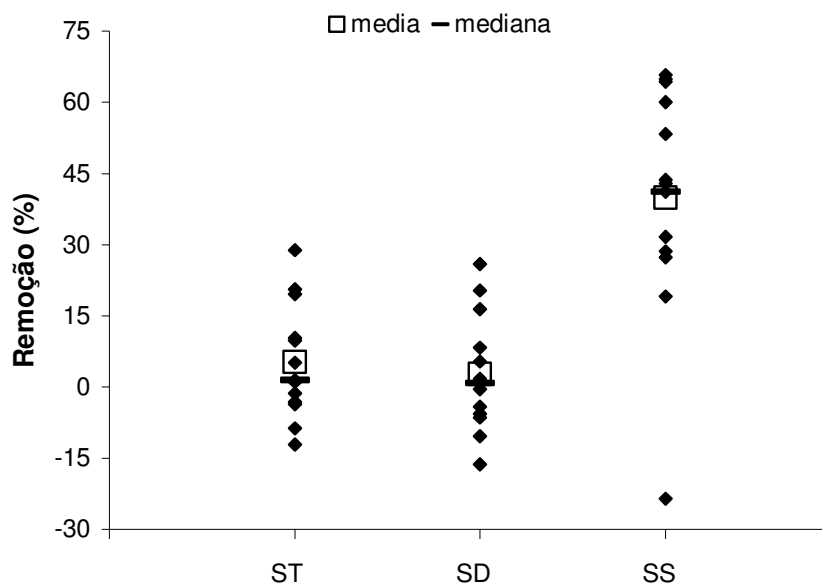


FIGURA 5.22 – UTTE – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS



Os sólidos totais na saída da UTTE apresentaram-se na maioria dos dados com concentrações menores do que na saída do TS, embora 5 dados foram maiores na saída do tubo. Isto ocorreu provavelmente devido ao desprendimento de biofilme do tubo, acarretando em um aumento dos sólidos. Para os sólidos dissolvidos se observa a mesma situação quanto aos valores de concentração, para os mesmos dias, o que pode ter ocorrido devido a solubilização do efluente proveniente do tanque séptico.

FIGURA 5.23 – UTTE – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE SÓLIDOS



De acordo com a Figura 5.23, os sólidos suspensos apresentaram a maior remoção na UTTE, com média e mediana de respectivamente 40 e 41%. Os sólidos totais não apresentaram remoção satisfatória, com média e mediana de 5,2 e 1,5%. Os sólidos dissolvidos apresentaram o índice mais baixo de remoção com média e mediana de 2,7 e 0,9%.

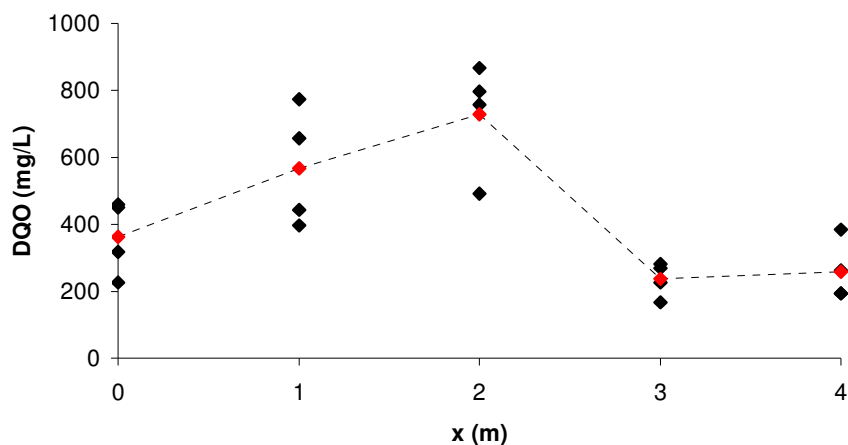
Considerando que a UTTE atua como um reator de fluxo pistão devido ao seu desenho, calculou-se a constante de reação pela Equação 6, e encontrou-se um  $k$  médio de  $1,08 \text{ dia}^{-1}$ , utilizando-se a DQO como concentração de matéria orgânica. Este valor de  $k$  é muito próximo ao encontrado para o tanque séptico com C/L igual a 6.

#### 5.5.1 Avaliação da Remoção ao longo do comprimento da UTTE

Com o objetivo de elucidar o comportamento de remoção da matéria orgânica ao longo do espaço na UTTE, foi realizado um estudo com este fim. Foram coletadas amostras a cada 1 m do início da tubulação, perfazendo um total de 5 pontos amostrados – um na entrada, três no interior e outro na saída. Os resultados encontram-se na Tabela A3.3 do Apêndice 3.

