

EDUARDO PATZA

**APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS PARA DEFINIÇÃO DE
PARÂMETROS HIDRÁULICOS E CINÉTICOS DE TANQUES SÉPTICOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Daniel Costa dos Santos, Dr.

CURITIBA - PR

2006

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, o professor Daniel Costa dos Santos, pelo incentivo, pela disposição e pelo inesgotável bom humor demonstrado no transcorrer deste trabalho.

Agradeço a minha família por me propiciar o tempo e a serenidade necessária ao desenvolvimento deste estudo, bem como, pelo apoio demonstrado.

Agradeço ao Samuel Barbosa pela disposição, dedicação e coleguismo.

Agradeço a FUNASA pelo apoio financeiro.

Enfim, agradeço a todos os professores, coordenadores e alunos, isto é, a todos que fazem parte do programa de pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da UFPR pelo apoio, companheirismo e por acreditarem em meu potencial.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE QUADROS	xiv
LISTA DE SIGLAS	xv
LISTA DE SÍMBOLOS	xvi
RESUMO	xviii
ABSTRACT	xix
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. OBJETIVOS	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1. PRELIMINARES	6
2.2. CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO	6
2.2.1. Constituintes do esgoto	6
2.2.2. Matéria orgânica	8
2.2.3. Outros parâmetros (pH, cor, turbidez, temperatura, nutrientes)	10
2.2.4. Concentrações no esgoto sanitário	11
2.3. ESGOTO SINTÉTICO	12
2.4. TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS	14
2.4.1. Etapas do tratamento	14
2.4.2. Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio	16
2.5. LEGISLAÇÃO NACIONAL PERTINENTE	16
2.6. CINÉTICA DAS REAÇÕES	18
2.6.1. Modelo matemático da cinética	18
2.6.2. Cinética de degradação	20
2.6.3. Reações de saturação	22
2.6.4. Cinética de Monod	23
2.6.5. Equações básicas da cinética dos processos biológicos	25
2.6.6. Abordagem clássica – modelo de Streeter Phelps	26
2.6.6.1. Degradação da DBO e consumo de OD	26
2.6.6.2. Estimativas das constantes envolvidas	28
2.7. DIGESTÃO ANAERÓBIA E AERÓBIA	32
2.7.1. Necessidades nutricionais e respiração dos microorganismos	32

2.7.2. Etapas da digestão anaeróbia.....	35
2.7.3. Modelo matemático de digestão anaeróbia.....	36
2.7.3.1. Modelo ADM1 – Anaerobic Digestion Model 1.....	36
2.7.3.2. Calibrando o modelo ADM1.....	38
2.8.REGIMES HIDRÁULICOS.....	40
2.8.1.Modelos hidráulicos.....	40
2.8.2. Modelo fluxo em pistão.....	42
2.8.3. Modelo mistura completa	46
2.8.4. Modelo fluxo disperso.....	49
2.8.5. Modelo de células em série e paralelo	52
2.9. SEDIMENTAÇÃO.....	53
2.9.1. Tipos de sedimentação	53
2.9.2. Sedimentação discreta.....	55
2.9.3. Sedimentação floculenta	58
2.9.4. Balanço de massa considerando sedimentação	59
2.10. TANQUE SÉPTICO	60
2.10.1. Definição	60
2.10.2. Histórico	60
2.10.3. Tipos.....	61
2.10.4. Funcionamento.....	63
2.10.5. Inoculação e Aclimação.....	65
2.10.6.Dimensionamento.....	66
2.10.6.1. Segundo a NBR 7229/1993	66
2.10.6.2. Segundo literaturas clássicas	68
2.10.6.3. Segundo Pilotto (2004)	70
2.10.6.4. Outras formulações propostas	72
2.10.7. Procedimentos para implantação e construção de tanques sépticos...73	
2.10.7.1. Localização e distâncias mínimas.....	74
2.10.7.2. Materiais	74
2.10.7.3. Procedimentos	75
2.10.8. Experiências nacionais e internacionais com tanques sépticos	76
2.10.8.1. ÁVILA (2005)	76
2.10.8.2.PANG et al (2003).....	77
2.10.8.3. VALENTIM et al (2003).....	78

3. METODOLOGIA	79
3.1. PRELIMINARES	79
3.2. DESCRIÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL DE BARBOSA (2006).....	79
3.3. ESGOTO SINTÉTICO UTILIZADO NO EXPERIMENTO	82
3.4. INOCULAÇÃO E ACLIMATAÇÃO.....	84
3.5. OPERAÇÃO DO EXPERIMENTO	85
3.6. RESULTADOS EXPERIMENTAIS OBTIDOS POR BARBOSA	89
3.7. ANÁLISE DA CONSISTÊNCIA DO EXPERIMENTO.....	91
3.7.1. Validação dos dados experimentais (remoção de matéria orgânica)	91
3.7.2. Validação dos procedimentos adotados na operação	98
3.7.3. Validação da concepção do modelo reduzido	100
3.8. BASES MATEMÁTICAS PARA AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DA CINÉTICA	104
3.8.1. Equacionamento principal	104
3.8.2. Parâmetros a analisar	106
3.8.3. Fenômenos a analisar	107
3.8.4. Constantes a serem definidas	107
3.9. ESTRUTURA GERAL DO MODELO	108
3.9.1. Etapa 1 da modelagem : aplicação das prospecções matemáticas na obtenção dos parâmetros cinéticos e fluxos hidráulicos para os diversos tempos de detenção	111
3.9.2. Etapa 2 da modelagem: obtenção de volumes de tanque séptico via compartimentação (volumes de reação e sedimentação)	114
4. RESULTADOS OBTIDOS.....	119
4.1. MODELO 1 : REGIME HIDRÁULICO E CONSTANTE CINÉTICA	119
4.1.1. Resultados encontrados para regime hidráulico e constante cinética por tempo de detenção.....	119
4.1.1.1. Sem a consideração do efeito da temperatura	119
4.1.1.2. Com a consideração do efeito da temperatura	122
4.1.2. Validação do modelo utilizado	125
5. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	128
5.1. ANALISANDO O MODELO 1 : REGIME HIDRÁULICO E CONSTANTE CINÉTICA	128
5.1.1. Definição do modelo 1	130

5.1.2. Calibração do modelo 1	134
5.1.3. Exemplo de aplicação do modelo 1	137
5.1.4. Novas simulações visando obter um K característico para o tanque séptico	139
5.1.5. Avaliação dos Erros Padrão de Estimativa obtidos	141
5.2. ANALISANDO O MODELO 2: VOLUME NECESSÁRIO DE DIMENSIONAMENTO	142
5.2.1. Considerações sobre eficiência de remoção	142
5.2.2. Definição do modelo 2	146
5.2.2.1. Volume de reação/decantação	146
5.2.2.2. Volume de armazenamento de lodo	150
5.2.2.3. Volume total	152
5.2.3. Calibração do modelo 2	153
5.2.4. Testes no modelo 2	155
6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	160
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	164
ANEXO 1	170
ANEXO 2.....	177

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – TANQUE SÉPTICO E SEU FUNCIONAMENTO	2
FIGURA 2 – COMPOSIÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO	7
FIGURA 3 – CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO SINTÉTICO DE TORRES (USP)	14
FIGURA 4 – CINÉTICAS DE ORDEM ZERO, 1ª ORDEM E 2ª ORDEM	21
FIGURA 5 – DBO (EXERCIDA E REMANESCENTE) VERSUS TEMPO	28
FIGURA 6 – CURVA DE CRESCIMENTO BACTERIANO	32
FIGURA 7 – ESQUEMA DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	35
FIGURA 8 – CONCEITUAÇÃO DO MODELO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	37
FIGURA 9 – MODELO ADM1 VERSUS EXPERIMENTAL (DQO/BUTIRATO).....	39
FIGURA 10 – MODELO ADM1 VERSUS EXPERIMENTAL (pH)	40
FIGURA 11 – COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO EM REATORES	41
FIGURA 12 – FLUXO EM PISTÃO.....	42
FIGURA 13 – BALANÇO DE MASSA DO REATOR FLUXO PISTÃO	44
FIGURA 14 – MISTURA COMPLETA	46
FIGURA 15 – MISTURA COMPLETA - BALANÇO	47
FIGURA 16 – EFICIÊNCIA VERSUS $K.t$ PARA OS TRÊS REGIMES HIDRÁULICOS.....	51
FIGURA 17 – FUNCIONAMENTO DA SEDIMENTAÇÃO DISCRETA.....	56
FIGURA 18 – COLUNA DE SEDIMENTAÇÃO <i>VERSUS</i> TANQUE DE FLUXO HORIZONTAL	57
FIGURA 19 – FUNCIONAMENTO DA SEDIMENTAÇÃO FLOCULENTA	59
FIGURA 20 – TANQUE SÉPTICO DE CÂMARA ÚNICA.....	61
FIGURA 21 – TANQUE SÉPTICO DE CÂMARAS EM SÉRIE.....	62
FIGURA 22 – TANQUE SÉPTICO DE CÂMARAS SOBREPOSTAS.....	62
FIGURA 23 – SEÇÃO DE UM TANQUE SÉPTICO DE CÂMARA ÚNICA	63
FIGURA 24 – DIMENSÕES INTERNAS MÍNIMAS – TANQUE SÉPTICO NBR 7229	67
FIGURA 25 – VOLUME DE TANQUE <i>VERSUS</i> VAZÃO AFLUENTE PARA O MODELO I DE DIMENSIONAMENTO DE PILOTTO, PELA NBR 7229/93 E POR ANDRADE NETO (FÓRMULA CLÁSSICA).....	71

FIGURA 26 – ESQUEMA DE PROJETO EXECUTIVO DE UM TANQUE SÉPTICO	75
FIGURA 27 – ESQUEMA DO EXPERIMENTO EM ESCALA DE BANCADA	79
FIGURA 28 – TANQUE SÉPTICO EM ESCALA DE BANCADA	80
FIGURA 29 – MODELO FÍSICO INSTALADO	80
FIGURA 30 – TANQUE ARMAZENADOR E MISTURADOR LENTO	81
FIGURA 31 – BOMBA PERISTÁLTICA	82
FIGURA 32 – OPERAÇÃO DO EXPERIMENTO	85
FIGURA 33 – REMOÇÃO MÉDIA DE DQO, TOC E DBO PARA OS DIFERENTES TEMPOS DE DETENÇÃO	92
FIGURA 34 – PROJETO DO TANQUE SÉPTICO ($\lambda = 1/13$)	103
FIGURA 35 – PERSPECTIVA DO TANQUE SÉPTICO ($\lambda = 1/13$)	104
FIGURA 36 – ESQUEMA DO MODELO MATEMÁTICO DO TANQUE	106
FIGURA 37 – ESTRUTURA DO MODELO	109
FIGURA 38 – FLUXOGRAMA DAS PROSPECÇÕES (MODELAGEM)	112
FIGURA 39 – FLUXOGRAMA DO MODELO DE DIMENSIONAMENTO PROPOSTO PARA TANQUES SÉPTICOS – PARTE REAÇÃO/DECANTAÇÃO	116
FIGURA 40 – FLUXOGRAMA DO MODELO DE DIMENSIONAMENTO COMPLETO PARA TANQUES SÉPTICOS	118
FIGURA 41 – GRÁFICO VARIAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO VERSUS ERRO PADRÃO DA ESTIMATIVA PARA OS DIVERSOS FLUXOS HIDRÁULICOS	120
FIGURA 42 – GRÁFICO VARIAÇÃO K (BASE e, 20°C) NOS TEMPOS DE DETENÇÃO (REGIME FLUXO PISTÃO)	125
FIGURA 43 – GRÁFICOS EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO REAL E VARIAÇÃO DO K NO TANQUE SÉPTICO	129
FIGURA 44 – CURVAS PARA CINÉTICA DE REMOÇÃO (K) VARIANDO O TEMPO DE DETENÇÃO	132
FIGURA 45 – VALORES PREVISTOS VERSUS VALORES OBSERVADOS	136
FIGURA 46 – CURVAS PARA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO VARIANDO O TEMPO DE DETENÇÃO	143

FIGURA 47 – GRÁFICO VARIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO VERSUS TEMPO DE DETENÇÃO PARA O MODELO FÍSICO REAL E MODELOS MATEMÁTICOS	144
FIGURA 48 – VARIAÇÃO DO VOLUME EM RELAÇÃO AO NÚMERO DE CONTRIBUINTES PARA O MODELO 2 E A NBR 7229/93	155
FIGURA 49 – VARIAÇÃO DO VOLUME EM RELAÇÃO AO TEMPO DE DETENÇÃO PARA 4 CONTRIBUINTES.....	157
FIGURA 50 – VARIAÇÃO DO VOLUME EM RELAÇÃO À TEMPERATURA DO EFLUENTE.....	158
FIGURA 51 – GRÁFICO ESTIMATIVA DO ERRO VERSUS K PARA SIMULAÇÕES COM t_d 12 HORAS E CONSIDERANDO EFEITO DA TEMPERATURA	176

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – FOSSA SÉPTICA NO BRASIL (MORADORES).....	3
TABELA 2 – FOSSA SÉPTICA NO BRASIL (DOMICÍLIOS).....	3
TABELA 3 – FOSSA SÉPTICA NAS REGIÕES DO BRASIL (DOMICÍLIOS)	4
TABELA 4 – TIPOS DE BACTÉRIAS VERSUS TEMPERATURA ÓTIMA.....	11
TABELA 5 - CONCENTRAÇÕES E CONTRIBUIÇÕES UNITÁRIAS TÍPICAS DE ESGOTOS DOMÉSTICOS BRUTOS.....	11
TABELA 6 – CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO SINTÉTICO.....	13
TABELA 7 – FORMULAÇÃO ESGOTO SINTÉTICO DE TORRES (1992)	13
TABELA 8 – ALGUNS PARÂMETROS DA RESOLUÇÃO DO CONAMA Nº357/05 (CLASSE DOS RIOS)	17
TABELA 9 – ALGUNS PARÂMETROS DA RESOLUÇÃO DO CONAMA Nº357/05 (LANÇAMENTO)	17
TABELA 10 – VALORES PARA PARÂMETROS DA CINÉTICA DE MONOD.....	24
TABELA 11 – VALORES MÉDIOS DE K_1 (20°C, BASE e) PARA ESGOTO DOMÉSTICO EM RAZÃO DO NÍVEL DE TRATAMENTO.....	29
TABELA 12 – VALORES MÉDIOS DE θ	30
TABELA 13 – EQUAÇÕES EMPÍRICAS PARA ESTIMAR O COEFICIENTE DE REAERAÇÃO K_2 (BASE e ,20°C), PARA RIOS E CANAIS.....	31
TABELA 14 – FAIXAS TÍPICOS DE “d” PARA FLUXO DISPERSO	50
TABELA 15 – REDUÇÃO DO VOLUME TOTAL (CÉLULAS EM SÉRIE)	53
TABELA 16 – EFICIÊNCIA DOS TANQUES SÉPTICOS.....	64
TABELA 17 – CONTRIBUIÇÃO DIÁRIA DE ESGOTO (C_{ontr}) E DE LODO FRESCO (L_f) POR TIPO DE PRÉDIO E DE OCUPANTE	66
TABELA 18 – PERÍODO DE DETENÇÃO DOS DESPEJOS, POR FAIXA DE CONTRIBUIÇÃO DIÁRIA.....	66
TABELA 19 – TAXA DE ACUMULAÇÃO TOTAL DE LODO (K_{NBR}), EM DIAS, POR INTERVALO ENTRE LIMPEZAS E TEMPERATURA DO MÊS MAIS FRIO...	67
TABELA 20 – PROFUNDIDADE ÚTIL (MÍNIMA E MÁXIMA) POR FAIXA DE VOLUME ÚTIL	67
TABELA 21 – MODELOS PROPOSTOS POR PILOTTO (2004).....	70

TABELA 22 – VOLUME DE TANQUE OBTIDO POR PILOTTO COMPARADO COM OUTROS MODELOS (NBR/ ANDRADE NETO/ EUA/ UK/ AUSTRÁLIA)	71
TABELA 23 – FORMULAÇÃO EPA – EUA (2002).....	72
TABELA 24 – FORMULAÇÃO DO ALL SEPTIC SYSTEM INFORMATION	72
TABELA 25 – RESULTADO DE REMOÇÃO MÉDIA DE DQO – ÁVILA (2005).....	76
TABELA 26 – RESULTADO DE REMOÇÃO DE DBO – ÁVILA (2005)	77
TABELA 27 – FORMULAÇÃO DO ESGOTO SINTÉTICO	82
TABELA 28 – COMPARATIVO DO ESGOTO SINTÉTICO COM OUTROS AUTORES E COM VALORES DE REFERÊNCIA PARA ESGOTO REAL	83
TABELA 29 – ANÁLISES DE PRÉ-OPERAÇÃO.....	85
TABELA 30 – PARÂMETROS INDICADORES DE MATÉRIA ORGÂNICA OBTIDOS NA ENTRADA (1) E SAÍDA (2) DO TANQUE SÉPTICO	90
TABELA 31 – RELAÇÃO ENTRE DBO, DQO E TOC PARA O EXPERIMENTO ..	94
TABELA 32 – EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO EM TANQUES SÉPTICOS ...	95
TABELA 33 – EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO NO EXPERIMENTO.....	95
TABELA 34 – VARIAÇÃO DO ESGOTO SINTÉTICO.....	97
TABELA 35 – pH, ALCALINIDADE TOTAL E ACIDEZ NO EXPERIMENTO	99
TABELA 36 – RESULTADOS DE PILOTTO PARA O TANQUE SÉPTICO	108
TABELA 37 – OBTENÇÃO DO T_d NO MODELO	115
TABELA 38 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 12 HORAS	119
TABELA 39 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 15 HORAS	121
TABELA 40 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 18 HORAS	121
TABELA 41 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 21 HORAS	121
TABELA 42 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 24 HORAS	122
TABELA 43 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 12 HORAS CONSIDERANDO EFEITO DE TEMPERATURA	122

TABELA 44 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS, CONSIDERANDO EFEITO DE TEMPERATURA, PARA TODOS OS TEMPOS DE DETENÇÃO	123
TABELA 45 – DADOS GERADOS EM UM MODELO FLUXO DISPERSO ($d=0,5$) IDEALIZADO PARA UM TDH DE 18 HORAS.....	125
TABELA 46 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS CONSIDERANDO OS VALORES IDEALIZADOS DA TABELA 45.....	126
TABELA 47 – DADOS GERADOS DE UM MODELO MISTURA COMPLETA ($K =$ $1,5 \text{ DIA}^{-1}$) IDEALIZADO PARA UM TDH DE 15 HORAS	126
TABELA 48 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS CONSIDERANDO OS VALORES IDEALIZADOS DA TABELA 47.....	127
TABELA 49 – DADOS DE DQO PARA CALIBRAÇÃO	134
TABELA 50 – DADOS DE DBO PARA CALIBRAÇÃO.....	135
TABELA 51 – DADOS DE ESGOTO ADOTADOS - EXEMPLO	138
TABELA 52 – RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO POR TEMPO DE DETENÇÃO	139
TABELA 53 – RESULTADO DA CARACTERIZAÇÃO GLOBAL.....	140
TABELA 54 – VALORES MÉDIOS (LABORATORIAIS) POR TDH.....	140
TABELA 55 – RESULTADO DA CARACTERIZAÇÃO PARA VALORES MÉDIOS	141
TABELA 56 – ERRO EMBUTIDO NA ANÁLISE DO REGIME FLUXO EM PISTÃO.	142
TABELA 57 – CONTRIBUIÇÃO DE VAZÕES	146
TABELA 58 – DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO (ABNT)	146
TABELA 59 – DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO (MODELO 2)	147
TABELA 60 – VELOCIDADES MÉDIAS DE SEDIMENTAÇÃO	151
TABELA 61 – TAXA DE ACUMULAÇÃO TOTAL DE LODO (K), EM DIAS, POR INTERVALO ENTRE LIMPEZAS E TEMPERATURA DO MÊS MAIS FRIO.	152
TABELA 62 – DADOS RETIRADOS DO EXPERIMENTO PARA O Td 12 HORAS	170
TABELA 63 – RESUMO DOS CÁLCULOS	173
TABELA 64 – DADOS RETIRADOS DO EXPERIMENTO PARA O Td 12 HORAS	173
TABELA 65 – RESUMO DOS CÁLCULOS	176

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – COMPOSIÇÃO DE ESGOTO SINTÉTICO	12
QUADRO 2 – TIPO DE SEDIMENTAÇÃO	55
QUADRO 3 – CRONOGRAMA DE ANÁLISES DE BARBOSA.....	88
QUADRO 4 – CRONOGRAMA DE ANÁLISES COMPLEMENTARES	89
QUADRO 5 – ESTRUTURA GERAL DO MODELO	110
QUADRO 6 – PARÂMETROS DE ENTRADA NO MODELO 1	130
QUADRO 7 – MODELO 1 DEFINIDO	133
QUADRO 8 – MODELO 1 DEFINIDO – INVERTIDO	133
QUADRO 9 – RESULTADOS PARA O TANQUE SÉPTICO 1.....	135
QUADRO 10 – RESULTADOS PARA O TANQUE SÉPTICO 2.....	136
QUADRO 11 – RESULTADOS PARA O TANQUE SÉPTICO 3.....	137
QUADRO 12 – APLICANDO O MODELO 1 - EXEMPLO	138
QUADRO 13 – PARÂMETROS DE ENTRADA PARA O MODELO MISTURA COMPLETA (MODELO USADO A TÍTULO DE COMPARAÇÃO)	144
QUADRO 14 – PLANILHA DE CÁLCULO DE VOLUME PARA TANQUES SÉPTICOS (MODELO 2)	153
QUADRO 15 – COMPARAÇÃO MODELO 2 COM NBR 7229/93.....	154
QUADRO 16 – VOLUMES DE TANQUE SÉPTICO PARA 4 CONTRIBUINTES .	156
QUADRO 17 – VOLUMES DE TANQUE SÉPTICO VARIANDO A TEMPERATURA DO EFLUENTE	158
QUADRO 18 – ROTEIRO DE CÁLCULO PARA OBTENÇÃO DOS PARÂMETROS K E REGIME HIDRÁULICO	171
QUADRO 19 – ROTEIRO DE CÁLCULO PARA OBTENÇÃO DOS PARÂMETROS K E REGIME HIDRÁULICO – CONSIDERANDO EFEITO DA TEMPERATURA	174
QUADRO 20 – RESUMO DOS RESULTADOS DE BARBOSA (2006).....	177

LISTA DE SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADM1 – Anaerobic Digestion Model 1 (Modelo de Digestão Anaeróbia 1)
BAS – Biofiltro Aerado Submerso
CEPPA – Centro de Pesquisa e Processamento de Alimentos da UFPR
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT – Carbono Orgânico Total (TOC – Total Organic Carbon)
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO_{5,20} - Demanda Bioquímica de Oxigênio em cinco dias a 20°C
DQO – Demanda Química de Oxigênio
ETE – Estação de tratamento de esgoto
EPA – Agência norte-americana de proteção ao meio ambiente (Environmental Protecy Agency)
FUNASA – Fundação Nacional de Saneamento
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LACTEC – Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento
MO – Matéria Orgânica
N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal
N-Org – Nitrogênio orgânico
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
NO₂ – Nitrito
NO₃ – Nitrato
OD – Oxigênio Dissolvido
OD_s – concentração de saturação de oxigênio dissolvido na água
P-total – Fósforo Total
SSF – Sólidos suspensos fixos
SST – Sólidos suspensos totais
SSV – Sólidos suspensos voláteis
TAES – Tanque Alimentador de Esgoto Sintético
TS – Tanque Séptico
UFPR – Universidade Federal do Paraná

LISTA DE SÍMBOLOS

- a – fator de assimilação (L^3T^{-1})
- A_{sed} – área em planta para sedimentação (L^2)
- B – Biomassa (ML^{-3})
- C – concentração efluente de substrato (ML^{-3})
- C_o – concentração afluyente de substrato (ML^{-3})
- C_{ontr} – Contribuição diária de esgoto por pessoa (L^3T^{-1})
- DBOa – DQO afluyente ao tanque séptico (ML^{-3})
- DBOe – DQO efluente ao tanque séptico (ML^{-3})
- DQOa – DQO afluyente ao tanque séptico (ML^{-3})
- DQOe – DQO efluente ao tanque séptico (ML^{-3})
- d – número de dispersão (adimensional)
- D – coeficiente de dispersão axial ou longitudinal (L^2T^{-1})
- D_m – coeficiente de dispersão (L^3T^{-1})
- \bar{D} = déficit de oxigênio dissolvido
- \bar{D}_c = déficit crítico de oxigênio dissolvido
- \bar{D}_0 = déficit inicial de oxigênio dissolvido
- EE – Estimativa Padrão do Erro
- (F/M) = substrato aplicado/biomassa no reator
- Fr – Número de Froude (adimensional)
- g – aceleração da gravidade (LT^{-2})
- K ou K_1 – coeficiente da taxa de remoção de substrato (T^{-1})
- K_2 – coeficiente da taxa de reaeração (T^{-1})
- K_d – coeficiente de respiração endógena (T^{-1})
- K_{NBR} – Taxa de acumulação total de lodo (T)
- K_s – constante de saturação (ML^{-3})
- L_f – Contribuição de lodo fresco por pessoa (L^3T^{-1})
- N – número de pessoas ou unidades de contribuição
- Q_a – Vazão afluyente ao tanque (L^3T^{-1})
- r – taxa de reação ($ML^{-3}T^{-1}$)
- $r_{máx}$ – taxa máxima de reação ($ML^{-3}T^{-1}$)
- S – concentração de substrato (DBO, DQO ou TOC) (ML^{-3})

TDH ou t_d – tempo de detenção hidráulica (T)

t_D = tempo de detenção na zona de decantação (dia)

t – temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$)

T – temperatura do despejo ($^{\circ}\text{C}$)

v_{sed} – velocidade de sedimentação (LT^{-1})

V_D – volume para decantação (L^3)

V_I – volume para armazenamento e digestão do lodo (L^3)

X – concentração de microrganismos (SST ou SSV) (ML^{-3})

W – carga orgânica (MT^{-1})

Y – coeficiente de rendimento (biomassa por substrato removido – SSV/DBO)

μ_x – velocidade do fluxo (LT^{-1})

ν – viscosidade cinemática da água (L^2T^{-1})

\emptyset – diâmetro da partícula (L)

ρ_s – densidade da partícula sólida (ML^{-3})

ρ_l – densidade do líquido (ML^{-3})

θ – coeficiente da equação de Van't Hoff Arrhenius (valor aproximado que relaciona a energia de ativação e a temperatura de energia de ativação)

$\mu_{\text{máx}}$ – taxa de crescimento específica máxima (T^{-1})

θ_c – idade de lodo (T)

RESUMO

A realidade mundial atual revela um cenário preocupante quanto às condições de saneamento básico de grande parcela da população. O tanque séptico se apresenta como uma opção para reduzir a carência no âmbito do tratamento de esgotos, não pela sua eficiência (que é reconhecidamente baixa se comparada a outros sistemas), mas sim, pela sua simplicidade de instalação e operação. Neste estudo foi desenvolvido um experimento em escala reduzida, no qual se projetou um tanque séptico para atender uma comunidade de 250 pessoas. Este tanque, em escala de bancada, (com volume de 27 litros) foi operado por um período de cinco meses utilizando esgoto sintético como efluente e sendo gerada uma base de dados aferidos laboratorialmente. Foram efetuadas análises físico-químicas na entrada e na saída do tanque séptico para cinco distintos tempos de detenção (12, 15, 18, 21 e 24 horas). Dentre os indicadores aferidos, a matéria orgânica (representada pela DBO e DQO) foi o de maior interesse para a pesquisa. Buscou-se obter valores para a constante cinética química de degradação e para a definição do regime hidráulico dentro do tanque a partir dos indicadores mensurados de remoção da matéria orgânica. Associando-se os regimes hidráulicos clássicos de literatura (mistura completa, fluxo disperso e fluxo em pistão), a consideração do efeito da temperatura através da equação de Van't Hoff Arrhenius, um padrão estatístico de verificação (Estimativa Padrão do Erro) e a base de dados extraída do modelo reduzido foram obtidos valores para a constante cinética química e para o regime hidráulico, após diversas iterações entre as variáveis. O regime que melhor representou o processo de estabilização da matéria orgânica do efluente em estudo no tanque séptico foi o fluxo em pistão. De posse dos parâmetros cinéticos e hidráulicos recém obtidos, desenvolveu-se um modelo de dimensionamento de volumes para tanques sépticos. Esse modelo, apesar de apenas permitir compor a parcela destinada à reação e decantação do volume necessário, apresentou valores próximos ao da NBR 7229/93. Com os resultados obtidos neste trabalho se pretende contribuir no aperfeiçoamento do tanque séptico.

Palavras chave: Tanques sépticos, hidráulica de reatores anaeróbios, cinética química, remoção de matéria orgânica.

ABSTRACT

The current world-wide reality discloses to a preoccupying scene about the basic sanitation of great parcel of the population. The septic tank shows up as an option to reduce the lack of sewage treatment. Not for its efficiency (that admittedly low it is compared with other systems), but yes, for the its simplicity of installation and operation. An experiment in reduced scale was developed, in which if it simulated a septic tank that took care of a community of 250 people. The tank in reduced scale (with volume of 27 liters) runs for 5 months using synthetic sewage providing a database. Physicist and chemistries analyses were done in the entrance and the exit of the septic tank for five distinct times of detention (12, 15, 18, 21 and 24 hours). Amongst the done analyses, the organic substance (represented for the BOD and COD) is the biggest interest in this research. Searches from the analyses of organic substance removal were made to look for the chemical kinetic constant of degradation and for the tank hydraulical regimen. Associating classics hydraulical flows of literature (complete mixture, dispersed flow and plug flow), the consideration of the temperature effect through the Van't Hoff Arrhenius' equation, a statistical standard of verification (Estimative Error Standard) and the extracted database of the reduced model, values for the chemical kinetic constant and the hydraulical flow were gotten (after some iterations between the variables). The flow that better represents the process of cleaning the effluent, concerning the organic load removal, in the septic tank showed to be the plug flow. With the just gotten kinetic and hydraulical parameters, a model of volumes sizing for septic tanks was developed. This model, although to only allow composing the volume destined to the reaction and decantation, got values next to the one on NBR 7229/93. This work intends to contribute in the improvement of the septic tank from the studied parameters.

Word keys: Septic tanks, hydraulical of anaerobic reactors, kinetic chemistry, removal of organic substance.

1. INTRODUÇÃO

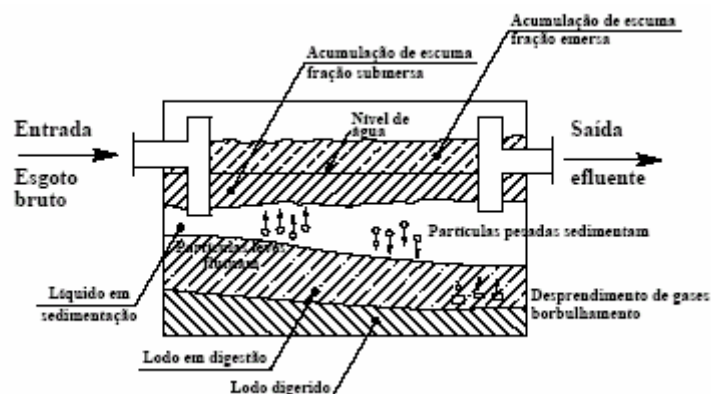
Considerando aspectos como conservação da água, saneamento básico e desperdício zero o presente trabalho propõe um aprimoramento nas concepções (coletivas e individuais) de tratamento de esgoto sanitário oriundo de pequenos centros, que abrangem desde comunidades de interesse social e pequenos municípios, até edificações multi-familiares situadas em grandes centros urbanos.

As concepções terão como base o tanque séptico. Esse tanque será avaliado à luz da possibilidade do aumento de sua capacidade de remoção de matéria orgânica, aplicados a um modelo matemático que aperfeiçoe seu dimensionamento (reduzindo custos e eliminando desperdícios) com parâmetros mais confiáveis de eficiência de remoção.

Apesar de sua reconhecida precariedade, o tanque séptico ainda se apresenta como solução ambiental a inúmeros problemas relacionados a saneamento básico das populações. Isso se deve à falta de recursos financeiros que a maior parte dos países enfrenta, onde as tecnologias de ponta, que permitem a concepção de processos muito mais eficientes, ainda estão muito distantes de uma realidade possível.

Segundo a ABNT, Tanque Séptico é definido como “unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão”. A ABNT também define Tanque Séptico de Câmara Única como “unidade de apenas um compartimento, em cuja zona superior devem ocorrer processos de sedimentação e de flotação e digestão da espuma, prestando-se a zona inferior ao acúmulo e digestão do lodo sedimentado” (NBR 7229/1993). Isso ainda remete as definições de lodo, “material acumulado na zona de digestão do tanque séptico, por sedimentação de partículas sólidas suspensas no esgoto” (NBR 7229/1993); e espuma, “massa constituída por graxos e sólidos em mistura com gases que ocupa a superfície livre do líquido no interior do tanque séptico” (NBR 7229/1993). Na figura 1 segue um resumo dessas principais reações ocorridas no tanque séptico.

FIGURA 1 – TANQUE SÉPTICO E SEU FUNCIONAMENTO



Fonte: ABNT (NBR 7229/1993)

O tanque séptico de câmara única é um dos mais simples sistemas de tratamento encontrados no Brasil. Mesmo diante de sua simplicidade, facilidade de instalação e operação, ele ainda é pouco estudado no âmbito da ciência. Segundo CHERNICHARO (1997), apesar da vasta utilização de tanques sépticos no Brasil, as condições operacionais são usualmente deficientes, devido à falta de análise dos projetos e do acompanhamento de execução dos mesmos. Reconhece-se que o tanque séptico é um sistema bastante precário e com eficiência baixa de tratamento das águas residuárias.

Sistemas de tratamento de esgotos mais sofisticados e eficientes têm sido desenvolvidos mundo afora, obtendo-se processos mais eficazes de purificação das águas. Entretanto, a realidade econômica brasileira e de grande parte do mundo é incompatível com tais tecnologias de ponta. Por isso não se pode limitar-se a apenas esse tipo de estudo. O mundo precisa de soluções simples, baratas e rápidas.

A situação no Brasil é precária quanto a saneamento básico. O IBGE divulgou em seu último censo (2000) que apenas 47,24% dos domicílios são atendidos por rede coletora de esgoto e 38,6% utilizam fossa (séptica ou rudimentar) como esgotamento sanitário. Seguem tabelas (1, 2 e 3) extraídos do banco de dados do IBGE.

TABELA 1 – FOSSA SÉPTICA NO BRASIL (MORADORES)

Características do domicílio	Moradores (em domicílios particulares permanentes)		
	Total	Situação do domicílio	
		Urbana	Rural
Com banheiro ou sanitário	152.280.448	132.719.032	19.561.416
Sem banheiro	16.090.445	4.296.653	11.793.792
Total de moradores	168.370.893	137.015.685	31.355.208
Tipo de esgotamento sanitário			
Rede de esgoto	74.721.700	73.759.596	962.104
Fossa séptica	24.877.530	22.146.361	2.731.169
Fossa rudimentar	42.156.836	29.425.406	12.731.430
Vala	4.625.992	3.223.912	1.402.080
Rio, lago ou mar	4.376.438	3.219.940	1.156.498
Outro escoadouro	1.521.952	943.817	578.135
Total (possuem banheiro)	152.280.448	132.719.032	19.561.416
População sem rede de esgoto			
Utilizam fossa (habitantes)	67.034.366	51.571.767	15.462.599
Utilizam fossa (%) *	39,8%	37,6%	49,3%
Total sem rede (habitantes)	77.558.748	58.959.436	18.599.312
Total sem rede (%) *	46,1%	43,0%	59,3%

* - em relação ao total de moradores (168.370.893)

Fonte: adaptado de IBGE Censo Demográfico 2000 (www.ibge.gov.br)

TABELA 2 – FOSSA SÉPTICA NO BRASIL (DOMICÍLIOS)

Características do domicílio	Domicílios particulares permanentes		
	Total	Situação do domicílio	
		Urbana	Rural
Tinha banheiro ou sanitário	41.089.793	36.261.998	4.827.795
Não tinha banheiro	3.705.308	1.072.868	2.632.440
Total de moradores	44.795.101	37.334.866	7.460.235
Tipo de esgotamento sanitário			
Rede de esgoto	21.160.735	20.913.956	246.779
Fossa séptica	6.699.715	5.984.551	715.164
Fossa rudimentar	10.594.752	7.482.258	3.112.494
Vala	1.154.910	816.951	337.959
Rio, lago ou mar	1.110.021	827.843	282.178
Outro escoadouro	369.660	236.439	133.221
Total (possuem banheiro)	41.089.793	36.261.998	4.827.795
População sem rede de esgoto			
Utilizam fossa (domicílios)	17.294.467	13.466.809	3.827.658
Utilizam fossa (%) *	38,6%	36,1%	51,3%
Total sem rede (domicílios)	19.929.058	15.348.042	4.581.016
Total sem rede (%) *	44,5%	41,1%	61,4%

* - em relação ao total de domicílios (44.795.101)

Fonte: adaptado de IBGE Censo Demográfico 2000 (www.ibge.gov.br)

TABELA 3 – FOSSA SÉPTICA NAS REGIÕES DO BRASIL (DOMICÍLIOS)

Região	Proporção (%) de domicílios				
	Rede de esgoto	Fossa Séptica	Fossa rudimentar	Outros	Total com banheiro
Norte	9,64	25,98	41,58	9,15	86,35
Nordeste	25,11	12,84	33,97	4,52	76,44
Sudeste	73,42	8,92	8,86	7,09	98,29
Sul	29,56	34,22	28,97	5,11	97,86
Centro-Oeste	33,27	7,52	53,09	1,8	95,68
Brasil	47,24	14,96	23,65	5,88	91,73

Fonte: adaptado de IBGE Censo Demográfico 2000 (www.ibge.gov.br)

Os dados permitem avaliar a importância do tanque séptico no sistema de esgotamento sanitário nacional. Segundo a tabela 1 (IBGE, 2000) mais de 67 milhões de pessoas (ou 17 milhões de domicílios) adotam esse sistema de tratamento, sendo que 51% dos domicílios da zona rural e 36% dos domicílios urbanos utilizam tanques sépticos ou rudimentares.

Existe um contingente de 77 milhões de habitantes no Brasil que não têm rede coletora de esgoto. Portanto, aproximadamente metade da população brasileira pode vir a fazer uso de tecnologia simples para tratamento de seus despejos (67 desses 77 milhões já fazem uso do tanque séptico de alguma forma).

Em todas as regiões do Brasil (ver tabela 3) a utilização de fossas é expressiva, especialmente das rudimentares (que atendem 24% dos domicílios brasileiros). A carência de rede coletora e o uso de fossas também são proporcionalmente maiores nas áreas rurais, do que nas urbanizadas (conforme tabelas 1 e 2).

Diante desta realidade estarrecedora, investir em sistemas simples e economicamente acessíveis às populações mais carentes é um importante passo na solução das inúmeras dificuldades ambientais que o mundo atravessa. Ao estudar-se e aperfeiçoar-se sistemas como o tanque séptico, espera-se estar contribuindo na empreitada de melhor atender a população brasileira e mundial em suas necessidades de saúde pública, salubridade e sustentabilidade ambiental. A intenção é que conhecendo melhor a tecnologia de tratamento sejam gerados efluentes mais limpos possibilitando a preservação dos recursos hídricos, assim como a qualidade da água dos mananciais, racionalizando o uso urbano da água e promovendo a melhoria de saúde e de qualidade de vida das populações.