A UTTE apresentou um comportamento distinto. Esperava-se que a DQO decrescesse com o avanço no comprimento. Todavia os resultados não foram os esperados, conforme se observa na Figura 5.24. Nos primeiros 2 m da tubulação a DQO aumenta e apenas após os 2 m que ela decresce. Isso pode ter ocorrido devido à distribuição do efluente no interior do tubo; com uma inclinação de 0,28 m/m, fez com que nos primeiros metros do tubo a lâmina fosse muito pequena.

FIGURA 5.24 – COMPORTAMENTO DA DQO AO LONGO DO COMPRIMENTO NA UTTE



Pela Figura 5.25, pode se ter uma idéia do comportamento da lâmina no interior da tubulação:

FIGURA 5.25 – COMPORTAMENTO DA LÂMINA NO INTERIOR DA TUBULAÇÃO



Nos primeiros metros da tubulação ocorreu o acúmulo de lodo devido a pequena altura da lâmina, comprometendo a coleta nestes dois primeiros pontos.

## 5.6 SISTEMA TS-UTTE

Até aqui foram apresentadas as informações para as etapas de tratamento isoladas. Neste item será apresentado o resultado do sistema TS-UTTE. Durante a operação do sistema completo o TS admitiu a relação de forma 4:1.

As Tabelas A4.1 e A4.2 do Apêndice 4 contêm todos os dados de afluência e efluência do sistema.

A Figura 5.26 e 5.27 apresenta os dados de entrada e saída do sistema TS-UTTE para DQO e DBO, evidenciando que sempre houve tratamento do efluente.

FIGURA 5.26 – TS-UTTE- COMPORTAMENTO DA DQO

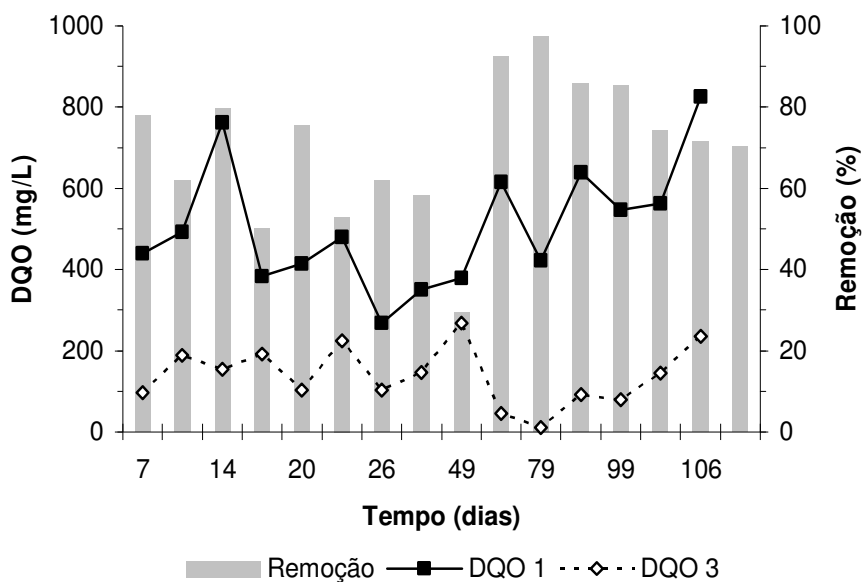
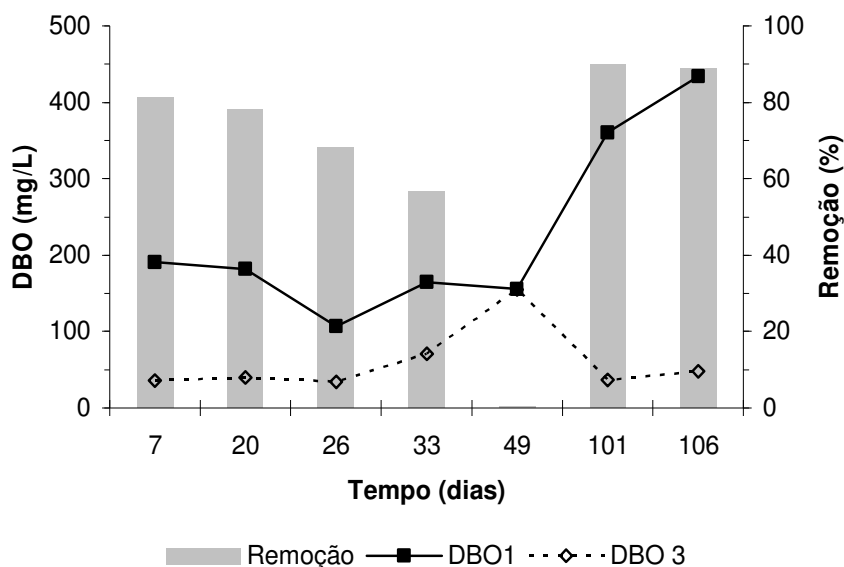
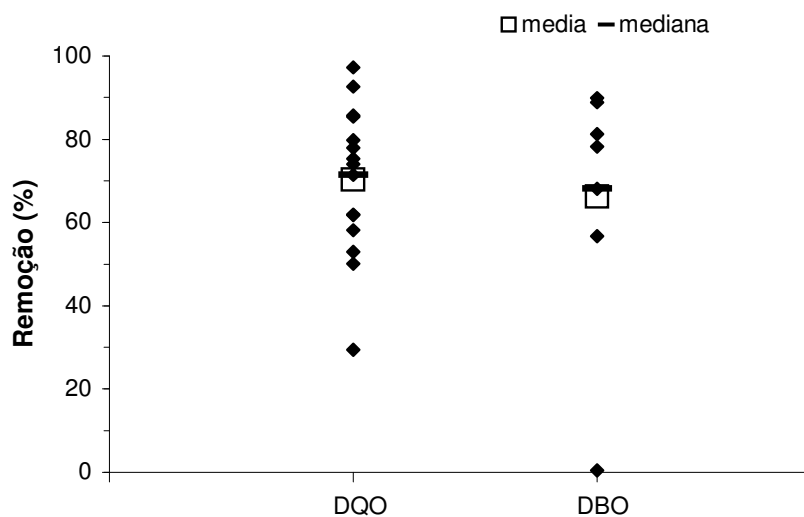