1.1. OBJETIVOS

O objetivo central desta dissertação é a modelagem matemática do tanque séptico como tecnologia de tratamento de esgoto bruto, definindo parâmetros cinéticos e hidráulicos, isto é, constante cinética química de degradação e fluxo hidráulico.

Para atingir este objetivo central, algumas sub-etapas foram realizadas. O primeiro passo foi a concepção de um sistema em escala reduzida que permitisse simular o tanque séptico e, na seqüência, a implantação e operação desse sistema. O passo seguinte foi a proposição de um tratamento matemático aos dados extraídos da operação do sistema e sua aplicação como ferramenta de avaliação.

Dentre as contribuições esperadas citam-se:

- a) Aperfeiçoar o dimensionamento do tanque séptico.
- b) Aprimorar concepções de sistemas coletivos de tratamento de esgoto, os quais possibilitem a conservação da qualidade água.
- c) Obter um resultado com aplicação prática e viável economicamente para ser colocado à disposição da população em geral.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. PRELIMINARES

O surgimento dos sistemas de tratamento ocorre como resultado da evolução humana. Segundo JORDÃO e PESSOA (1995) a água tem sido o fator primordial na fixação do Homem e formação de novas comunidades. O ser humano sempre buscou fixar-se em regiões onde possa saciar suas necessidades mais elementares: alimento, água e calor. Dessa incansável busca de nossos ancestrais chegamos a situação que nos encontramos no mundo de hoje: densidades populacionais elevadas, sempre próximas a rios e nascentes.

O Homem, por comodismo, não se preocupou com a real necessidade de acondicionar os resíduos gerados pela comunidade em que vivia. Lançou-os em rios com o objetivo de serem transportados para longe e para que as águas realizassem o processo de autodepuração. Entretanto, com o crescimento demográfico e, conseqüentemente o aumento do volume da carga orgânica lançada nos corpos d'água, estes se tornaram incapazes de se autodepurarem. Esse comportamento tem causado a contaminação das águas pelos resíduos humanos, tornando inevitável o consumo dessas fontes de energia cada vez mais impuras e inadequadas à vida.

É inserido nesse conturbado contexto que surgem os sistemas de tratamento como elemento fundamental à continuidade da evolução do Homem no planeta. O tanque séptico é um dos mais antigos, mais rudimentares e um dos mais amplamente usados e difundidos sistemas de tratamento de efluentes. Apesar do seu uso em larga escala ao redor do mundo, o tanque séptico ainda é pouco estudado e seu dimensionamento é bastante empírico.

2.2. CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO

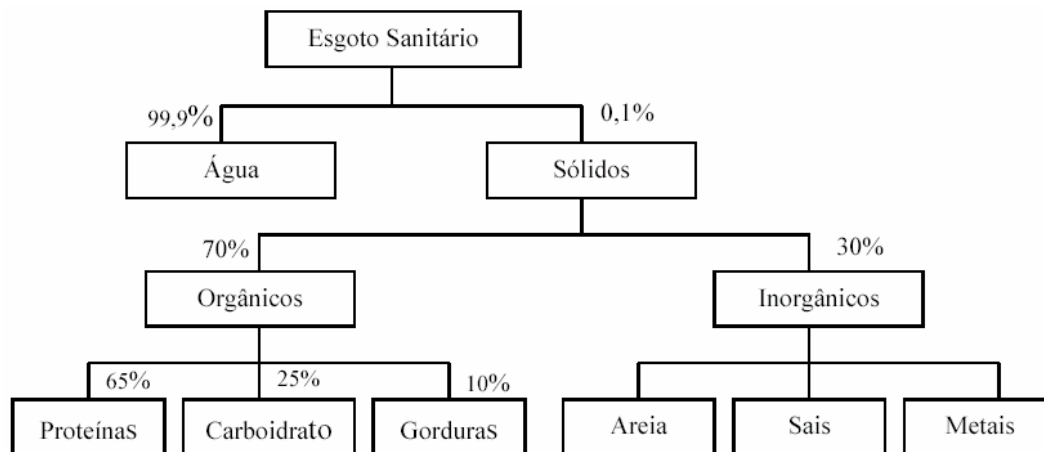
2.2.1. Constituintes do esgoto

O esgoto fresco é cinza, turvo e com pouco, mas desagradável, odor. Contém muitos sólidos flutuantes: grandes (fezes, plásticos, pedaços de pano, pedaços de madeira), pequenos (papéis, grãos, etc.) e microscópicos (coloidal).

Em climas quentes, o esgoto perde rapidamente o oxigênio dissolvido, tornando-se séptico. Este tem um odor mais forte, devido à presença de gás sulfídrico.

Somente 0,1% do esgoto é constituído de sólidos. O restante (99,9%) é composto de água (ver figura 2).

FIGURA 2 – COMPOSIÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO



Fonte: adaptado de MARA e SILVA (1979)

Os sólidos totais no esgoto podem ser definidos como a matéria sólida que permanece como resíduo após a evaporação a 103°C. Quando este resíduo é calcinado a 550°C, as substâncias orgânicas se volatilizam (sólidos voláteis) e as minerais permanecem em forma de cinza (sólidos fixos).

Os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica, enquanto os sólidos fixos representam a matéria inorgânica. Apesar de representar apenas 0,1% do esgoto, o teor de matéria sólida é a mais importante característica física para o dimensionamento e controle de operações de unidades de tratamento (ÁVILA, 2005).

A fração orgânica (volátil) dos sólidos é composta de proteínas, carboidratos e gorduras. Esses componentes, particularmente os dois primeiros, servem como excelente alimento para as bactérias. Esses organismos microscópicos são largamente explorados nos tratamentos biológicos dos esgotos. Portanto são as bactérias que “tratam” o esgoto, através de sua alimentação. Esta alimentação remove o substrato (poluente) da água residuária. Como poderá ser verificada adiante a degradação da matéria orgânica obedece a uma cinética química de primeira ordem (normalmente).

2.2.2. Matéria orgânica

A matéria orgânica é, em geral, o principal parâmetro a ser considerado no dimensionamento de sistemas de tratamento. Tendo sido estabelecidos indicadores para mensurar através de ensaios laboratoriais quantidade de matéria orgânica existente. A forma mais utilizada para medir a quantidade de matéria orgânica presente no esgoto é através da determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Este parâmetro mede a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente numa amostra, após determinado período de tempo (cinco dias geralmente) e a uma temperatura padrão (20°C). É, portanto, uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica, pois mede a demanda de oxigênio utilizada na respiração das bactérias que consomem a carga orgânica e não a matéria orgânica em si.

Outra forma de medir a quantidade de matéria orgânica indiretamente é através da DQO (Demanda Química de Oxigênio). Este ensaio laboratorial determina a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica presente numa amostra, que seja oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em solução ácida. A DQO engloba todos os tipos de demandas de oxigênio, incluindo a DBO. Além disso, permite resposta em apenas duas horas de ensaio, tempo muito menor que os cinco dias do ensaio da DBO.

Segundo MARA (1976), o quociente entre DBO e DQO para esgoto doméstico é de aproximadamente 0,5.

$$\boxed{\frac{DBO}{DQO} \approx 0,5 \rightarrow \text{Esgoto.Doméstico}} \quad (1)$$

A relação DBO/DQO é um indicador da biodegradabilidade de um efluente. Quanto mais próximo a 1, mais biodegradável é a água residuária e quanto menor a relação, menos biodegradável será. Na prática podemos considerar que se esta razão for de 0,5 ou mais, o esgoto é considerado como facilmente tratável pelos meios biológicos (METCALF e EDDY, 1991).

A determinação desse tipo de relação (DBO/DQO) para um efluente é bastante importante, visto que o custo de uma análise de DBO é bastante superior ao custo da análise de DQO, e o tempo necessário para a obtenção do resultado é de cinco dias. Conhecendo-se esta relação é possível realizar experimentos científicos e controles de sistemas de tratamento em operação com o uso do

indicador DQO (analisado constantemente), e do DBO de forma mais esporádica (apenas como confirmação da relação).

É importante ressaltar que a DBO se processa em dois estágios: um primeiro em que a matéria carbonácea é oxidada e um segundo no qual há uma nitrificação. A oxidação de formas reduzidas de nitrogênio, tais como amônia e nitrogênio orgânico, pode ser realizada por microrganismos e exercer demanda nitrogenada. Demanda nitrogenada tem sido considerada uma interferência na determinação de DBO, como claramente evidenciado pela inclusão da amônia na água de diluição. Atualmente, a interferência da demanda nitrogenada pode ser impedida por um inibidor químico. Se um inibidor químico não é usado, a demanda de oxigênio medida é a soma das demandas carbonácea e nitrogenada.

A extensão da oxidação de compostos nitrogenados durante os cinco dias do período de incubação depende da concentração e do tipo de microrganismos capazes de realizar esta oxidação. Tais organismos geralmente não estão presentes nos esgotos bruto e primário em número suficiente para oxidar quantidades suficientes de formas reduzidas de nitrogênio no teste da DBO_{5,20}. Porém, em muitos efluentes de estações de tratamento biológicos, o número de organismos nitrificantes já é suficiente para alterar os testes de DBO (se realizados sem o inibidor).

Um parâmetro que mede a matéria orgânica diretamente é o Carbono Orgânico Total (COT). Esse ensaio afere todas às fontes de carbono encontradas numa amostra, sendo estas biodegradáveis ou não. Um exemplo de um elemento que ilustra bem a diferença entre COT e DBO/DQO é o óleo, que é fonte de carbono (medido no COT), mas não é biodegradável (não medido na DBO ou DQO). Existem também outras matérias orgânicas de mais difícil degradação, porém ainda biodegradáveis, que muitas vezes não seriam detectados numa medição de DBO, mas que seriam aferidas num ensaio de COT.

$$\frac{DBO}{COT} \approx 1,2 - 2,0 \rightarrow \text{Esgoto.Doméstico} \quad (2)$$

E, conseqüentemente temos:

$$\frac{DQO}{COT} \approx 2,4 - 4,0 \rightarrow \text{Esgoto.Doméstico} \quad (3)$$

2.2.3. Outros parâmetros (pH, cor, turbidez, temperatura, nutrientes)

Não somente a matéria orgânica e os sólidos são importantes na caracterização e avaliação de um esgoto. Outros importantes parâmetros que podem ser mensurados são: cor, turbidez, pH, temperatura, alcalinidade e acidez. A investigação da presença de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, também se torna importante para o controle do processo de eutrofização.

A cor é formada pelos sólidos dissolvidos no esgoto. Tem origem na decomposição de matéria orgânica, ou na presença de ferro e manganês. VON SPERLING (1996^a) recorda que este parâmetro não representa grande risco à saúde, mas é esteticamente desagradável. Deve-se atentar para a diferença entre cor verdadeira e cor aparente. Nesta, inclui-se uma parcela devido à turbidez (cor aparente). Quando é removida, obtém-se a cor verdadeira.

A turbidez representa o grau de interferência para a passagem da luz através da água. Constitui-se de sólidos em suspensão com origem em partículas de rocha, argila, silte e microrganismos. Também é esteticamente desagradável, e pode representar risco à saúde, devido à possibilidade de abrigo a microrganismos patogênicos nos sólidos suspensos.

O potencial hidrogeniônico (pH) representa o logaritmo na base 10 da concentração de íons hidrogênio H^+ , pode variar de 0 a 14 (salvo casos especiais – onde existe pH negativo ou maior que 14 – não importantes para discussão no presente trabalho) e é adimensional. A determinação desse parâmetro é importante para o controle dos processos de tratamento de esgoto. Valores de pH afastados da neutralidade ($pH=7$) podem afetar o crescimento de microrganismos ou levar os mesmos a morte, afetando a eficiência do tratamento de um despejo. O pH ótimo está entre 6,5 e 7,5 (METCALF e EDDY, 1991), mas o processo ainda continua bem sucedido num limite de 6,0 a 8,0.

A temperatura é importante na avaliação da biodegradação biológica de um efluente. O ideal é trabalhar numa faixa de temperatura na qual a atividade microbiológica de degradação pelas bactérias seja boa (ver tabela 4 – temperatura ótima para as bactérias) e a dissolução do oxigênio na água também esteja em bons patamares. Para temperaturas mais amenas a solubilidade do oxigênio na água é maior e a atividade microbiana menor, para águas mais quentes a situação

se inverte (menor solubilidade de oxigênio na água e maior atividade microbiológica).

TABELA 4 – TIPOS DE BACTÉRIAS VERSUS TEMPERATURA ÓTIMA

Tipo de Bactéria	Faixa de vida	Temperatura ótima
Psicrofílicas	10 a 30°C	12 a 18°C
Mesofílicas	20 a 50°C	25 a 40°C
Termofílicas	35 a 75°C	55 a 60°C

Fonte: adaptado de CAMPOS (1999) e CHERNICHARO (1997).

2.2.4. Concentrações no esgoto sanitário

A tabela 5, abaixo, mostra as faixas e valores típicos de concentração de diversos parâmetros do esgoto sanitário e as suas contribuições diárias per capita.

TABELA 5 - CONCENTRAÇÕES E CONTRIBUIÇÕES UNITÁRIAS TÍPICAS DE ESGOTOS DOMÉSTICOS BRUTOS

Parâmetro	Concentração (mg/l)		Contribuição Unit. (g/hab.d)	
	Faixa	Valor típico	Faixa	Valor típico
DBO _{5,20}	250-350	350	40-60	54
DQO	450-800	700	80-130	100
COT	170-350	250	30-60	45
Sólidos Totais	700-1350	1100	120-220	180
Sólidos Suspensos Fixos	40-100	80	7-14	10
Sólidos Susp. Voláteis	165-350	320	25-60	50
Sólidos Dissolvidos Fixos	300-550	400	50-90	70
Sólidos Dissolv. Voláteis	200-350	300	35-60	50
Sólidos Sediment.	10-20	15	-	-
Nitrogênio total	35-70	50	6,0-11,2	8,0
Nitrogênio orgânico	15-30	20	2,5-5,0	3,5
Amônia	20-40	30	3,7-7,0	4,5
Nitrito	0	0	0	0
Nitrato	0-2	0	0-0,5	0
Fósforo total	5-25	14	1,0-4,5	2,5
pH	6,7-7,5	7,0	-	-
Alcalinidade	110-170	140	20-30	25

Observações:

1. As concentrações de nitrogênio encontram-se em mgN/l.
2. As concentrações de fósforo total encontram-se em mgP/l.

3. A alcalinidade está em mgCaCO₃/l

Fonte: adaptado de VON SPERLING (1996^a p. 79)

2.3. ESGOTO SINTÉTICO

Como instrumento para avaliar reatores em nível de escala piloto ou de bancada, muitos autores vem utilizando esgoto produzido em laboratório para alimentar o sistema de tratamento, buscando maior controle das características do afluente e maior praticidade operacional do sistema de tratamento.

O uso dos esgotos sintéticos vem sendo bastante difundido em pesquisas. Uma outra grande vantagem do uso desse tipo de esgoto é a redução do risco no manuseio do experimento. O risco de contaminação não é nulo, pois ainda não se conseguiu produzir bactérias sintéticas que tratem o esgoto, porém ao substituir a fonte de alimento de esgoto real para sintético já reduzimos drasticamente o teor de risco.

O esgoto sintético nada mais é que uma mistura de vários ingredientes com água dando à solução final uma característica similar de esgoto real, no que se refere às características como matéria orgânica (DBO, DQO), sólidos e nutrientes.

CYBIS e PESCADOR (2000) realizaram pesquisa sobre o uso de reator seqüencial em batelada para pós-tratamento de efluentes de tratamento anaeróbio, na qual alimentaram o reator em escala piloto com afluente sintético. A composição do esgoto caracterizado como doméstico segue abaixo.

QUADRO 1 – COMPOSIÇÃO DE ESGOTO SINTÉTICO

Compostos orgânicos	Micronutrientes	Macronutrientes
Extrato de carne: 12,57g	Ácido nitrilotriacético: 12,8g	CaCO ₃ : 12g
Amido comercial: 6,50g	CoCl.6H ₂ O: 0,024g	
Sacarose: 1,54g	CaCl.2H ₂ O: 0,1g	
Celulose: 1,54g	H ₃ BO ₃ : 0,01g	
Azeite comestível: 1,8ml	Molibdato de sódio.H ₂ O: 0,024g	
	Na ₂ SeO ₃ .5H ₂ O: 0,026g	
	NiCl ₂ .6H ₂ O: 0,12g	
	NaCl: 1g	

Obs.: quantidades para 1 litro de efluente

Fonte: CYBIS e PESCADOR (2000)

Estas soluções eram refrigeradas a 4°C e diluídas diariamente para a preparação do esgoto sintético de alimentação dos reatores. Para 50 litros de esgoto utilizava-se um litro de solução de compostos orgânicos, 1ml/l de

micronutriente e 10 ml/l de macronutrientes, soluções estas obtidas da receita anteriormente apresentada. O esgoto era misturado mecanicamente, mantendo a homogeneização durante o abastecimento dos reatores.

O esgoto sintético simulado por CYBIS e PESCADOR (2000) apresentou as seguintes características:

TABELA 6 – CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO SINTÉTICO

Parâmetro	Valor médio
Nitrogênio Total	42,1 mg/l
Nitrogênio Orgânico	16,5 mg/l
Amônia	25,1 mgN/l
Nitrogênio Oxidado	0,5 mgN/l
Ortofosfato	6,4 mgP/l
Alcalinidade Total	200 mgCaCO ₃ /l
pH	7,5
DQO	400 mg/l

Fonte: adaptado de CYBIS e PESCADOR (2000)

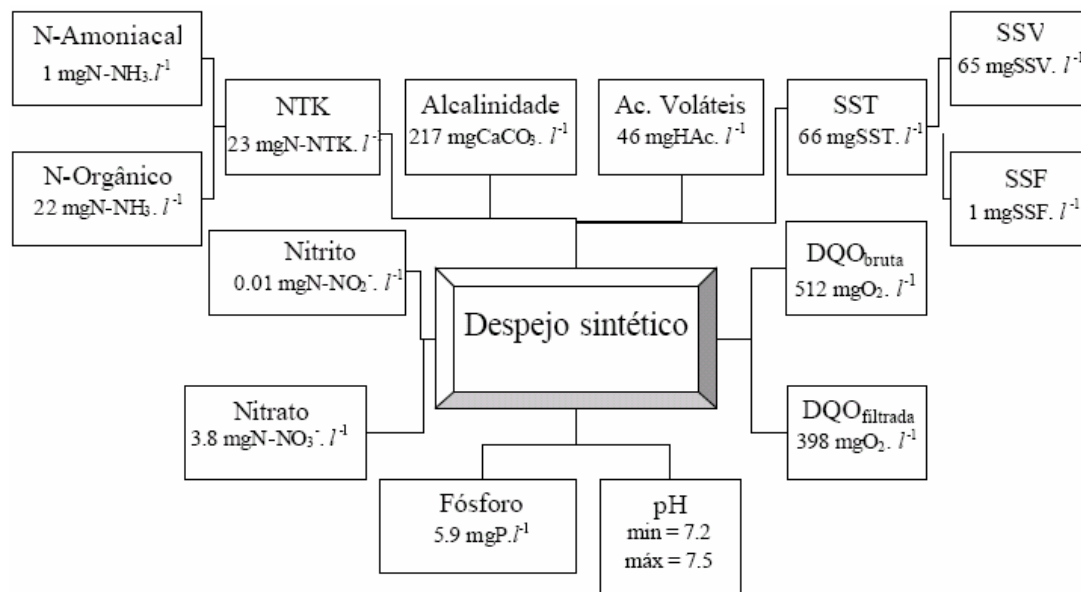
PARSEKIAN (2003) em sua tese de doutorado utilizou efluente doméstico sintético para operação de seus reatores (UASB e um complementar aeróbio). PARSEKIAN usou a formulação proposta por TORRES (1992) no laboratório de hidráulica e saneamento da Universidade de São Carlos. Segue a tabela 7 com a formulação utilizada por TORRES e a figura 3 com a caracterização (parâmetros físico-químicos) do esgoto sintético produzido.