FIGURA 5.27 – TS-UTTE – COMPORTAMENTO DA DBO



A eficiência do processo global foi em média 70% para a remoção de DQO e 66 % para DBO (Figura 5.28), com medianas de 71,5 e 68,1% para a DQO e DBO. A DQO de saída do sistema variou entre 91 e 235 mg/L. Pode-se observar que a temperatura influencia na remoção da matéria orgânica, pois nos dias de maior temperatura a velocidade de decomposição dos microorganismos é maior, aumentando a eficiência.

FIGURA 5.28 – TS-UTTE – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA



As médias de remoção da matéria orgânica foram muito próximas ao encontrado por PHILIPPI (1999), com remoção de 71 e 69% para DQO e DBO.

As Figuras 5.29, 5.30 e 5.31 apresentam o comportamento dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos na entrada e saída do sistema TS-UTTE.

FIGURA 5.29 – TS-UTTE – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS TOTAIS

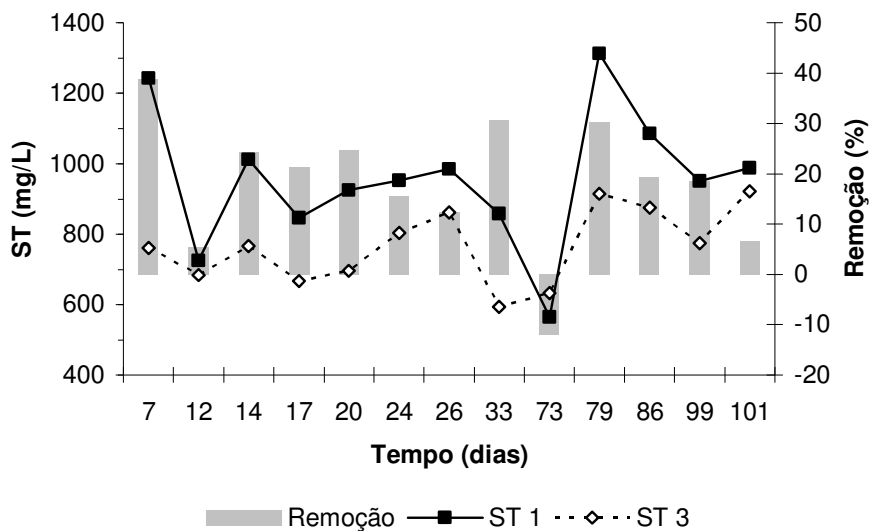


FIGURA 5.30 – TS-UTTE – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS DISSOLVIDOS