TABELA 7 – FORMULAÇÃO ESGOTO SINTÉTICO DE TORRES (1992)

Volume de efluente:	1 litro
Óleo de Soja	0,051ml
Detergente	0,114g
NaHCO ₃	0,200g
Extrato Carne	0,208g
Amido	0,0114g
Sacarose	0,035g
Celulose	0,034g
Solução de Sais	5,000ml
Solução de Sais	Quantidade por litro
NaCl	0,2500g
MgCl ₂ .6H ₂ O	0,0070g
CaCl ₂ .2H ₂ O	0,0045g
KH ₂ PO ₄	0,0264g

Fonte: adaptado de PARSEKIAN (2003)

FIGURA 3 – CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO SINTÉTICO DE TORRES (USP)



Fonte: PARSEKIAN (2003)

As quantidades pré-estabelecidas de componentes orgânicos (como nos tabelas 6 e 7) simulam as proteínas (através do extrato de carne), carboidrato (através da sacarose, amido e celulose) e lipídeos (através do óleo de soja) que o esgoto real possui.

2.4. TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

2.4.1. Etapas do tratamento

A natureza tem condições de promover o “tratamento” dos esgotos, desde que não ocorra sobrecarga e que haja boas condições ambientais que permitam a evolução, reprodução e crescimento de organismos que decompõem a matéria orgânica.

Entretanto o crescimento populacional e as altas concentrações inviabilizam deixar todo o tratamento a encargo da natureza. A carga orgânica de despejos domésticos e industriais é infinitamente superior a capacidade normal de assimilação em rios e lagos, especialmente próximos a centros urbanos. Dessa forma o lançamento *in natura* é completamente inviável num contexto de desenvolvimento sustentável.

O tratamento de esgotos é a etapa que precede o processo e antecede a disposição final (lançamento). Tratar esgotos é aplicar energia para separar e

reduzir em águas servidas (esgotos sanitários) as concentrações de materiais e substâncias que a elas foram adicionados por seus usos (ÁVILA, 2005).

Um sistema de tratamento dos esgotos é usualmente classificado através dos níveis preliminar, primário, secundário e terciário. O tratamento preliminar objetiva apenas a remoção dos sólidos grosseiros enquanto que o tratamento primário visa à remoção de sólidos sedimentáveis e, conseqüentemente, parte da matéria orgânica. O tratamento secundário visa à remoção de matéria orgânica e eventualmente nutrientes. Já o tratamento terciário objetiva a remoção de nutrientes e poluentes específicos, como compostos não biodegradáveis, tóxicos ou patogênicos.

No Brasil são empregadas várias técnicas de tratamento de esgotos, desde sofisticados sistemas até processos simples. Entre as tecnologias de baixo custo e pequenas vazões afluentes desenvolvidas nos últimos vinte anos destacam-se: reatores anaeróbios de fluxo ascendente e leito de lodo, tanques sépticos seguidos de filtros anaeróbios e formas de disposição controlada no solo.

Um exemplo comum de combinação de reatores anaeróbios é o sistema formado pelo tanque séptico seguido de filtro anaeróbio, muito utilizado na prática no país. O tanque séptico tem por finalidade principal reter os sólidos inorgânicos e orgânicos por sedimentação. Estes últimos constituem parte da DBO total, a fração mais particulada, que com o tempo será digerida anaerobiamente no fundo do tanque. A fração mais solúvel da DBO total será posteriormente tratada no filtro anaeróbio que, pela sua configuração, é mais adequado para o tratamento de esgoto com prévia remoção de sólidos suspensos. A excessiva quantidade destes constituintes provocaria em curto tempo a colmatação do leito, o que poderia causar um mau desempenho e até sua completa ineficiência.

São notadamente conhecidas algumas relações clássicas dos tratamentos biológicos de águas residuárias, como seguem:

a) Sistemas aeróbios (METCALF e EDDY, 1991):

$$\frac{DBO}{100} = \frac{N}{5} = \frac{P}{1} \quad (4)$$

b) Sistemas anaeróbios (METCALF e EDDY, 1991):

$$\frac{DBO}{350} = \frac{N}{7} = \frac{P}{1} \quad (5)$$

onde:

DBO : concentração (mg/l) – fonte de carbono

N : nitrogênio (mg/l)

P : fósforo (mg/l)

Essas relações exprimem a quantidade ideal de cada macro-nutriente no processo de digestão microbiana no reator. Nos sistemas aeróbios temos quantidades de nitrogênio (N) e fósforo (P) maiores em relação a quantidade de carbono (em termos de DBO) requerido para a nutrição ideal das bactérias. Já nos sistemas anaeróbios, a quantidade de carbono ideal é bem superior as quantidades de nitrogênio e fósforo.

2.4.2. Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio

Os sistemas anaeróbios são usualmente menos eficientes na remoção de substrato que qualquer sistema aeróbio. Porém, os sistemas anaeróbios apresentam diversas vantagens, entre elas pode-se ressaltar (CHERNICHARO, 1997):

- Baixo consumo de energia;
- Baixo custo de implantação;
- Preservação da biomassa sem alimentação do reator (por vários meses);
- Produção do gás metano;
- Baixa produção de lodo.

Entretanto existem também diversas desvantagens (CHERNICHARO, 1997):

- Necessita geralmente de um pós-tratamento;
- Pode gerar maus odores;
- Baixa remoção de nitrogênio e fósforo comparados aos sistemas aeróbios.

O balanço entre as desvantagens e vantagens aplicadas a realidade local proporciona a opção por um ou outro tipo de sistema (aeróbio ou anaeróbio)

2.5. LEGISLAÇÃO NACIONAL PERTINENTE

Os tratamentos são necessários a uma realidade de desenvolvimento sustentável. Nesse contexto órgãos nacionais e internacionais vêm desenvolvendo legislações pertinentes ao assunto de tratamento de efluentes nas últimas décadas.

Em termos nacionais, o grande responsável pelo estabelecimento de padrões ambientais para a qualidade das águas e padrões de lançamento de efluentes é o CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). As resoluções desse conselho têm sido referência para as exigências dos institutos fiscalizadores.

Até 2004 vigorava a resolução nº20 do CONAMA (de 1986). A partir de 17 de março de 2005, a resolução CONAMA nº357 substituiu a antiga. Abaixo segue, a título de exemplo, as novas limitações impostas pela resolução nº357 (na tabela 8 para as classes de rios e na tabela 9 para lançamento de efluentes). Esta resolução é a principal referência de padrões de qualidade de água no Brasil.

TABELA 8 – ALGUNS PARÂMETROS DA RESOLUÇÃO DO CONAMA Nº357/05 (CLASSE DOS RIOS)

Parâmetro	DBO _{5,20}	OD	DQO
Classe 1 (Doce)	3,0mg/l (máximo)	6,0mg/l (mínimo)	Não regulamentado
Classe 2 (Doce)	5,0mg/l (máximo)	5,0mg/l (mínimo)	Não regulamentado
Classe 3 (Doce)	10,0mg/l (máximo)	4,0mg/l (mínimo)	Não regulamentado
Classe 4 (Doce)	Não regulamentado	2,0mg/l (mínimo)	Não regulamentado
Classe 1 (Salina)	3,0mg/l (COT)	6,0mg/l (mínimo)	Não regulamentado
Classe 2 (Salina)	5,0mg/l (COT)	5,0mg/l (mínimo)	Não regulamentado
Classe 3 (Salina)	10,0mg/l (COT)	4,0mg/l (mínimo)	Não regulamentado
Classe 1 (Salobra)	3,0mg/l (COT)	5,0mg/l (mínimo)	Não regulamentado
Classe 2 (Salobra)	5,0mg/l (COT)	4,0mg/l (mínimo)	Não regulamentado
Classe 3 (Salobra)	10,0mg/l (COT)	3,0mg/l (mínimo)	Não regulamentado

Fonte: CONAMA 357

TABELA 9 – ALGUNS PARÂMETROS DA RESOLUÇÃO DO CONAMA Nº357/05 (LANÇAMENTO)

Parâmetro	Padrão de lançamento
DBO _{5,20}	Não regulamentado *
DQO	Não regulamentado *
pH	5 – 9
Temperatura	< 40 °C (sem alterar + que 3° C no rio)
Nitrogênio Amoniacal Total	20,0 mg/l (N)

* valores próximos a 60,0mg/l (DBO) e 150,0 mg/l (DQO) tem sido adotados, a critério do órgão ambiental (Instituto Ambiental do Paraná) para cada situação específica. A resolução do CONAMA não determina valores.

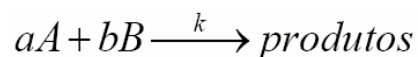
Fonte: CONAMA 357

Vale ressaltar que conforme o parágrafo 1º do artigo 10 da resolução 357 (CONAMA), os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3 poderão ser elevados, se o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstrar que as condições mínimas de oxigênio dissolvida previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência , com exceção da zona de mistura.

2.6. CINÉTICA DAS REAÇÕES

2.6.1. Modelo matemático da cinética

Uma reação química, esquematicamente, pode ser escrita como:



Onde existe uma taxa de reação, que implicará na formação ou desaparecimento de dado composto. Esta taxa pode ser escrita como:

$$\text{taxa} = kC_A^a C_B^b \quad (6)$$

onde:

C_A =concentração de espécies reagentes A, [moles/litro];

C_B =concentração de espécies reagentes B, [moles/litro];

a = coeficiente estequiométrico de espécies A;

b = coeficiente estequiométrico de espécies B;

k = taxa constante, [unidades dependem de a e b].

As reações químicas podem ser do tipo reversível ou irreversível. As reversíveis funcionam de modo que a reação entre reagentes gerando produtos pode ocorrer no sentido inverso, ou seja, os produtos formados podem reagir para formar novamente os antigos reagentes. Já nas irreversíveis o processo ocorre num sentido único, quer dizer, os produtos jamais reagiram para formar os antigos reagentes.

No âmbito do tratamento de esgotos as reações podem ser consideradas mais simplificadaamente. Na degradação do substrato, por exemplo, somente se considerará um único elemento na reação e reação irreversível. Dessa forma podemos escrever:

$$r = k.C^n \quad (7)$$

onde:

r = taxa de reação ($\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$);

k = constante de reação (T^{-1});

n = ordem da reação (-);

C = concentração do reagente (ML^{-3}).

O termo 'n' define a ordem da reação.

- Se $n=0 \rightarrow$ reação de ordem zero
- Se $n=1 \rightarrow$ reação de primeira ordem
- Se $n=2 \rightarrow$ reação de segunda ordem
- Se $n=k \rightarrow$ reação de k-ésima ordem

No caso mais genérico, com mais de um reagente, temos:

$$\text{taxa} = kC_A^a C_B^b \quad (8)$$

- ordem global = $a + b$;
- em relação ao reagente A a reação é de a-ésima ordem;
- em relação ao reagente B a reação é de b-ésima ordem.

Segundo TCHOBANOGLIOUS e SCHROEDER¹ (1985 apud VON SPERLING 1996^b) no ramo de tratamento de esgotos as ordens de reação mais freqüentes são as de ordem zero e primeira ordem, especialmente as de primeira ordem.

Como r = taxa de reação, podemos escrever:

$$r = k.C^n \rightarrow \frac{dC}{dt} = \pm kC^n \quad (9)$$

(o sinal dependerá se a reação for de formação ou desaparecimento)

$$\text{Integrando, tem-se: } \int_{C_o}^C \frac{dC}{C^n} = \pm k \cdot \int_{t=0}^t dt \quad (10)$$

¹TCHOBANOGLIOUS, G. & SCHROEDER, E. D. Water quality: characteristics, modeling, modification. Addison-Wesley, Reading, MA. 1985.

$$\left. \frac{C^{-n+1}}{-n+1} \right|_{C_o}^C = \pm k.t$$

$$(C - C_o)^{-n+1} = \pm k.t.(1-n) \rightarrow \frac{1}{C^{n-1}} = \frac{1}{C_o^{n-1}} \pm (1-n).k.t$$

$$C = C_o \cdot \frac{1}{[1 \mp k.t.C_o^{n-1}(1-n)]^{1/n-1}} \quad (11)$$

$$n \Rightarrow \begin{cases} = 0 \rightarrow C = C_o \pm k.t \\ = 1 \rightarrow \text{caso particular} \\ = 2 \rightarrow C = C_o \cdot \left(\frac{1}{1 \mp k.t.C_o} \right) \end{cases}$$

$$n=1 \rightarrow \int_{C_o}^C \frac{dC}{C^1} = \pm k \cdot \int_{t=0}^t dt \rightarrow \ln C - \ln C_o = \pm kt \rightarrow \ln\left(\frac{C}{C_o}\right) = \pm kt$$

$$C = C_o \cdot e^{\pm kt} \quad (12)$$

2.6.2. Cinética de degradação

As reações de ordem zero são aquelas que a reação independe da concentração do reagente. Considerando o desaparecimento via mecanismos de degradação, a concentração de dada espécie é mudada numa taxa constante no tempo, ou seja, a concentração decai linearmente. Conforme visto em 2.6.1, a equação que descreve tal fenômeno é:

$$\boxed{C = C_o - kt} \rightarrow \text{Cinética de degradação ordem zero} \quad (13)$$

Nos reatores de tratamento de esgoto a maioria das reações ocorre segundo a cinética de 1ª ordem (VON SPERLING 1996^b). Alguns exemplos desse tipo de reação são: decaimento de organismos patogênicos, remoção de matéria orgânica e aeração artificial.

As reações de primeira ordem ($n = 1$) são aquelas nas quais a taxa de mudança da concentração da substância é proporcional à primeira potência da concentração. No caso da degradação, a concentração decai exponencialmente, conforme a equação (vista anteriormente):

$$\boxed{C = C_o \cdot e^{-kt}} \rightarrow \text{Cinética de degradação de 1ª ordem} \quad (14)$$

Nas reações de segunda ordem pequenas mudanças na concentração da substância podem afetar consideravelmente a taxa de reação. No tratamento de esgotos é incomum aparecerem reações de 2ª ordem ou superiores. Equação de decaimento:

$$C = C_o \cdot \frac{1}{1 + k \cdot C_o \cdot t} \rightarrow \text{Cinética de degradação de 2ª ordem} \quad (15)$$

FIGURA 4 – CINÉTICAS DE ORDEM ZERO, 1ª ORDEM E 2ª ORDEM



Fonte: adaptado de remas.ufsc.br (2005)

A figura 4 ilustra o decaimento de concentração (eixo vertical), pelo tempo (eixo horizontal) para as reações de ordem zero, 1ª e 2ª ordem.

Segundo ARCEIVALA¹ (1981 apud VON SPERLING 1996^b), os principais fatores que podem afetar os valores de k são:

- a) temperatura;
- b) presença de catalisadores;
- c) presença de substâncias tóxicas;
- d) disponibilidade de nutrientes e fatores de crescimento;
- e) pH;
- f) outras condições ambientais.

¹ARCEIVALA, S. J. Principles of Reactor Design. In: Wastewater Treatment and Disposal – Engineering and Ecology in Pollution Control. 1.ed. [s.l.]: Marcel Dekker, 1981.

2.6.3. Reações de saturação

É muito comum associar as reações de 1ª ordem que ocorrem na estabilização da matéria orgânica do esgoto a uma chamada reação de pseudoprimeira ordem. Isto se deve ao fato de que num reator tanto a equação de 1ª ordem quanto a de ordem zero podem ocorrer. No início de uma reação de decomposição de substrato, quando a concentração ainda é elevada, a mesma não é limitante, a taxa de remoção aproxima-se de uma de ordem zero. Quando a concentração cai, a taxa de reação passa a ser limitada pela pouca disponibilidade de substrato no meio.

Michaelis e Menten em seus estudos (SAWYER e McCARTY, 1967) chegaram a um valor para a saturação no meio:

$$r = r_{m\acute{a}x} \cdot \frac{S}{K_s + S} \quad (16)$$

onde:

r = taxa de reação ($ML^{-3}T^{-1}$);

$r_{m\acute{a}x}$ = taxa máxima de reação ($ML^{-3}T^{-1}$);

S = concentração de substrato limitante (ML^{-3});

K_s = constante de saturação (ML^{-3}).

Pela equação de taxa de remoção de substrato é possível esclarecer a condição de pseudoprimeira ordem. Quando $S \gg K_s$, isto é, o substrato é abundante, temos:

$$r = r_{m\acute{a}x} \cdot \underbrace{\left(\frac{S}{K_s + S} \right)}_{=1} \rightarrow r = r_{m\acute{a}x} = cte. \quad (17)$$

Quando r é constante a taxa de remoção é constante e a cinética é de ordem zero (não depende da concentração de substrato). Em esgotos sanitários a concentração de substrato (S) raramente é muito maior que K_s , ou seja, o comportamento cinético de ordem zero é incomum, apenas em cabeceiras de reatores fluxo em pistão que tal situação tende a ocorrer, pois a concentração de substrato é ainda elevada (VON SPERLING, 1996^b).

Quando $S \ll K_s$, situação comum em esgotos sanitários, a concentração no substrato já não é tão elevada (exercendo fator limitante), temos:

$$r = r_{\max} \cdot \underbrace{\left(\frac{S}{K_s + S} \right)}_{=S/K_s} = \underbrace{\frac{r_{\max}}{K_s}}_{=K} \cdot S = K \cdot S \quad (18)$$

Dessa forma o comportamento é assemelhado a de cinética de 1ª ordem, quando $r=kC^1$, em outras palavras, r depende da concentração de substrato.

2.6.4. Cinética de Monod

A cinética de Monod trata do crescimento bacteriano e da remoção de substrato (CAMPOS, 1999 e VON SPERLING, 1996^b).

A equação completa, que representa o crescimento líquido bacteriano é:

$$\boxed{\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot X - K_d \cdot X} \rightarrow \text{Crescimento líquido bacteriano (Monod 1950)} \quad (19)$$

onde:

t = tempo;

X = concentração de microrganismos (SST ou SSV);

S = concentração de substrato (DBO, DQO ou TOC);

K_d = coeficiente de respiração endógena (d^{-1});

μ_{\max} = taxa de crescimento específica máxima (d^{-1});

K_s = constante de saturação (definida para um S quando $\mu = \mu_{\max}/2$).

A equação (19) nada mais é que a união de outras duas formulações menores, a do crescimento bacteriano e do decaimento. Como se verá a seguir (parte de digestão anaeróbia e aeróbia) as bactérias passam por várias etapas dentro de um reator. Resumidamente teríamos uma fase de crescimento e outra de decaimento endógena.

LA RIVIÉRE¹ (1983 apud VON SPERLING, 1996^b) conclui que após 48 horas de crescimento irrestrito (sem falta de substrato) as bactérias chegariam a uma população de 2^{144} pesando 4.000 vezes o peso da Terra. Evidentemente que essa situação é utópica, jamais as bactérias contariam com uma quantidade ilimitada de alimento.

¹LA RIVIÉRE, J. W. M. Microbiology. Delft, IHE (notas de aula), 1980.

A equação de crescimento bacteriano é expressa matematicamente, como:

$$\frac{dX}{dt} = \left(\underbrace{\mu_{\text{máx}} \cdot \frac{S}{K_s + S}}_{\substack{\text{originada da equação de Saturação} \\ \rightarrow \text{estudos de MONOD}}} \right) \cdot X \quad (20)$$

A equação possibilita a mesma abordagem dada às equações de reações de saturação. A diferença é que lá usávamos r (taxa de reação) e agora utilizamos μ (taxa de crescimento específico das bactérias).

$$\mu = \mu_{\text{máx}} \cdot \frac{S}{K_s + S} \quad (21)$$

Análises possíveis da cinética de Monod (similar a reação de saturação):

- Quando $S \gg K_s \rightarrow$ cinética de crescimento de ordem zero (independe de S).
Teremos $\mu = \mu_{\text{máx}}$.
- Quando $S \ll K_s \rightarrow$ cinética de crescimento de 1ª ordem (proporcional a S).

Situação mais usual para esgotos sanitários. Teremos $\mu = \mu_{\text{máx}} \cdot \frac{S}{K_s}$

TABELA 10 – VALORES PARA PARÂMETROS DA CINÉTICA DE MONOD

Sistema	$\mu_{\text{máx}}$ – esgoto doméstico	K_s – esgoto doméstico
Anaeróbio Fonte: Metcalf and Eddy (1991) / Campos (1999)	2 d ⁻¹ – bactérias acidogênicas 0,4 d ⁻¹ – bactérias metanogênicas	200 mg/l (DQO) – bact. acidogênicas 50 mg/l (DQO) – bact. metanogênicas
Aeróbio Fonte: Campos (1999)	1,2 – 6 d ⁻¹	25 – 100 mg/l (DBO) 15 – 70 mg/l (DQO)

Fonte: autores indicados

A parcela referente ao decaimento bacteriano ocorre devido a permanência da bactéria no sistema por mais tempo, refere-se a parcela de respiração endógena. A equação de decaimento bacteriano é expressa matematicamente, como:

$$\frac{dX}{dt} = -K_d \cdot X \quad (22)$$

METCALF e EDDY (1991) destacam as seguintes faixas para a respiração endógena (K_d) em tratamentos aeróbios: 0,03 a 0,08 dia⁻¹ (base DBO); e 0,05 a 0,12 dia⁻¹ (base DQO).

2.6.5. Equações básicas da cinética dos processos biológicos

Uma das equações mais importantes para os processos biológicos é:

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \left(\frac{F}{M} \right) - K_d \quad (23)$$

onde:

θ_c = idade de lodo (d);

Y = coeficiente de rendimento (biomassa por substrato removido – SSV/DBO);

K_d = coeficiente de respiração endógena (d⁻¹);

F/M = substrato aplicado/biomassa no reator.

Idade de lodo é o chamado tempo de retenção celular. Representa a relação massa de sólidos no sistema pela massa de sólidos retirada do sistema por unidade de tempo, ou matematicamente:

$$\theta_c = \frac{V \cdot X}{V \cdot (dX/dt)}, \text{ mas } \rightarrow dX/dt = \mu \cdot X - K_d X \quad (24)$$

$$\theta_c = \frac{1}{\mu - K_d} \quad (25)$$

O tempo de retenção celular pode ser comparado ao tempo de detenção hidráulica ($t_d=V/Q$). Geralmente nos processos biológicos procura-se aumentar a retenção de biomassa no sistema ($t_d < \theta_c$). O tempo de retenção celular é importante na eficiência do tratamento, pois nada mais é que o tempo que as bactérias dispõem para degradar o substrato. Quanto menor o tempo de retenção celular maior o volume de reator necessário. Esse fato explica os diversos sistemas que recirculam o lodo, onde se aumenta a retenção celular possibilitando redução do volume do reator.

Outras importantes equações a destacar, ainda referente e decorrente da cinética de Monod, são:

$$\frac{dX}{dt} = Y \cdot \frac{dS}{dt} - K_d \cdot X \rightarrow \text{Produção líquida de bactérias em função do substrato} \quad (26)$$

$$\frac{dS}{dt} = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot \frac{X}{Y} \rightarrow \text{Taxa de remoção do substrato} \quad (27)$$

As equações citadas relacionam os parâmetros sólidos suspensos voláteis (ou totais na falta de dados) com substrato. Ou seja, bactérias com alimento. Na primeira equação fica bastante evidente a relação direta de crescimento bacteriano (dX/dt) com aumento de alimento (dS/dt). Y é um coeficiente de rendimento, constante para cada tipo de processo (na seção digestão anaeróbia e aeróbia – 2.7 – se citará valores padrões e outras informações a respeito desse coeficiente).

A equação (26) é a igual à (27), somente rearranjada para explicitar a remoção de substrato em função do crescimento bacteriano. Observe que a parte endógena não aparece, pois não influi na remoção de substrato. Foi utilizada a equação (20) para chegar-se a equação (27) partindo-se da (26).

2.6.6. Abordagem clássica – modelo de Streeter Phelps

2.6.6.1. Degradação da DBO e consumo de OD

O modelo de Streeter e Phelps é apresentado nessa revisão, pois é um dos clássicos desenvolvimentos matemáticos de modelo de autodepuração em águas e a formulação proposta é importante na conceituação do equacionamento proposto para a modelagem que será desenvolvida nesse trabalho.

Apresenta-se o balanço de massa para a demanda bioquímica de oxigênio e para o oxigênio dissolvido em rios e canais propostos por Streeter e Phelps, supondo que ambos estejam uniformemente distribuídos ao longo das seções transversais. Serão considerados somente os mecanismos de consumo de oxigênio pela DBO carbonácea e a difusão de oxigênio atmosférico do ar para a água. Outros mecanismos, como a fotossíntese e sua variação diária e a demanda bentônica de oxigênio, poderiam também ser incorporados ao modelo.

Pode-se abordar o problema considerando-se o que acontece em um reator bem misturado, no qual existe uma distribuição uniforme de concentrações de todas as variáveis intervenientes no problema. Posteriormente, esse reator é posto em translação, de forma que sejam considerados os efeitos de advecção e desprezados os efeitos difusivos e dispersivos.

Admite-se que a concentração de oxigênio dissolvido diminui com o tempo de forma proporcional a DBO presente no meio. Por outro lado, simultaneamente à diminuição do teor de oxigênio existe a tendência de difusão do oxigênio atmosférico do ar para a água. Esse fluxo é tanto mais intenso quanto maior for o déficit de oxigênio em relação à sua concentração de saturação na água.

Conseqüentemente, foi originalmente proposto o seguinte modelo para esse fenômeno:

$$\frac{dOD}{dt} = -k_1(DBO) + k_2(OD_s - OD) \quad (28)$$

onde:

OD: concentração de oxigênio dissolvido;

DBO: concentração da DBO no instante t;

OD_s: a concentração de saturação de oxigênio dissolvido na água;

K₁: coeficiente da taxa de reação da DBO e;

K₂: coeficiente da taxa de reaeração.

A solução da equação depende do conhecimento da DBO. Com a passagem do tempo e a digestão do poluente pelos organismos decompositores, o valor da DBO diminui, atingindo um valor igual a zero quando toda a matéria orgânica for finalmente digerida. Medições experimentais indicam que a postulação de uma reação de primeira ordem é uma aproximação matemática aceitável para o processo de decaimento da DBO, isto é:

$$\frac{dDBO}{dt} = -k_1(DBO) \quad (29)$$

$$\int_{DBO_0}^{DBO} \frac{dDBO}{DBO} = \int_{t=0}^t -k_1 \cdot dt \quad (30)$$

$$\ln(DBO) - \ln(DBO_0) = -k_1 \cdot t$$

$$\ln\left(\frac{DBO}{DBO_0}\right) = -k_1 \cdot t \quad (31)$$

$$\boxed{DBO = DBO_0 \cdot e^{(-k_1 t)}} \rightarrow \text{Consumo de DBO no tempo} \quad (32)$$

onde:

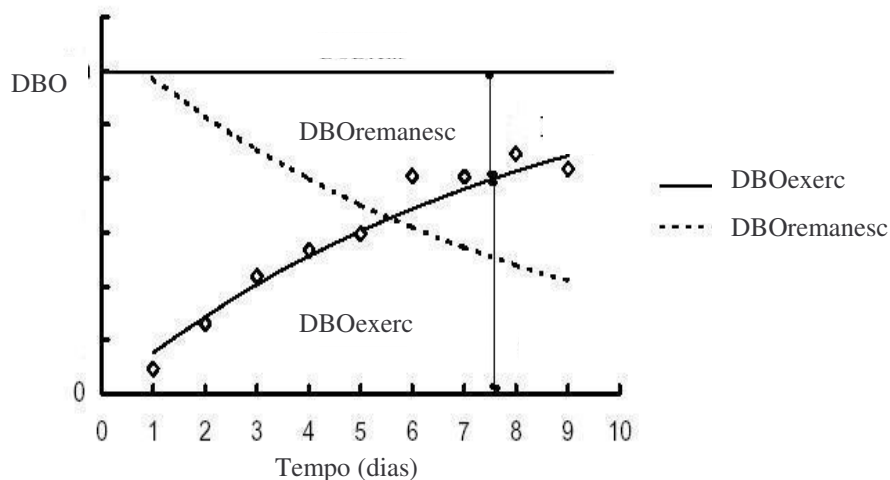
DBO₀ = DBO total a ser consumida

DBO = DBO remanescente, que deverá ser satisfeita, em um instante t qualquer.

A DBO satisfeita em um instante t (DBO) é igual à DBO total a ser satisfeita a menos a DBO remanescente no mesmo instante, ou seja:

$$DBO_{exercida} = DBO_0 - DBO_{remanescente} = DBO_0 [1 - e^{(-k_1 \cdot t)}] \quad (33)$$

FIGURA 5 – DBO (EXERCIDA E REMANESCENTE) VERSUS TEMPO



Fonte: adaptado de SAWYER e McCARTY (1967)

2.6.6.2. Estimativas das constantes envolvidas

2.6.6.2.1. DBO última do despejo

A DBO total última do efluente pode ser estimada previamente pela expressão:

$$DBO_{desp} = \frac{DBO_{5,20}}{1 - e^{(-5k_1)}} \quad (\text{para } k_1 \text{ expresso em dia}^{-1}) \quad (34)$$

Em razão do tempo de ensaio relativamente elevado necessário para obtê-la, convencionou-se essa aproximação a partir da DBO consumida em 5 dias. Assim de posse do valor da DBO satisfeita em cinco dias de ensaio a uma temperatura de 20°C, representada por $DBO_{5,20}$, estimamos a DBO última.

2.6.6.2.2. Constante de decaimento K_1

O valor de K_1 representa a taxa de decomposição da matéria orgânica biodegradável, a qual, por sua vez, depende de uma série de fatores físicos, químicos e biológicos. Entre tais fatores, destacam-se principalmente a temperatura e a composição do efluente (como visto em 2.6.2).

TABELA 11 – VALORES MÉDIOS DE K_1 (20°C, BASE e) PARA ESGOTO DOMÉSTICO EM RAZÃO DO NÍVEL DE TRATAMENTO

Tratamento	K_1 a 20° C (dia ⁻¹)
Sem tratamento	0,35 (0,20 – 0,50)
Após tratamento primário	0,30-0,40
Após tratamento secundário	0,12-0,24
Após tratamento por lodos ativados	0,075 (0,05 – 0,10)
Rio com águas limpas	0,09-0,21
Água para abastecimento público	<0,12

Fonte: adaptado de CHAPRA (1997) e VON SPERLING (1996^a)

Os valores de k_1 em cursos d'água podem variar bastante e apresentam uma dependência da profundidade.

A temperatura afeta consideravelmente a taxa de decomposição da matéria orgânica e seu efeito pode ser considerado por meio da equação simplificada de Van't Hoff Arrhenius, aplicável para o caso de esgotos domésticos (METCALF e EDDY 1991):

$$k_{1(T)} = k_{1(T=20^\circ C)} \theta^{(T-20)} \quad (35)$$

onde:

T = temperatura do efluente;

θ = coeficiente.

A equação acima é uma simplificação da equação completa de Van't Hoff Arrhenius:

$$\frac{d \ln k}{dT_a} = \frac{E_a}{RT_a^2} \quad (36)$$

onde:

Ea = energia de ativação;

Ta = temperatura da energia de ativação;

k = cinética química;

Resolvendo a equação diferencial:

$$\int_{k=293K}^{k_{T_a}} d \ln k = \frac{E_a}{R} \cdot \int_{293K}^{T_a} \frac{dT_a}{T_a^2} \Rightarrow k_{T_a} = k_{293^\circ K} \cdot e^{\frac{E_a \cdot (T_a - 293)}{R \cdot T_a \cdot 293}} \quad (37)$$

fazendo :

$\theta = e^{E_a / R.T_a.293}$, temos:

$$k_{1(T)} = k_{1(T=20^\circ C)} \theta^{(T-20)} \quad (38)$$

Valores de θ apresentados em literatura são:

TABELA 12 – VALORES MÉDIOS DE θ

Parâmetro considerado	θ	Bibliografia
DBO	1,047	Chapra (1997) Von Sperling (1996 ^a p.113)
DBO (digestão no sedimento)	1,080	Chapra (1997)
Remoção de patógenos	1,07	Thomann e Muller ¹ (1987 apud Von Sperling 1996 ^a)
Coeficiente de reaeração	1,024	Von Sperling (1996 ^a p.119)
Nitrificação	1,040	Swayer e McCarty (1967)
Fotossíntese de algas	1,065	Swayer e McCarty (1967)
Zooplâncton	1,060	Swayer e McCarty (1967)

Fonte: autores indicados

2.6.6.2.3. Constante de reaeração K_2

O coeficiente de reaeração K_2 depende da difusividade do oxigênio na água e da intensidade da turbulência do escoamento, aumentando seu valor quanto mais intenso for a turbulência. Esse último fator costuma ser representado pela velocidade média do escoamento.

¹THOMANN, R. V. & MUELLER, J. A. Principles of surface water quality modeling and control. Harper International Edition. 644p, 1987.

TABELA 13 – EQUAÇÕES EMPÍRICAS PARA ESTIMAR O COEFICIENTE DE REAERAÇÃO K_2 (BASE e ,20°C), PARA RIOS E CANAIS.

Autores	Equação	Faixa de validade
O' Connor e Dobbins ¹ (1958) apud VON SPERLING (1996 ^a)	$k_2 = 3,73 \frac{\bar{U}^{0,5}}{H^{1,5}}$	0,05 < \bar{U} < 0,80 0,30 < H < 4,00
Churchill ² (1962) apud VON SPERLING (1996 ^a)	$k_2 = 5,026 \frac{\bar{U}}{H^{1,67}}$	0,55 < \bar{U} < 1,52 0,61 < H < 3,35

Observações: K_2 , coeficiente de reaeração em dia⁻¹, \bar{U} velocidade média do escoamento em m/s, H profundidade média do escoamento em m.

Fonte: indicado

O valor de K_2 resultante das equações contidas na tabela acima pode variar dentro de uma faixa bastante ampla, produzindo valores próximos a 0,05dia⁻¹ para escoamentos mais profundos e valores próximos a 100dia⁻¹ para escoamentos bastante rasos.

¹O'CONNOR, D. J. & DOBBINS, W. E. Mechanism of reaeration in natural streams. Journal Sanitary Engineering Division, ASCE, p. 641-666, 1958.

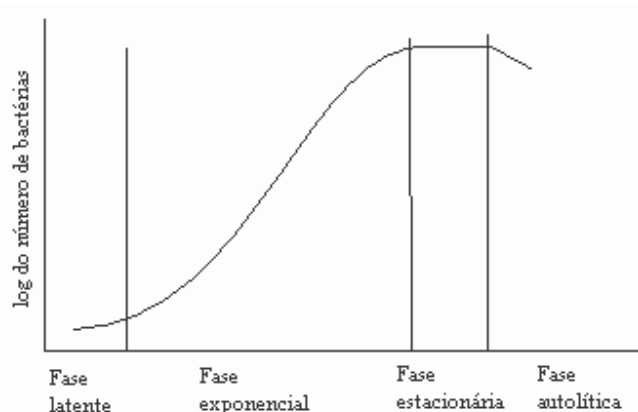
²CHURCHILL, M.A.; ELMORE, H. L.; BUCKINGHAM, R. A. The prediction of stream reaeration rates. Journal Sanitary Engineering Division, ASCE, p. 1-46, 1962.

2.7. DIGESTÃO ANAERÓBIA E AERÓBIA

2.7.1. Necessidades nutricionais e respiração dos microorganismos

Quando uma bactéria chega num determinado ambiente, ela pode precisar de certo tempo para se adaptar ao novo habitat, que possui condições nutricionais e físico-químicas diferentes. Esta etapa de ambientação é chamada de fase lag ou latente. Uma vez adaptada às condições locais, a bactéria cresce exponencialmente (fase exponencial) e apresenta uma velocidade de duplicação característica para cada espécie bacteriana. Esse crescimento chega a um limite máximo (fase estacionária) quando se acumula algum metabólito tóxico ou ocorre uma falta de substratos ou de espaço. É neste período em que há produção de esporos para as bactérias que têm essa capacidade. A última fase corresponde à morte da forma vegetativa bacteriana (fase de autólise).

FIGURA 6 – CURVA DE CRESCIMENTO BACTERIANO



Fonte: adaptado de CAMPOS (1999)

O coeficiente de rendimento é função da espécie de microorganismos, tipo de substrato e condições do meio, mas é normalmente assumido como constante para um dado processo biológico degradando um substrato específico. O valor de Y (coeficiente de rendimento) é obtido através da relação biomassa (SSV) por substrato removido (DBO).

Um valor alto para Y significa que o crescimento de bactérias é maior que a quantidade de substrato que chega ao reator.

Um valor baixo para Y significa que o crescimento bacteriano é pequeno, em relação à quantidade de substrato que chega ao reator. O valor de Y pode ser obtido em testes de laboratório.

Para o tratamento aeróbio de esgotos domésticos, o Y para as bactérias heterotróficas varia da seguinte forma:

- Segundo Metcalf e Eddy (1991) $\rightarrow Y = 0,4$ a $0,8$ g SSV/ g $DBO_{5,20}$ removida

Para o tratamento anaeróbio de esgotos domésticos, temos:

- Bactérias acidogênicas: $Y = 0,15$ mg SSV/mg DQO (CAMPOS, 1999).
- Bactérias metanogênicas: $Y = 0,03$ mg SSV/mg DQO (CAMPOS, 1999).
- Cultura mista: $Y = 0,18$ mg SSV/mg DQO (CAMPOS, 1999).

Esse Y é o mesmo que aparece na equação (26), de Monod, descrita no item 2.6.5.

O rendimento é muito maior no tratamento aeróbio, isto devido ao fato das reações aeróbias liberarem mais energia do que as reações anaeróbias. Os organismos aeróbios se reproduzem mais rapidamente, gerando com isso uma maior produção de lodo.

Para desenvolver-se o ambiente circundante deve oferecer condições nutricionais e físico-químicas adequadas que variam para cada espécie bacteriana. Como fatores nutricionais podem ser apontados as necessidades de fontes de carbono; energia e nitrogênio; macro e microminerais e, algumas vezes, vitaminas. Em relação às condições físico-químicas destacam-se temperatura e pH. As bactérias apresentam comportamento extremamente variado (psicrofílicas, mesofílicas, termofílicas para temperatura; alcalofílicas, neutras, acidofílicas para pH).

Quanto à respiração, as bactérias podem ser classificadas em: aeróbias estritas (necessitam de O_2 para crescer), anaeróbias estritas (só crescem na ausência de O_2), anaeróbias facultativas (crescem na presença ou ausência de O_2) e microaerofílicas (precisam de O_2 , mas em pressão inferior à atmosférica).

Quanto à fonte predominante de carbono, as bactérias podem ser classificadas como autótrofas, as quais utilizam uma fonte de CO_2 e substâncias inorgânicas para obter energia, ou heterótrofas, as quais necessitam de fontes orgânicas de carbono.

A obtenção de energia pelas bactérias pode ser feita por três vias: fermentação, respiração ou fotossíntese. Bactérias patogênicas humanas só usam as duas primeiras. A fermentação é feita pela via glicolítica ou vias parecidas com ela, onde a glicose é convertida por uma seqüência de reações em piruvato que pode produzir vários produtos finais como etanol, butirato, lactato e formato. Nas

fermentações, os balanços energéticos são muito baixos, com produção de 1 a 2 ATP (molécula orgânica – adenosina tri-fosfato) para cada glicose processada.