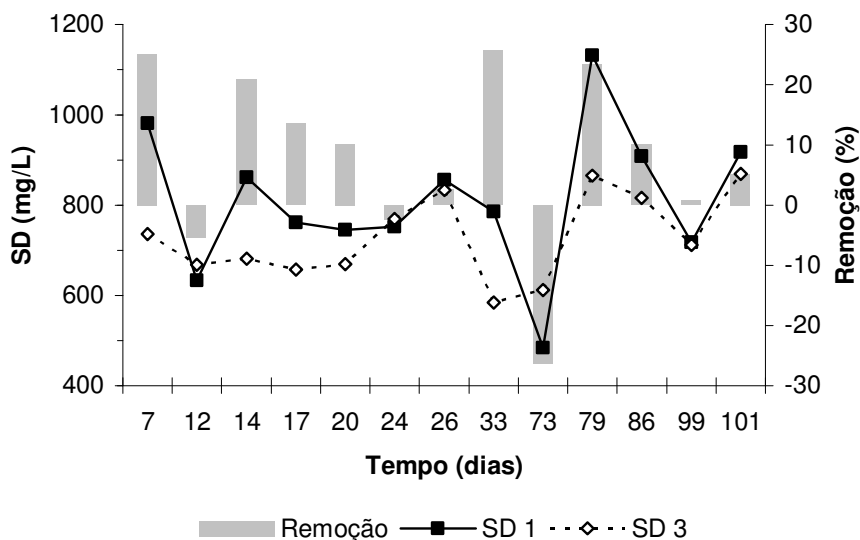
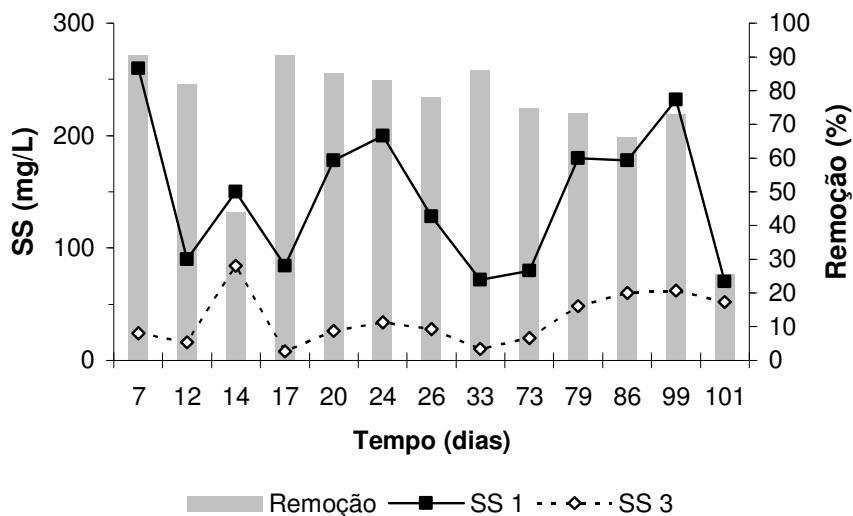
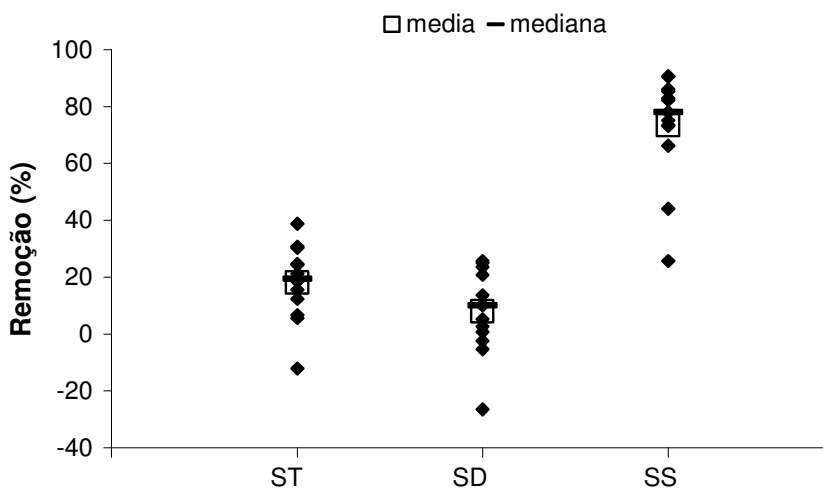


FIGURA 5.31 – TS-UTTE- COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS



Os sólidos presentes no efluente de entrada apresentaram uma variância grande ao longo das coletas devido à ineficiente homogeneização do esgoto sintético, pois ele começava a decantar após os dias.

FIGURA 5.32 – TS-UTTE – COMPORTAMENTO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS



De acordo com a Figura 5.32, os sólidos suspensos foram os que apresentaram a maior eficiência de remoção com média e mediana de 73,4 e 78,1%. Os sólidos totais apresentaram média e mediana de remoção de 18,2 e 19,3%. Os sólidos dissolvidos apresentaram os valores mais discretos, com média de remoção

de 8% e mediana de 10,1%. Podemos concluir que o TS é o responsável pela maior parte da remoção dos sólidos no sistema, observando os dados do item 5.3.

## 6. CONCLUSÕES

As modificações feitas no tanque séptico contribuíram para a melhoria da eficiência deste sistema sendo que a melhor modificação constatada foi a mudança na relação de forma ( $C/L=6$ ), com eficiência média de remoção de DQO de 53,6%. A inserção das cortinas apresentou diferenças significativas para o sistema, com 47,7% de remoção de DQO, embora um pouco menor que a mudança na relação de forma, mas maior que o tanque séptico convencional com 42% de remoção de DQO. Isso pode ter ocorrido pela natureza do material empregado como meio fixo.

Os resultados encontrados para a UTTE foram satisfatórios em relação à remoção da matéria orgânica. O sistema TS-UTTE obteve médias de eficiência de remoção de DQO em torno de 70%, além de 73,4% de remoção dos SS.

A unidade UTTE se apresentou como um bom pós-tratamento de esgoto, contudo se for usado como tratamento primário necessita de um gradeamento ou caixa de sedimentação preliminar a fim de retirar os sólidos presentes para que não ocorra a obstrução do material de enchimento.

Não foi possível obter um esgoto sintético com satisfatória homogeneização, com isso, houve conseqüentes variações na concentração de todos os parâmetros, não atingindo o estado estacionário. Recomenda-se um sistema de amostragem completa para este tipo de experimento a fim de obter uma amostra mais realista.

Para avaliar o desempenho do sistema, frente a uma maior quantidade e diversidade de microrganismos presentes, recomenda-se o uso de esgoto doméstico

No caso da UTTE, podem ser testados diferentes tipos de recheio, com maior rugosidade e área de contato, a fim de proporcionar uma maior oxidação biológica por parte do biofilme.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. **Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais**. NBR 7229, São Paulo/SP, 1993.

Agencia Nacional das Águas (ANA). **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Disponível em <[http://www.ana.gov.br/pnrh/DOCUMENTOS/5Textos/6-1Saneamento4\\_04\\_03.pdf](http://www.ana.gov.br/pnrh/DOCUMENTOS/5Textos/6-1Saneamento4_04_03.pdf)>. Acesso em 10 ago.2007

AISSE, M. M. **Sistemas Econômicos de Esgotos Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2000.

ALTVATER, P. K. **Estudo da potencialidade de tratamento de um filtro biológico de fluxo horizontal em rede de drenagem urbana**. Curitiba, 2005. 42 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

APILÁNEZ, I.; GUTIÉRREZ, A.; DÍAZ, M. Effect of surface materials on initial biofilm development. **Bioresource Technology**, Inglaterra, v. 66, p. 225-230, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229: Projeto, construção e operação sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

AZEVEDO NETTO, J. M. **Sistemas de esgotos sanitários**. São Paulo: CETESB, 1977.

AWWA, APHA and WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18. ed., Washington, 1995.

BARBOSA, S. A. **Avaliação de biofiltro aerado submerso no pós-tratamento do efluente de tanque séptico**. Curitiba, 2006. 228 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

BARROS, R. T. V. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**. Belo Horizonte: EEUFMG, 1995.

BORGES, K. L. O uso de tanques sépticos na cidade de Araguari-MG. Trabalho Técnico apresentado na 35ª Assembléia Nacional da ASSEMAE. Belo Horizonte: ASSEMAE, 2005.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1978.

BUTLER, D.; PAYNE, J. Septic Tanks: Problems and Practice. **Building and Environment**, v.30, p.419-425, 1995.

CEPAL-PNUMA. La sostenibilidad del desarrollo en América Latina y el Caribe: Desafíos y oportunidades. Río de Janeiro: Conferencia Regional de América Latina y el Caribe Preparatoria de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible. Santiago de Chile, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 5: Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Projeto PROSAB, Belo Horizonte: ABES, 2001.

COUILLARD, D. The use of peat in wastewater treatment. **Water Research**, v. 28, n.6, p. 1261-1274, 1994.