Quando a respiração é aeróbia, o O_2 é o receptor final de elétrons com um rendimento final de 38 ATP e formando H_2O e CO_2 . Já na respiração anaeróbia, compostos como $(SO_4)^{-2}$, CO_2 e $(NO_3)^{-}$ são os receptores finais de elétrons. Contudo nas respirações os compostos sulfato, carbonato e nitrato não são tão eficientes e produzem quantidades menores de energia do que a respiração aeróbia (14 a 26 ATP/glicose). Bactérias possuindo simultaneamente as capacidades de fermentação, respiração anaeróbia e respiração aeróbia (*Escherichia coli*, por exemplo) têm sistema de controle metabólico que permite escolher sempre a opção mais vantajosa.

Após a entrada do efluente no reator as bactérias se encontram em menor quantidade. Devido a grande disponibilidade do substrato a população bacteriana cresce. As amebas são substituídas por protozoários flagelados, pois a sua mobilidade é mais eficiente na competição por alimentos. Os protozoários são característicos de “sistemas de alta taxa”. Quando há uma redução dos alimentos esses protozoários flagelados dão lugar aos ciliados, uma vez que os ciliados adaptam-se a ambientes com menor concentração de alimentos, neste caso o sistema é denominado por “sistema de cargas convencionais”. O fator limitante para o crescimento e síntese celular são os nutrientes. Tanto as bactérias como as algas precisam de nutrientes para seu crescimento, sendo que os principais são: o nitrogênio e o fósforo. Nem sempre estes nutrientes estão presentes nas águas residuárias. Às vezes torna-se necessária à adição de nutrientes, para que haja o crescimento bacteriano adequado para obtenção de uma eficiente degradação da matéria residual. Este processo requer menor quantidade de energia.

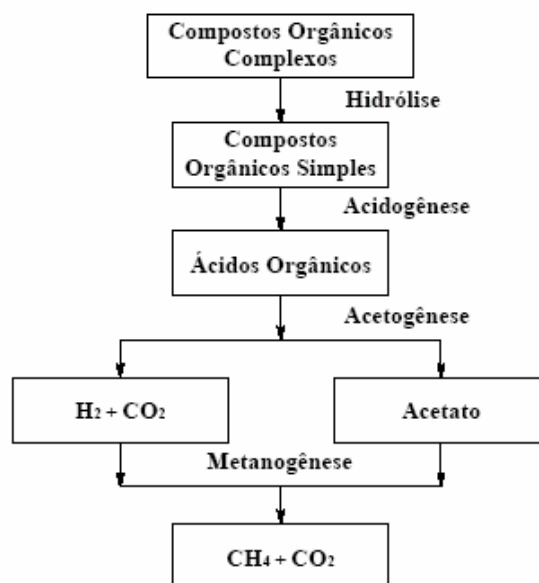
Na digestão anaeróbia, ocorrerá à transformação de compostos orgânicos complexos, como os carboidratos, proteínas e lipídios, em produtos com características mais simples como é o caso do metano e do gás carbônico (CHERNICHARO, 1997).

Para que o sistema de tratamento anaeróbio produza bons resultados devem-se criar condições favoráveis ao meio, mantendo uma grande massa de bactérias ativas, sendo também necessário o contato permanente com o material orgânico do efluente.

2.7.2. Etapas da digestão anaeróbia

A figura 7 apresenta esquematicamente todo o processo que um efluente passa ao ser tratado via sistemas anaeróbios. O tanque séptico é um sistema anaeróbio de tratamento de efluentes.

FIGURA 7 – ESQUEMA DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA



Fonte: adaptado de CHERNICHARO (1997)

Os processos anaeróbios sempre ocorrem em quatro fases: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese. Nestas quatro fases, três grupos de bactérias participam do processo: as bactérias fermentativas, as acetogênicas e as metanógenas. O produto final das bactérias fermentativas (hidrolíticas e acidogênicas) será substrato para as acetogênicas, as quais, por sua vez fornecerão o substrato necessário para as metanogênicas (CHERNICHARO, 1997).

Na hidrólise o material particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular (proteínas, carboidratos e lipídeos são convertidos a elementos mais simples). A velocidade de conversão (processo de hidrólise) é limitativa de todo o processo anaeróbico (CAMPOS, 1999).

Os compostos gerados na hidrólise são absorvidos pelas bactérias fermentativas transformando-as em substâncias orgânicas simples (acidogênese). Entretanto algumas bactérias facultam em metabolizar o material via oxidação.

A acetogênese é a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano (principalmente acetato e hidrogênio).

Na quarta e última etapa, a metanogênese, ocorre a produção do metano por duas vias: pelas bactérias acetotróficas (a partir da redução do ácido acético), ou pelas bactérias hidrogenotróficas (a partir da redução de dióxido de carbono).

Além dos processos fermentativos que produzem gás, outros processos podem ocorrer no reator anaeróbio. Trata-se de oxidantes alternativos, uma vez que o oxigênio dissolvido é inexistente. São os oxidantes nitrato e sulfato (que permitem o desenvolvimento de bactérias que usam o catabolismo oxidativo).

O sulfato pode ser reduzido a sulfeto. Em geral os processos envolvendo sulfato são mais importantes que os com nitrato, já que a concentração em esgotos sanitário de sulfato pode estar elevada e a de nitratos é sempre baixa.

Normalmente, a redução biológica de sulfato em reatores anaeróbios é considerada como um processo indesejável (CAMPOS, 1999). São dois os aspectos negativos: a oxidação de material orgânico pelo sulfato, que deixa de transformar-se em metano para virar gás sulfídrico (que é corrosivo e confere mau odor); e a possibilidade de conferir caráter tóxico ao processo de metanogênese.

Entretanto a redução de sulfatos em reatores anaeróbios pode ser um processo vantajoso, em condições especiais. Para o tratamento anaeróbio de águas residuárias (ou de lodo) com metais pesados (que são tóxicos às bactérias metanogênicas), a presença de sulfetos pode contribuir para a estabilidade operacional do reator. A maioria dos sulfetos de metais pesados tem baixa solubilidade. Assim, a presença do sulfeto (a partir do sulfato) reduz o teor de metais pesados (que precipitam), reduzindo dessa forma a toxicidade exercida sobre a atividade bioquímica das bactérias no sistema de tratamento (CAMPOS, 1999).

2.7.3. Modelo matemático de digestão anaeróbia

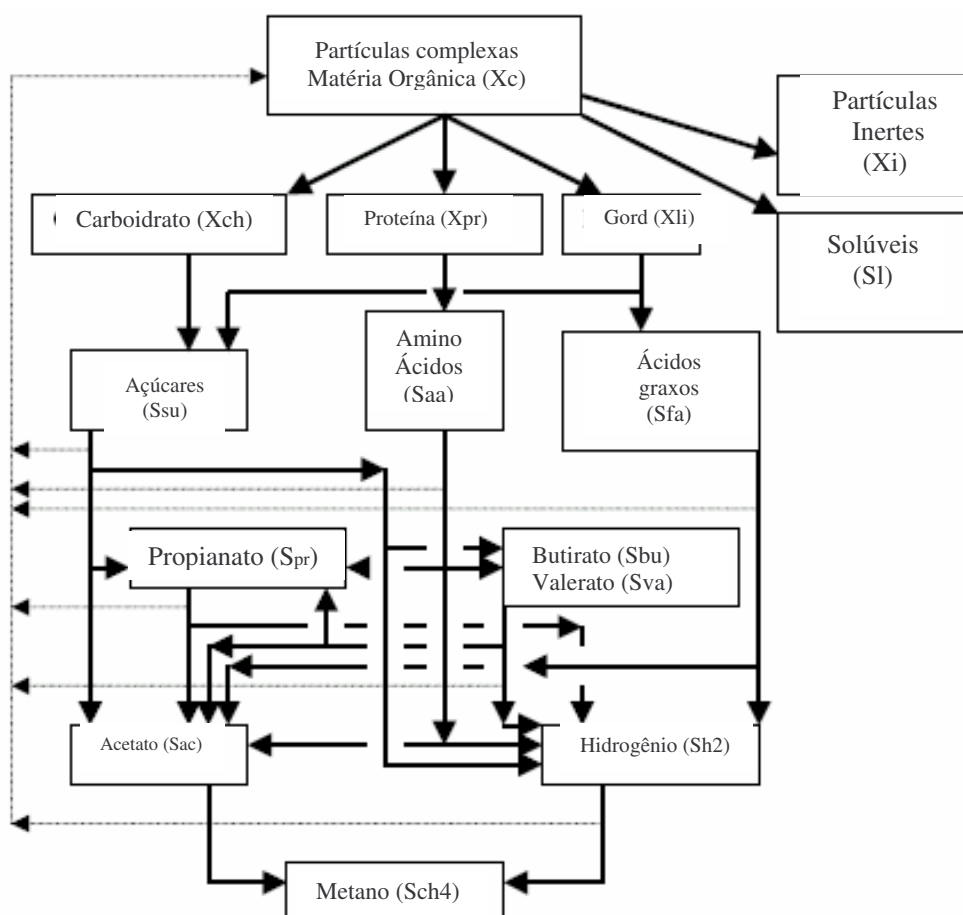
2.7.3.1. Modelo ADM1 – Anaerobic Digestion Model 1

Operadores de sistemas de tratamento de águas residuárias estão considerando cada vez mais o uso de tecnologias avançadas da digestão para produzir biossólidos livres de patógenos e para realçar a estabilização do lodo. Com a complexidade crescente destes processos é difícil avaliar o impacto de

todas as variáveis no desempenho do tratamento. Ocorre a necessidade do uso de modelos cada vez mais sofisticados.

Nesse aspecto a International Water Associations (IWA) Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes desenvolveu um modelo completo para simulações, o ADM1 (PARKER, 2005).

FIGURA 8 – CONCEITUAÇÃO DO MODELO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA



Fonte: adaptado de PARKER (2005)

Da figura 8 pode-se ver que o modelo inclui a desintegração de sólidos complexos em substâncias inertes. Os produtos da desintegração são hidrolizados a açúcares, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa. Os carboidratos e as proteínas são fermentados para produzir ácidos orgânicos voláteis (acidogênese) e o hidrogênio molecular. Ácidos graxos de cadeia longa são oxidados anaerobicamente para produzir o acetato e o hidrogênio molecular. O propionato, o butirato e o valerato são convertidos ao acetato (acetogênese) e ao hidrogênio molecular. O metano é produzido a partir do acetato (metanogênese acetotrófica) e pela redução do dióxido de carbono pelo hidrogênio molecular para produzir o

metano (metanogênese hidrogenotrófica). Para dirigir-se a estes mecanismos, o modelo emprega variáveis do estado para descrever o comportamento de componentes solúveis e particulados. Todas as espécies orgânicas e hidrogênio molecular são descritos nos termos da demanda química de oxigênio (DQO). As espécies nitrogenadas e as espécies inorgânicas do carbono são descritas nos termos de suas concentrações molares.

Na figura 8 as espécies solúveis são representados com 'S'. O modelo também se dirige ao carbono inorgânico (dióxido de carbono e bicarbonato) e as espécies nitrogenadas (amônia e amônio). Todas as espécies que sofrem dissociação em função do pH (ex.: amônia) têm as variáveis definidas para espécies protonados (que age como ácido – pode doar prótons) e não-protonadas (base conjugada do ácido correspondente – pode receber prótons). O modelo resolve para a concentração do íon de hidrogênio, e desse modo o pH, assegurando a neutralidade química na solução.

As espécies particuladas consistem nas espécies ativas da biomassa ou nas substâncias particuladas que são incapazes de diretamente passar através da digestão bacteriana. Ainda na figura 8 espécies particuladas são aquelas com um 'X'. As espécies microbianas que são consideradas no modelo incluem fermentadoras do açúcar, fermentadoras do aminoácido, oxidantes de ácidos graxos, etc.

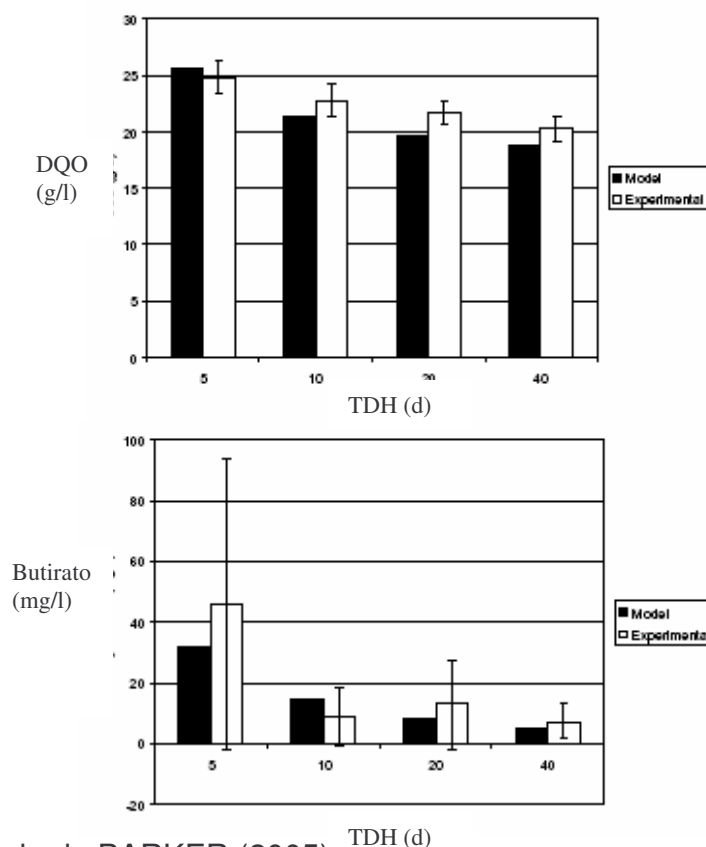
Os processos da conversão do substrato são descritos por um número de expressões cinéticas que descrevem as taxas de conversão nos termos de concentrações do substrato e de constantes cinéticas. A desintegração de X_c e a hidrólise de X_{ch} , de X_{pr} e de X_{li} são descritos por expressões cinéticas de primeira ordem. O modelo ADM1 é definido em termos do crescimento microbiano. Existem alguns outros modelos baseados na conversão de substrato.

2.7.3.2. Calibrando o modelo ADM1

PARKER (2005) utilizou uma base de dados experimentais de outros artigos publicados e rodou no programa modelo ADM1. Abaixo segue a comparação experimental versus modelo para alguns parâmetros.

Para um experimento (Cacho Riveiro et al¹, 2002 apud PARKER, 2005) que obteve dados experimentais de um reator anaeróbio isolado com altos períodos de retenção hidráulica, PARKER (2005) obteve os resultados matemáticos rodados no modelo ADM1 conforme segue na figura 9.

FIGURA 9 – MODELO ADM1 VERSUS EXPERIMENTAL (DQO/BUTIRATO)



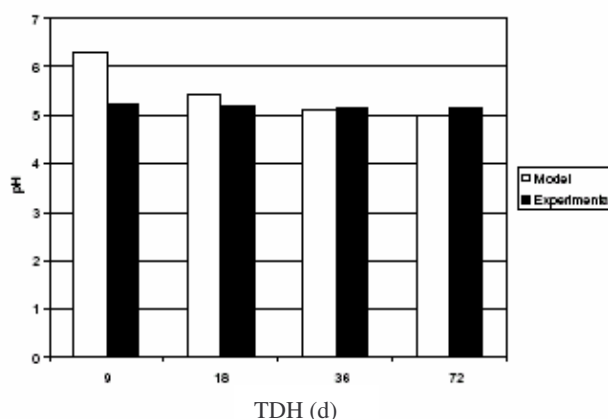
Fonte: adaptado de PARKER (2005)

O modelo ADM1 é bastante completo, conseguindo prever e simular outras tantas variáveis. Num outro experimento Eastman e Ferguson² (1981) também trabalharam com reator anaeróbio. PARKER (2005) utilizou os dados desses autores para simular computacionalmente o pH no lodo. A comparação entre os resultados de Eastman e Ferguson (laboratoriais) e Parker (modelo matemático) aparecem na figura 10.

¹Cacho Rivero, J.A., Suidan, M.T., Ginestet, P., Audic, J.-M., 2002. Effect of SRT on the anaerobic digestion of excess municipal sludge. Proceedings of WEFTEC 2002, Chicago, IL.

² Eastman, J.A., Ferguson, J.F., 1981. Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion. J. WPCF 53, 352–366.

FIGURA 10 – MODELO ADM1 VERSUS EXPERIMENTAL (pH)



Fonte: adaptado de PARKER (2005)

O ADM1 também é capaz de simular produção de gás metano em reatores anaeróbicos. Usando os dados experimentais de Han and Dague¹ (1995), que trabalharam com dois reatores simultâneos, PARKER (2005) simulou no modelo ADM1 o metano teórico produzido obtendo bons resultados (muito próximos ao experimentalmente medido).

PARKER (2005) demonstrou a eficiência elevada de previsão matemática para compostos variáveis dentro de um processo de digestão anaeróbia.

2.8.REGIMES HIDRÁULICOS

2.8.1.Modelos hidráulicos

Segundo VON SPERLING (1996^b, p. 37) denomina-se reator todo tanque ou volume genérico que possibilita o acontecimento de reações químicas ou bioquímicas no seu interior. Assim sendo o tanque séptico, ou qualquer outro recipiente de maior proporção (como lagoas) utilizado para o tratamento de esgoto, é denominados reator.

Ele ainda classifica os fluxos em reatores, como: intermitente (saídas e/ou entradas descontínuas – batelada) e contínuo.

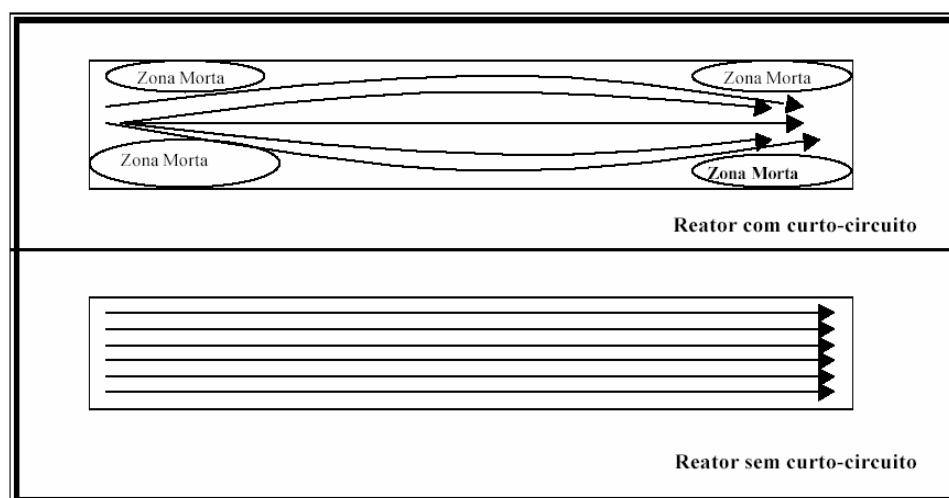
¹ Han, Y., Dague, R.R., 1995. laboratory studies on the temperaturephased anaerobic digestion of domestic wastewater sludges. Proceedings of WEFTEC 1995, Miami Beach, FL.

O tempo permitido às reações bioquímicas é muito importante, pois existe um valor ideal de tempo para cada tipo de reator. Se o tempo for muito pequeno (baixo tempo de detenção) as reações serão poucas e a eficiência de remoção de substrato será muita baixa. Um tempo muito elevado também não é muito bom, pois as reações a partir de certo tempo já não reduzem muito o substrato afluente e o volume de reator fica elevado, aumentando custos de implantação e operação.