CRESPO, P. G. **Sistema de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

FLORA, J. R. V., ZAVERI, R. M. Laboratory septic tank performance response to electrolytic stimulation. **Water Research**, v. 36, p. 4513- 4524, 2002.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A. C.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. CAMPOS, J. R. (coord.). ABES, Rio de Janeiro, pp.29-52, 1999.

FUJII, S.; NIWA, C.; MOURI, M.; JINDAL, R. Pilot-plant experiments for improvement of polluted canal/klong water by rock-bed filtration. **Water Science and Technology**, v.35 (8), p.83-90, 1997.

GRADY JR., C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. **Biological Wastewater Treatment**. 2. ed. Nova York: Marcel Dekker, 1999.

GUSTAFSON, D. M.; ANDERSON, J.; CHRISTOPHERSON; S.H.; LIUKKONEN, B.W. **Choosing an Alternative Septic System Series**. St Paul, Minnesota (EUA): Universidade de Minnesota. Disponível em <<http://www.extension.umn.edu/distribution/naturalresources/DD7669.html>>. Acesso em 20 de junho de 2007.

HAMMER, M. J.; HAMMER, M. J. Jr. **Water and Wastewater Technology**. New Jersey: Prentice Hall International, 1996.

HOFFMANN, H.; WOLFF, D. B.; PLATZER, C.; Da Costa, R. H. R. Tecnologias Sustentáveis para o Tratamento de Esgoto. **Revista Saneamento Ambiental**, (118): 38-44, jan./fev., 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. Rio de Janeiro, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Atendimento Domiciliar**. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 3 jul. 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

LARSEN, T. A.; HARREMOËS. Degradation mechanisms of colloidal organic matter in biofilm reactors. **Water Research**, Inglaterra, v. 28, n. 6, p. 1443-1452, 1994.

LENS, P. N.; VOCHTEN, P. M.; SPELEERS, L.; VERSTRAETE, W. H. Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips. **Water Research**, v. 28, n. 1, p. 17-26, 1994.

MELO, H. N. de S.; ANDRADE NETO, C. O. de ; GUIMARÃES, P.; PEREIRA, M. G. Partida sem inóculo de um reator de manta de lodo tratando esgotos sanitários diluídos. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo- Coletânea de Trabalhos Técnicos**. Projeto PROSAB, São Carlos, Abes, 2000.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed. Nova York: McGraw-Hill, 2003.

MONSON GEERTS, S.; McCARTHY, B.; AXLER, R.; HENECK, J.; HEGER, S.; CROSBY, J.; GUILTE, M. 2001. **Performance of peat filters in the treatment of domestic wastewater in Minnesota**. 9th National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, ASAE, St. Joseph, MI. Disponível em <<http://asae.frymulti.com/abstract.asp?aid=6038&t=2>> Acesso em: outubro de 2007.

NUVOLARI, A. (coordenador). **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. São Paulo: Edgard Blücher, 2003.

OSORIO, F.; HONTORIA, E. Wastewater treatment with a double-layer submerged biological aerated filter, using waste materials as biofilm support. **Journal of Environmental management**, v. 65, p.79-84, 2002.

OTTERPOHL, R.; GROTTKER, M.; LANGE J. Sustainable water and waste management in urban areas. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 9, p. 121-133, 1997.

PATTERSON, R.A. **Peat Treatment of Septic Tank Effluent**. Proceedings of On-site '99 Conference: Making on-site wastewater systems work. New England, 1999. Disponível em < [www.lanfaxlabs.com.au/papers/P43-peat.pdf](http://www.lanfaxlabs.com.au/papers/P43-peat.pdf)>. Acesso em outubro de 2007.

PATZA, E. **Aplicação de Modelos Matemáticos para a Definição de Parâmetros Hidráulicos e Cinéticos de Tanques Sépticos**. Curitiba, 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water Science and Technology**, Inglaterra, v. 40, n. 3, p. 125-131, 1999.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**. 2a edição, McGraw-Hill, 1995.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 58, n 5, p. 406-411, 1986.

RODGERS, M.; ZHAN, X.-M.; GALLAGHER, B. A pilot plant study musing a vertically moving biofilm process to treat municipal wastewater. **Bioresource Technology**, v.89, p.139-143, 2003

SIRIANUNTAPIBOON, S.; JEEYACHOK, N.; LARPLAI, R. Sequencing batch reactor biofilm system for treatment of milk industry wastewater. **Journal of Environmental Management**, v.20, p.1-7, 2005.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto**. Ministério das Cidades. Brasília, 2003.

SUDERHSA. **Plano de despoluição hídrica da bacia do Alto Iguaçu – Volume 2**. Curitiba, 2000.

TAY, J.; SHOW, K.; JEYASEELAN, S. Effects of media characteristics on performance of upflow anaerobic packed-bed reactors. **Journal of Environmental Engineering**, p. 469-476, jun 1996.

TORRES, P. **Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo**. 198 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1992.

VALENTIN, M. A. A. **Uso de Leitões Cultivados no Tratamento de Efluente de Tanque Séptico Modificado**. Campinas, 1999. 137f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) , Universidade Estadual de Campinas.

VAN HAANDEL, A.C., LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. John Wiley and Sons, pp 222, 1994.

VIEIRA, S. M.; ALÉM SOBRINHO, P. Resultados de operação recomendações para projeto de sistemas de decanto-digestor e filtro anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários. **Revista DAE**, v.44 (135), p.51-57, 1983.

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

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

APÊNDICE 1 – RESULTADOS DO TANQUE SÉPTICO COM MUDANÇA NA  
RELAÇÃO DE FORMA

Para este experimento variou-se a relação comprimento/largura do tanque de 4/1 para 6/1, utilizando as duas comportas complementares. Os resultados constam nas Tabelas A 1.1 e A 1.2.

TABELA A 1.1 – RESULTADOS PARA pH, ALCALINIDADE E MATÉRIA ORGÂNICA

Data	pH		Alcalinidade parcial (mg/L)		Alcalinidade total (mg/L)		Alc <sub>parc</sub> / Alc <sub>tot</sub>	DQO <sub>total</sub> (mg/L)		TOC (mg/L)	
	ES	ES	ES	TS	ES	TS		ES	TS	ES	TS
4/04	7,1	7,1	117,6	155,8	174,4	235,2	0,66	282	165	72	48
6/04	6,8	6,8	99,96	160,7	155,8	191,1	0,84	261	119	80	18
10/04	6,6	7,1	76,44	183,1	193,1	239,1	0,77	593	154	57	23
13/04	7,3	7,3	131,3	149,9	170,5	204,8	0,73	790	336	202	123
18/04	7,2	7,3	132,3	164,6	168,6	202,9	0,81	280	163	143	81
20/04	7,2	7,4	132,3	156,8	179,8	212,7	0,74	467	222	125	77

NOTAS: ES – Esgoto sintético  
TS – Tanque séptico

TABELA A 1.2 – RESULTADOS PARA TURBIDEZ E SÓLIDOS

Data	Temp (°C)	Turbidez (NTU)		Sólidos Suspensos (mg/L)		Sólidos Totais (mg/L)		Sólidos Dissolvidos (mg/L)		Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	
		ES	TS	ES	TS	ES	TS	ES	TS	ES	TS
4/04	34,9	31,3	52	47	39	823	735	776	696	60	39
6/04	34,9	41,8	6,9	28	15	817	685	789	670	28	15
10/04	25,6	103	29,3	131	30	1358	799	1227	769	104	30
13/04	25,1	77,5	21,6	129	35	1140	754	1011	719	112	35
18/04	23	21,4	12,1	85	47	802	668	717	621	71	47
20/04	24,2	26,4	13,9	98	36	916	792	818	756	89	36

NOTAS: ES – Esgoto sintético  
TS – Tanque séptico

## APÊNDICE 2 – RESULTADOS DO TANQUE SÉPTICO COM CORTINAS

TABELA A 2.1 - RESULTADOS PARA pH, ALCALINIDADE E MATÉRIA ORGÂNICA

Data	pH		Alcalinidade parcial (mg/L)				Alcalinidade Total (mg/L)		Alc <sub>parc</sub> /Alc <sub>tot</sub>		DQO (mg/L)		DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)		DBO (mg/L)	
	ES	TS	ES	TS	ES	TS	ES	TS	ES	TS	ES	TS	ES	TS	ES	TS
15/09	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	0,63		440	168	n.m.	n.m.	191	73		
20/09	6,7	6,9	118	160	215	253	-		491	233	84	105,6	n.m.	n.m.		
22/09	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	0,62		762	310	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.		
25/09	7,0	7,1	145	152	233	247	-		383	286	160	195,6	n.m.	n.m.		
28/09	6,8	6,9	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	0,66		415	369	n.m.	n.m.	182	180		
02/10	6,5	6,9	139	165	235	251	-		479	242	239	106	n.m.	n.m.		
04/10	6,7	6,9	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	0,56		268	130	n.m.	n.m.	107	61		
11/10	6,9	6,9	135	156	231	278	0,62		350	228	n.m.	n.m.	165	127		
18/10	6,7	7,0	160	211	316	340	0,62		481	176	211	139	n.m.	n.m.		
24/10	7,4	7,3	210	256	331	415	0,65		379	391	n.m.	n.m.	156	237		
17/11	6,8	7,2	173	190	291	292			616	137	137	46	n.m.	n.m.		
23/11	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-		422	137	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.		
30/11	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	0,51		638	239	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.		
13/12	6,7	6,6	84	115	184	225	0,43		547	342	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.		
15/12	7,0	6,6	105	91	196	212	0,49		562	443	n.m.	n.m.	360	303		
20/12	6,9	6,8	93	121	238	249	-		826	494	n.m.	n.m.	434	244		