Uma importante consideração a ser apontada é o chamado efeito curto circuito. Curto circuito, em reatores, é a passagem do fluxo por um caminho preferencial, formando locais com tempo de detenção hidráulica (TDH) muito elevado e outros com TDH muito baixo. As zonas mortas são os locais com TDH maior que o ideal e os curtos circuitos são os locais de TDH menor que o ideal. Quanto maior for o volume de zonas mortas, curtos-circuitos e canais preferenciais, maior será a fração de moléculas que permanecem na unidade, durante tempos diferentes do TDH previsto. Nessas condições, dependendo do objetivo da unidade, os processos e operações esperados podem ser ineficientes. Para muitas das unidades de tratamento, a consequência desse fato é a queda significativa de rendimento, ou mesmo o colapso do processo no caso de alguns reatores biológicos. O comportamento hidrodinâmico de uma unidade alimentada com fluido em regime permanente depende, essencialmente, de suas características geométricas e dos dispositivos de entrada e saída.

Na figura 11 se permite avaliar o efeito curto-circuito em reatores retangulares. Situação similar ocorre em tanques sépticos.

FIGURA 11 – COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO EM REATORES



Fonte: www.comitepcj.sp.gov.br (Empresa de Engenharia Ambiental – EEA)

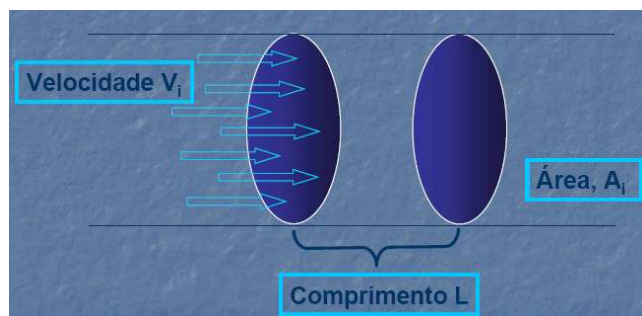
Quanto ao padrão de mistura os reatores classificam-se em alguns modelos hidráulicos propostos:

- fluxo em pistão;
- mistura completa;
- fluxo disperso;
- células em série e/ou paralelo.

2.8.2. Modelo fluxo em pistão

Trata-se de um modelo de fluxo idealizado, onde cada elemento afluyente é submetido ao mesmo tempo de ação bacteriológica de degradação. É um fluxo contínuo (que se assemelha a um êmbolo – conforme representado na figura 12) e a dispersão longitudinal é mínima, pois não ocorre mistura (VON SPERLING, 1996^b).

FIGURA 12 – FLUXO EM PISTÃO



Fonte: www.remas.usfc.br

A formulação matemática (para condições estacionárias) é proposta como segue abaixo:

a) Substância conservativa

$$C = C_o \quad (39)$$

C é constante no tempo e no espaço.

b) Substância biodegradável (reação de ordem zero)

$$C = C_o - K.t_d \quad (40)$$

C tem um decaimento linear ao longo do reator.

Lembrando que ao fazer:

$$t = \frac{\text{distância}}{\text{velocidade}}, \text{ pode-se obter C em função da distância.}$$

Observação: na saída do reator tem-se:

$$C = C_o - K.t_d$$

$$t_d = \text{Volume.total.do.reator} / \text{Vazão} \quad (41)$$

c) Substância biodegradável (reação de primeira ordem)

$$C = C_o \cdot e^{-K.t_d} \quad (42)$$

C tem um decaimento exponencial ao longo do reator.

Lembrando que ao fazer:

$t = \frac{\text{distância}}{\text{velocidade}}$, podemos obter C em função da distância.

Observação: na saída do reator tem-se:

$$C = C_o \cdot e^{-K.t_d}$$

$$t_d = \text{Volume.total.do.reator} / \text{Vazão} \quad (43)$$

d) Substância biodegradável (reação de segunda ordem)

$$C = C_o \cdot \frac{1}{1 + k.C_o.t_d} \quad (44)$$

onde:

C_o = concentração de substrato no afluente (mg/l) – inicial;

C = concentração de substrato no efluente (mg/l) – valor de saída;

t_d = tempo de detenção no reator (dias);

K = taxa de remoção de substrato (dias⁻¹).

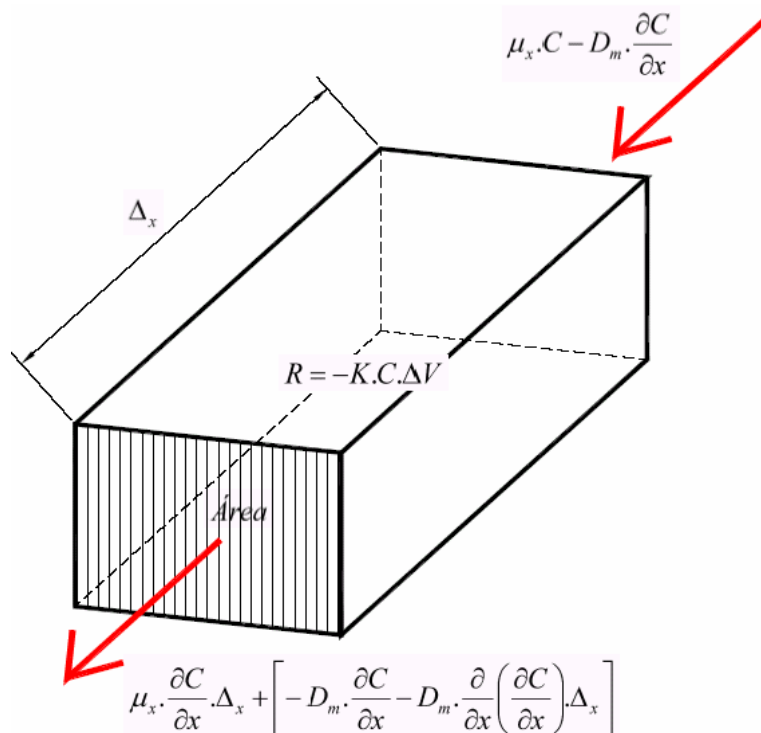
Em cada um dos casos acima do início ao fim do reator a taxa de remoção de substrato k é constante. Para as substâncias conservativas não há degradação do substrato. Para as reações de degradação de ordem zero, o substrato é removido de forma constante no tempo (relação de K versus tempo). Já para as reações de degradação de primeira ordem, a remoção de substrato é proporcional à concentração de substrato existente.

No caso de reação de degradação de 1ª ordem, a concentração do substrato degradável diminui gradualmente com o fluxo. Deste modo no final do reator a concentração de substrato é baixa e a velocidade de remoção também. No início do reator, a concentração de substrato é alta e a velocidade de remoção também. Dessa forma, a remoção da mesma quantidade absoluta de substrato necessita muito mais tempo para se realizar no fim do reator do que em seu início.

BOUNDS¹ (1997 apud PILOTTO 2004) afirma em seu trabalho que o tanque séptico opera como um reator de fluxo em pistão, pois em geral não ocorre mistura ou aquecimento e as partículas no interior do reator ascendem ou descendem e uma estratificação se desenvolve.

Pode-se fazer um balanço de massa desse tipo de reator, considerando a reação química e os transportes advectivo e difusivo conforme figura 13.

FIGURA 13 – BALANÇO DE MASSA DO REATOR FLUXO PISTÃO



Fonte: o autor

Acumulação = Entrada – Saída + Produção – Consumo

$$\Delta V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = J_{entra} \cdot A - J_{sai} \cdot A \pm R \quad (45)$$

onde:

$$\Delta V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = \text{massa por tempo vezes o volume (acumulação)}$$

$$J = \text{fluxo de massa (ML}^{-2}\text{T}^{-1}\text{)}$$

¹BOUNDS, T. R. Design and Performance of Septic Tanks. Site Characterization and Design of Onsite Septic Systems ASTM STP 901. Bedinger, M. S.; Johnson, A. I.; Fleming, J. S. Eds. American Society for Testing Materials, Philadelphia, 1997.

Utilizando:

- Difusão → Lei de Fick :

$$\Delta V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = -D_m \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \cdot A \quad (46)$$

- Advecção:

$$\Delta V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = \mu_x \cdot C \cdot A \quad (47)$$

- Reação de 1ª ordem:

$$\Delta V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = -K \cdot C \cdot \Delta V \quad (48)$$

Chega-se ao balanço de massa (conforme figura 13):

$$\Delta V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = \left(\mu_x \cdot C \cdot A - D_m \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \cdot A \right) - \left[\mu_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \cdot \Delta_x \cdot A + \left(-D_m \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - D_m \cdot \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) \cdot \Delta_x \right) \cdot A \right] - K \cdot C \cdot \Delta V \quad (49)$$

onde:

D_m = coeficiente de dispersão (L^3T^{-1});

μ_x = velocidade do fluxo (LT^{-1});

A = área de seção transversal (L^2).

Dividindo o balanço acima por ΔV e considerando $\Delta x \rightarrow 0$ (infinitesimal), chegamos à:

$$\boxed{\frac{\partial C}{\partial t} = -\mu_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} + D_m \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - K \cdot C} \quad (\text{Transporte advectivo-difuso unidimensional}) \quad (50)$$

Para um tanque séptico em estado estacionário, temos:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = 0 \quad (51)$$

Por tratar-se de fluxo em pistão em reatores, com suposta dispersão (difusão molecular) baixa:

$$D_m \approx 0 \quad (52)$$

Calculando a equação diferencial acima, supondo estado estacionário e transporte advectivo, temos:

$$0 = -\mu_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - K \cdot C \rightarrow \int_{C_0}^C \frac{dC}{C} = -\frac{K}{\mu_x} \cdot \int_{x=0}^x dx \rightarrow C = C_0 \cdot e^{-K \cdot \frac{x}{\mu_x}} \quad (53)$$

Portanto temos uma equação de 1ª ordem:

$$C = C_0 \cdot e^{-K \cdot \frac{x}{\mu_x}} \quad (54)$$

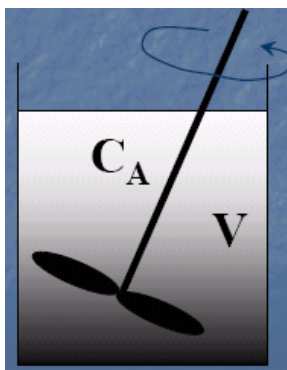
ou usando:

$$\frac{x}{\mu_x} = t \rightarrow C = C_0 \cdot e^{-K \cdot t} \quad (55)$$

2.8.3. Modelo mistura completa

O regime de mistura completa é uma idealização de um regime hidráulico onde ocorre uma dispersão máxima das substâncias que entram no reator. A figura 14 traz uma convenção dessa idealização, onde toda concentração que entra nesse reator é instantaneamente convertida à concentração final da mistura (que é a concentração interna no reator e em qualquer ponto).

FIGURA 14 – MISTURA COMPLETA



Fonte: adaptado de www.remas.ufsc.br (2005)

O conteúdo do reator é homogêneo e as concentrações são iguais em qualquer ponto do reator. Os reatores de mistura completa apresentam fluxo contínuo. No estado estacionário temos a concentração afluente constante implicando numa concentração efluente também constante, ou seja, não varia ao longo do tempo. Isso quer dizer, que assim que entra no tanque, a substância (substrato) assume instantaneamente a concentração final, para um dado tempo de detenção. Não há lugar algum no tanque em que a concentração seja diferente da de saída (mistura completa ideal).

O balanço de massa para um reator de mistura completa no estado transiente é representado na figura 15.

FIGURA 15 – MISTURA COMPLETA - BALANÇO



Fonte: adaptado de www.remas.ufsc.br (2005)

Acumulação = Entrada – Saída + Produção – Consumo

Se $Q_i = Q_j \rightarrow Q$

$C_{Ai} = C_o$;

$C_{Aj} = C$;

$r_A = \text{conversão}$ ($+r_p = \text{produção}$ / $-r_c = \text{consumo}$);

$$\frac{d(C.V)}{dt} = Q.C_o - Q.C + r_p.V - r_c.V \quad (56)$$

onde:

C = concentração de substrato no efluente (mg/l);

C_o = concentração de substrato no afluente (mg/l);

Q = vazão no reator (m^3/dia);

K = taxa de remoção de substrato (dia^{-1});

V = volume do reator (m^3).

Operando a equação diferencial

$$C. \underbrace{\frac{dV}{dt}}_{\text{Volume.Fixo} \rightarrow \frac{dV}{dt}=0} + V \frac{dC}{dt} = Q.C_o - Q.C + r_p.V - r_c.V \quad (57)$$

Para um reator em estado estacionário (aquele em que não há acúmulos de composto no volume analisado), a concentração de substrato no tempo é constante:

$$\frac{dC}{dt} = 0 \quad (58)$$

O que nos leva a equação:

$$0 = Q.C_o - Q.C + r_p.V - r_c.V \quad (59)$$

dividindo-se tudo por Q e sabendo-se que $t = V/Q$, chegamos á:

$$0 = C_o - C + r_p \cdot t - r_c \cdot t \quad (60)$$

Pressupondo-se da não produção de substrato no reator ($r_p = 0$), chegamos à:

$$\boxed{0 = C_o - C - r_c \cdot t} \quad (61)$$

A partir desse balanço podemos caracterizar as equações de degradação das substâncias no regime hidráulico de mistura completa.

A formulação matemática (para condições estacionárias) é:

a) Substância conservativa ($r_c = 0$)

$$C = C_o \quad (62)$$

C é constante.

b) Substância biodegradável (reação de ordem zero; $r_c = K$)

$$C = C_o - K \cdot t_d \quad (63)$$

$$t_d = \text{Volume.total.do.reator} / \text{Vazão}$$

Veja que para a mistura completa não há variação de C com a distância.

Ocorrerá a entrada de C_o num dado volume de reator, a certa vazão, e imediatamente dentro do reator toda a concentração será C (ou C_e).

c) Substância biodegradável (reação de primeira ordem; $r_c = CK$)

$$C = \frac{C_o}{1 + K \cdot t_d} \quad (64)$$

$$t_d = \text{Volume.total.do.reator} / \text{Vazão}$$

É importante ressaltar a diferença de eficiência entre os regimes fluxo pistão e mistura completa na reação de degradação de primeira ordem. Para substâncias conservativas ou mesmo biodegradáveis com reação de ordem zero, a eficiência é idêntica na degradação do substrato. Já para reações de 1ª ordem (ou de ordens superiores), a taxa de remoção, que é função da concentração local afluente, é inferior em reatores de mistura completa comparativamente aos de fluxo pistão. Isso se deve ao fato de que a concentração no reator de mistura completa é inferior a concentração média no reator de fluxo pistão (VON SPERLING, 1996^b).

A aproximação do regime de mistura completa caracteriza bem tanques quadrados ou circulares com alto grau de agitação, como por exemplo, lodos ativados (ARCEIVALA, 1981 apud VON SPERLING, 1996^b).

2.8.4. Modelo fluxo disperso

O fluxo disperso é contínuo, arbitrário e pode ser utilizado para descrever as condições de fluxo da maioria dos reatores.

O fluxo disperso é na verdade o que mais se aproxima para descrever a maioria dos regimes hidráulicos em reatores. Na prática, os regimes de fluxo pistão e mistura completa dificilmente ocorrem, visto que são idealizações perfeitas de comportamento cinético e hidráulico.

Ainda ressalta-se que apesar de serem idealizações, os regimes hidráulicos fluxo pistão e mistura completa, são igualmente importantes ao regime fluxo disperso. Em variadas situações descritas na bibliografia os regimes fluxo em pistão e mistura completa foram suficientemente capazes de simular bem comportamentos hidráulicos. Outra importante observação é que mesmo o fluxo disperso que proporciona melhor compatibilização matemática com a realidade física de comportamento de reatores, também é uma aproximação teórica (abstrata) de uma realidade muito mais complexa.

TCHOBANOGLIOS e SCROEDER (1985 apud VON SPERLING, 1996^b) comentam que existem três fatores que impedem os reatores de seguirem modelos ideais: dispersão, curtos-circuitos hidráulicos (redução do tempo de residência efetivo) e volumes mortos.

Volumes mortos em reatores são similares aos curtos-circuitos (redução do tempo de residência efetivo – ver item 2.8.1). Por exemplo, um reator projetado para determinado volume e alimentado com uma determinada vazão terá um tempo de residência projetado. Ocorrendo espaços mortos e com a vazão de entrada e saída continuando a mesma, será ocasionada uma diminuição no tempo de residência. Então este reator terá um volume efetivo menor e, conseqüentemente, um tempo de residência hidráulica menor. Os volumes mortos são função das características físicas do sistema e podem ocorrer em cantos do tanque, abaixo de vertedores e no lado interno de curvas.

A caracterização dos regimes em fluxo disperso se dá através de um número de dispersão “d”.

$$d = \frac{D}{U.L} \quad (65)$$

Onde:

d = número de dispersão (adimensional);

D = coeficiente de dispersão axial ou longitudinal (m^2/dia);

U = velocidade horizontal média (m/dia);

L = comprimento do reator (m).

Vários autores publicaram formulações para o cálculo do número de dispersão. Basicamente, os estudos traduzem equações empíricas para casos aplicáveis a lagoas de estabilização:

TABELA 14 – FAIXAS TÍPICOS DE “ d ” PARA FLUXO DISPERSO

Unidade de Tratamento	Faixa de d (D/UL)
Tanques de sedimentação	0,2 - 2,0
Tanques de aeração de lodos ativados	
- tipo fluxo em pistão	0,1 - 1,0
- tipo mistura completa	3,0 - 4,0 ou mais
- valos de oxidação	3,0 - 4,0 ou mais
Lagoas aeradas	
- longas, retangulares	0,2 – 1,0
- formato quadrado	3,0 - 4,0 ou mais
Lagoas de estabilização	
- longas, retangulares	0,1 – 0,5
- formato quadrado	1,0 – 1,5

Fonte: VON SPERLING (1996^b)

Os regimes hidráulicos anteriormente descritos são as situações limites do comportamento do fluxo disperso. Para regime fluxo em pistão $d=0$ ($D=0$) e para mistura completa $d=\infty$ ($D=\infty$).

ARCEIVALA (1981 apud VON SPERLING, 1996^b) enumera diversos fatores que afetam o número de dispersão em unidades de tratamento, entre eles:

- geometria da unidade;
- tipo e disposição das entradas e saídas;
- diferenças de temperatura e densidade entre o fluxo de entrada e o conteúdo do reator;
- número de Reynolds;
- etc.

A formulação matemática (para condições estacionárias) foi proposta por WEHNER e WILHEM em 1956. Partindo da lei de Fick (conforme demonstrado em 2.8.2, na qual se obteve a equação (50) os autores obtiveram uma equação analítica que descreve o comportamento hidráulico de fluxo disperso para reações cinéticas de degradação de primeira ordem:

$$C = C_o \cdot \frac{4.a.e^{1/2.d}}{(1+a)^2 e^{a/2.d} - (1-a)^2 e^{-a/2.d}} \quad (66)$$

$$a = \sqrt{1 + 4.K.t_d.d}$$

onde:

d = número de dispersão ($=D/U.L=D.t/L^2$);

D = coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/dia);

U = velocidade média de percurso no reator (m/dia);

L = extensão do percurso (m);

t_d = tempo de detenção hidráulica (d);

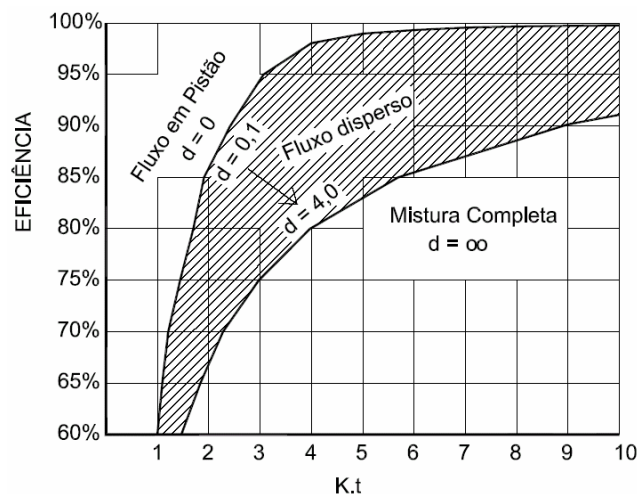
K = constante de remoção de substrato (d^{-1});

C = concentração efluente de substrato (g/m^3);

C_o = concentração afluente de substrato (g/m^3).