APÊNDICE 3 – RESULTADOS DA UNIDADE TUBULAR DE TRATAMENTO DE  
ESGOTO

Tabela A 3.1: Alcalinidade e Matéria Orgânica

Parâmetro	pH		Alcalinidade parcial (mg/L)		Alcalinidade Total (mg/L)		Alc <sub>parc</sub> / Alc <sub>tot</sub>	DQO (mg/L)		DBO (mg/L)	
	TS	Tube	TS	Tube	TS	Tube		TS	Tube	TS	Tube
Dia	TS	Tube	TS	Tube	TS	Tube	TS	TS	Tube	TS	Tube
15/09	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	168	97	73	36
20/09	6,9	6,8	160	169	253	270	0,63	233	188	n.m.	n.m.
22/09	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	311	154	n.m.	n.m.
25/09	7,1	6,9	152	170	247	267	0,64	287	191	n.m.	n.m.
28/09	6,9	6,7	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	369	102	180	40
02/10	6,9	6,9	165	170	251	270	0,63	242	225	n.m.	n.m.
04/10	6,7	6,7	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	130	102	61	34
11/10	6,9	7,0	156	195	278	295	0,66	228	146	127	71
18/10	7,0	n.m.	211	n.m.	340	n.m.	-	176	n.m.	n.m.	n.m.
24/10	7,3	7,0	256	293	415	445	0,66	391	267	237	155
17/11	7,2	7,1	190	210	292	301	0,70	137	46	n.m.	n.m.
23/11	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	137	11,4	n.m.	n.m.
30/11	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	239	91	n.m.	n.m.
13/12	6,7	7,0	115	155	225	245	0,63	342	79,8	n.m.	n.m.
15/12	6,7	6,9	91	158	212	239	0,66	443	145	303	37
20/12	6,8	9,9	121	168	249	272	0,62	494	236	244	48



Tabela A 3.3 – Comportamento da DQO ao longo do comprimento

Dia	DQO (mg/L)					
	Esgoto	TS	1m	2m	3m	4m
29/mai	662	459	774	492	226	262
1/jun	610	318	397	867	282	194
4/jun	865	450	657	797	269	384
5/jun	666	226	443	758	167	194
6/jun	745	614	745	436	686	158

## APÊNDICE 4 – RESULTADOS DO SISTEMA TS-UTTE

Tabela A 4.1 – Alcalinidade e Matéria Orgânica

Dia	pH		Alcalinidade parcial (mg/L)		Alcalinidade Total (mg/L)		Alc <sub>parc</sub> / Alc <sub>tot</sub>	DQO (mg/L)		DBO (mg/L)	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída		Sistema	Entrada	Saída	Entrada
15/09	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	440	97	191	36
20/09	6,7	6,8	118	169	215	270	0,63	491	188	n.m.	n.m.
22/09	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	762	154	n.m.	n.m.
25/09	7,0	6,9	145	170	233	267	0,64	383	191	n.m.	n.m.
28/09	6,8	6,7	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	415	102	182	40
02/10	6,5	6,9	139	170	235	270	0,63	479	225	n.m.	n.m.
04/10	6,7	6,7	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	269	102	107	34
11/10	6,9	7,0	135	195	231	295	0,66	351	147	165	71
18/10	6,7	n.m.	160	n.m.	316	n.m.	-	481	n.m.	n.m.	n.m.
24/10	7,4	7,0	210	293	331	445	0,66	379	267	156	155
17/11	6,8	7,1	173	210	291	301	0,70	616	46	n.m.	n.m.
23/11	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	422	11	n.m.	n.m.
30/11	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	-	638	91	n.m.	n.m.
13/12	6,7	7,0	84	155	184	245	0,63	547	80	n.m.	n.m.
15/12	7,0	6,9	105	158	196	239	0,66	562	145	360	37
20/12	6,9	9,9	93	168	238	272	0,62	826	236	434	48