A figura 16 apresenta a variação da eficiência de remoção do substrato nos diferentes regimes hidráulicos, considerados sob o aspecto da variação da constante de remoção de substrato (K) e tempo de detenção hidráulica.

FIGURA 16 – EFICIÊNCIA VERSUS $K.t$ PARA OS TRÊS REGIMES HIDRÁULICOS



Fonte: adaptado de VON SPERLING (1996^b)

2.8.5. Modelo de células em série e paralelo

O arranjo de reatores em paralelo (exemplo: dois tanques sépticos operando paralelamente) é um tipo de configuração utilizada para permitir a boa operação do sistema. Permite fazer manutenção desviando o fluxo total para um ou outro reator. Em termo de eficiência não há acréscimo. Pode-se dividir a vazão em duas ou mais (dependendo do número de tanques em paralelo), obtendo volumes de tanque individuais menores, para um mesmo tempo de detenção e uma mesma eficiência de remoção de substrato. O efluente final possuirá a mesma concentração que o oriundo de uma célula apenas com volume igual à somatória dos volumes individuais (ARCEIVALA apud VON SPERLING, 1996^b).

Por outro lado, o arranjo em série possibilita um ganho de eficiência de remoção de substrato. Ou seja, com volumes totais (somatório das células) iguais aos de uma célula única se obtém eficiências maiores de remoção.

A equação geral para dimensionamento de um sistema de tratamento com células em série, considerando Mistura Completa é:

$$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{\left[1 + K \cdot \left(\frac{V}{nQ}\right)\right]^n} \quad (67)$$

onde:

V/Q = tempo de detenção hidráulica (d);

n = número de células;

K = constante de remoção de substrato (d^{-1});

C = concentração efluente final de substrato (g/m^3);

C_o = concentração afluyente de substrato (g/m^3).

ARCEIVALA (1981 apud VON SPERLING, 1996^b) propôs uma formulação diferente para células em série, considerando uma alimentação incremental. Ou seja, cada célula recebe parte do substrato inicial sem tratamento. Exemplo: se em três reatores em série com alimentação incremental, o primeiro recebe parcela do substrato, o segundo recebe parcela do substrato sem tratamento mais o efluente do primeiro reator, já o terceiro recebe a última fração do substrato original mais o efluente do segundo reator. Dessa forma cada fração do afluyente passa por diferentes quantidades de reatores. A formulação proposta por ARCEIVALA:

$$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{1 + K \cdot \left(\frac{nV_1}{Q} \right)} \quad (68)$$

(considerando fração de alimento incremental igual em todos os reatores e mesmo volume todos os reatores)

onde:

V_1 = volume de cada célula (m^3);

n = número de células;

Q = vazão (m^3/s);

K = constante de remoção de substrato (d^{-1});

C = concentração efluente final de substrato (g/m^3);

C_o = concentração afluente de substrato (g/m^3).

A tabela 15 mostra um comparativo entre os volumes necessários de reator considerando a configuração em série. Interessante observar que para os reatores em série, sem alimentação incremental, se adotados dois reatores o volume necessário para a mesma remoção de substrato é 52% inferior ao de um único reator.

TABELA 15 – REDUÇÃO DO VOLUME TOTAL (CÉLULAS EM SÉRIE)

N	1	2	3	4
Eficiência	90%	90%	90%	90%
Vazão	Q	Q	Q	Q
Volume Total (sem aliment. incremental)	100 uv	48 uv (cél = 24 uv)	38 uv (cél = 12,7 uv)	36 uv (cél = 9 uv)
Volume Total (com aliment. incremental)	100 uv	100 uv (cél = 50 uv)	100 uv (cél = 33,3 uv)	100 uv (cél = 25 uv)

Obs.: uv = unidades de volume

Fonte: o autor

2.9. SEDIMENTAÇÃO

2.9.1. Tipos de sedimentação

Os tanques sépticos, como já visto anteriormente, funcionam como decanto-digestores. Como digestores na remoção do substrato (DBO), através de digestão

no meio suspenso ou no próprio sedimento; e funcionam como decantadores promovendo a sedimentação de partículas.

Enquanto a digestão é um processo biológico que ocorre no tanque, a sedimentação é um processo físico, por gravidade o líquido se separa dos sólidos que continha em suspensão (devido a diferenças de densidade). Esse processo físico permite a clarificação do líquido sobrenadante.

Segundo VON SPERLING (1996^b) existem dois principais objetivos na sedimentação em sistemas de tratamentos de esgoto: produção de um efluente clarificado (baixas concentrações de sólidos em suspensão), e promoção de um lodo adensado.

A sedimentação encontra-se em diversas etapas de um tratamento. Na fase preliminar encontra-se na remoção da areia, onde as caixas de areia promovem a sedimentação de partículas inorgânicas maiores. Nas fases de tratamento primário e secundário, a fase de sedimentação novamente é empregada nos decantadores primários e secundários, respectivamente. A decantação primária nada mais é que a sedimentação de sólidos em suspensão do esgoto bruto. Essa decantação/sedimentação é de grande importância para a presente dissertação, pois é um dos processos característicos em tanques sépticos. A decantação secundária, por sua vez, já promove a remoção de sólidos biológicos (após processos biológicos, como lodos ativados ou filtros em geral). Ainda cabe ressaltar a sedimentação físico-químico em processos de precipitação química (coagulação, floculação e correções de pH), e a sedimentação para tratamento do lodo (adensamento de lodo).

METCALF e EDDY (1991) e VON SPERLING (1996^b) destacam quatro tipos distintos de sedimentação. Segundo eles numa mesma operação de sedimentação um ou mais tipos podem ocorrer concomitantemente.

QUADRO 2 – TIPO DE SEDIMENTAÇÃO

Tipo	Descrição	Exemplo de ocorrência
Discreta	Partículas sedimentam sem se aglutinar. Conservadas propriedades físicas de forma, tamanho e densidade. Funcionamento conforme figuras 17 e 18.	Caixa de areia
Floculenta	Partículas se aglomeram. Aumentam de tamanho (formação de flocos). Funcionamento conforme figura 19.	Decantador primário
Zonal	Forma-se um manto que sedimenta como uma massa única de partículas. Ocorre quando se tem elevada concentração de sólidos.	Decantador Secundário
Compressão	Sedimentação ocorre por compressão da estrutura das partículas. Ocorre em concentrações de sólidos bastante elevados.	Adensadores

Fonte: adaptado de VON SPERLING (1996^b)

2.9.2. Sedimentação discreta

A sedimentação discreta ocorre com velocidade constante. Essa velocidade é obtida pela lei de Stokes. A velocidade de Stokes é rapidamente atingida, quando a força de atrito iguala-se a força gravitacional.

$$v_{sed} = \frac{1}{18} \cdot \frac{g}{\nu} \cdot \frac{\rho_s - \rho_l}{\rho_l} \cdot \phi^2 \quad (\text{lei de Stokes}) \quad (69)$$

onde:

v_{sed} = velocidade de sedimentação (LT^{-1});

g = aceleração da gravidade (LT^{-2});

ν = viscosidade cinemática da água (L^2T^{-1});

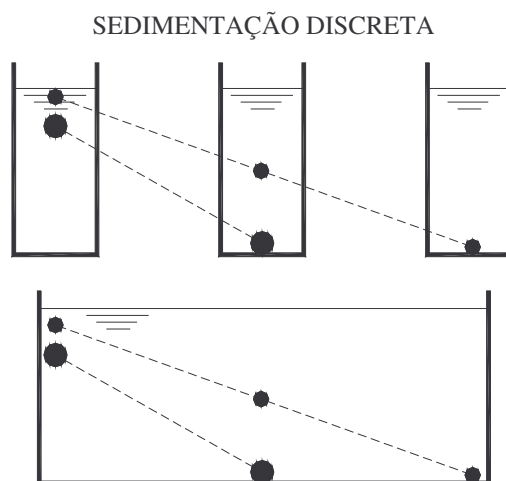
ρ_s = densidade da partícula sólida (ML^{-3});

ρ_l = densidade do líquido (ML^{-3});

ϕ = diâmetro da partícula (L).

A figura 17 ilustra a sedimentação discreta ocorrendo com partículas de dois tamanhos diferentes em uma coluna de sedimentação (sem fluxo horizontal) e num reator com fluxo horizontal.

FIGURA 17 – FUNCIONAMENTO DA SEDIMENTAÇÃO DISCRETA

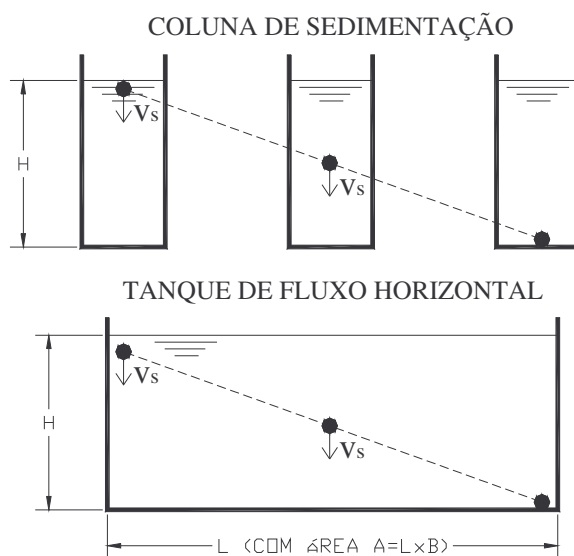


Fonte: adaptado de VON SPERLING (1996^b)

O processo de tratamento, no que se refere aos decantadores, tem sua geometria adequada ao fluxo horizontal. A velocidade vertical de sedimentação (componente vertical) de uma partícula que chega num reator horizontal possibilitará a decantação em igual tempo à partícula que sedimenta em uma coluna sem fluxo horizontal. É o caso de uma caixa de areia.

Na figura 18 temos a coluna de sedimentação em três distintos tempos e abaixo o mesmo processo de decantação ocorrendo num tanque com fluxo horizontal.

FIGURA 18 – COLUNA DE SEDIMENTAÇÃO *VERSUS* TANQUE DE FLUXO HORIZONTAL



Fonte: adaptado de VON SPERLING (1996^b)

Comparando-se a coluna de sedimentação (sem fluxo) com o tanque de fluxo horizontal (figura 18), VON SPERLING (1996^b) chega ao seguinte equacionamento:

$$t = \frac{H}{v_s} \rightarrow \text{tempo para sedimentar na coluna sem fluxo;} \quad (70)$$

$$t = \frac{V}{Q} = \frac{H \cdot A}{Q} \rightarrow \text{tempo de detenção no tanque com fluxo horizontal.} \quad (71)$$

Com essas duas equações, chega-se a equação do dimensionamento dos tanques de sedimentação:

$$A = \frac{Q}{v_{sed}} \quad (72)$$

onde:

A = área em planta do tanque (L^2);

Q = vazão afluente ao tanque (L^3T^{-1});

v_{sed} = velocidade de sedimentação das partículas (L^2T^{-1}).

A fórmula acima permite algumas considerações:

- a) na sedimentação discreta a altura do tanque e o tempo de residência hidráulica não interferem;

- b) Partículas que entrem no tanque com velocidade de sedimentação maior que a velocidade de sedimentação de dimensionamento (v_{sed}) serão removidas.
- c) Partículas que entrem no tanque com velocidade de sedimentação menor que a velocidade de sedimentação de dimensionamento (v_{sed}) poderão não ser removidas (dependerá da altura que adentrar ao tanque). Se entrar na altura máxima do tanque (H) não será removida.

2.9.3. Sedimentação floculenta

A sedimentação floculenta é de especial importância nesse trabalho, pois retrata o tipo de sedimentação que ocorre no tanque séptico.

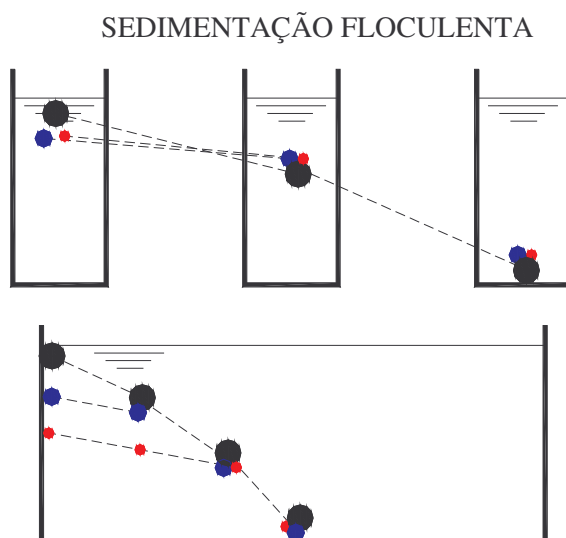
Apesar de não ser aplicável ao caso da sedimentação floculenta, a lei de Stokes nos ajuda a aumentar a sensibilidade do processo que ocorre.

$$v_s = \frac{1}{18} \cdot \frac{g}{\nu} \cdot \frac{\rho_s - \rho_l}{\rho_l} \cdot \phi^2 \quad (\text{lei de Stokes}) \quad (73)$$

A lei de Stokes, usada na análise da sedimentação discreta (item anterior), permite concluir que o diâmetro da partícula ao quadrado é diretamente proporcional a velocidade de sedimentação. Assim sendo, quanto maior for a partícula mais rápida será a sedimentação. Como temos o fator ao quadrado, uma partícula duas vezes maior que outra, sedimentará quatro vezes mais rápida.

A lei de Stokes não é aplicável à sedimentação floculenta, pois a velocidade não é constante. A partícula vai aumentando gradativamente (formando floco), conforme se dirige ao fundo do tanque. Esse comportamento é bastante diferente da sedimentação discreta, na qual a velocidade é constante. A figura 19 ilustra o comportamento da partícula na sedimentação floculenta.

FIGURA 19 – FUNCIONAMENTO DA SEDIMENTAÇÃO FLOCULENTA



Fonte: adaptado de VON SPERLING (1996^b)

2.9.4. Balanço de massa considerando sedimentação

O Balanço de massa pode ser escrito como segue (CHAPRA, 1997):

Acumulação = Entrada – Saída + Produção – Consumo – Sedimentação

ou em termos matemáticos:

$$\Delta V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = W(t) - Q \cdot C - K \cdot V \cdot C - v_{sed} \cdot C \cdot A_{sed} \quad (74)$$

onde:

$\Delta V \cdot \frac{\partial C}{\partial t}$ = massa por tempo num dado volume (acumulação);

$W(t)$ = cargas entrando (MT^{-1});

QC = cargas saindo (MT^{-1});

$K \cdot V \cdot C = R$ = reação de consumo (1^a ordem);

V_{sed} = velocidade de sedimentação (LT^{-1});

A_{sed} = área de sedimentação (L^2);

C = concentração da substância (ML^{-3}).

No caso para estado estacionário (steady-state), temos duas condições fundamentais que simplificam a equação original (CHAPRA, 1997):

- $\Delta V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = 0$
- $W(t) = W = cte$

Dessa forma podemos escrever:

$$C = \frac{W}{Q + K.V + v_{sed} \cdot A_{sed}} = \frac{W}{a} \quad (75)$$

onde:

$$a = Q + K.V + v_{sed} \cdot A_{sed} \quad (76)$$

a = fator de assimilação (parâmetro que considera reação e sedimentação).

CHAPRA (1997) considera um equacionamento para o estado transiente (aspecto temporal):

$$\Delta V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} \neq 0 \quad (77)$$

Dividindo todos os termos do balanço original por V , tem-se:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{W}{V} - \frac{Q \cdot C}{V} - K \cdot C - \frac{v_{sed} \cdot C}{H} \quad (78)$$

onde:

H = altura do canal/reator

$$\frac{dC}{dt} + \lambda \cdot C = \frac{W}{V} \rightarrow \lambda = \frac{Q}{V} + K + \frac{v_{sed}}{H} \quad (79)$$

Para o caso particular, onde W (cargas externas) cessam, tem-se:

$$\frac{dC}{dt} + \lambda \cdot C = 0 \quad (80)$$

E, dessa forma, chegamos a seguinte equação:

$$C = C_o \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad (81)$$

2.10. TANQUE SÉPTICO

2.10.1. Definição

Conforme mencionado na introdução deste trabalho, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) define o tanque séptico como sendo uma “unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão” (ABNT – NBR 7229/2003).

2.10.2. Histórico

Segundo ANDRADE NETO (1997), o tanque séptico ou decanto-digestor foi inventado em 1872, na França, por Jean Louis Mouras. Este idealizou um tanque

para reter a matéria sólida dos esgotos da cozinha de sua residência, antes de lançá-lo ao sumidouro. Após doze anos de funcionamento, Mouras percebeu que o volume de sólidos acumulados era muito menor do que ele havia imaginado. Mouras patenteou seu invento em 1881, nomeando-o de “Eliminador Automático de Excrementos”. A denominação “Tanque Séptico” surgiu quando o Engenheiro Donald Cameron o patenteou em 1896, na Grã Bretanha.

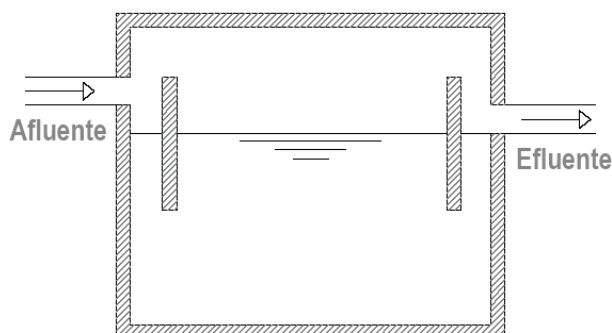
A partir da década de trinta os tanques sépticos começaram a ser difundidos no Brasil (JORDÃO e PESSÔA, 1995) e trinta anos depois, exatamente no ano de 1963, foi confeccionada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT uma norma para o projeto dos mesmos, a NB41/63. A norma mais recente data de 1993 e recebe a seguinte denominação: “NBR 7229 - Projeto, construção e operação de tanques sépticos”. Em setembro de 1997, a ABNT publicou sua complementação, a NBR-13969, com o título “Tanques Sépticos – Unidade de Tratamento Complementar e Disposição Final de Efluentes Líquidos – Projeto e Construção”.

2.10.3. Tipos

A NBR 7229 - Projeto, construção e operação de tanques sépticos – prevê opção de uso do tanque sépticos em seções prismáticas (retangulares) e circulares. Também prevê a opção de operação em câmara única ou múltipla.

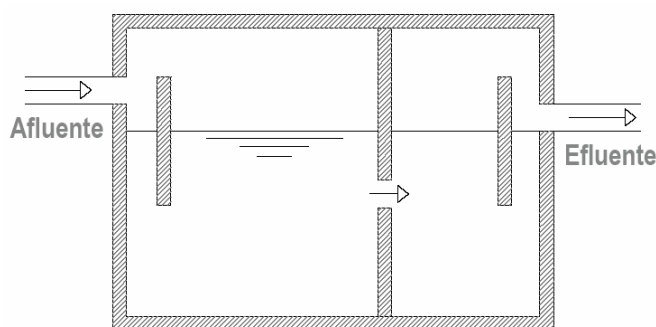
CHERNICHARO (1997) define três tipos de tanques sépticos: câmara única, câmaras em série e câmaras sobrepostas.

FIGURA 20 – TANQUE SÉPTICO DE CÂMARA ÚNICA



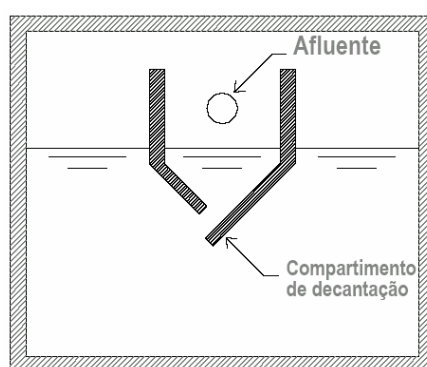
Fonte: adaptado de CHERNICHARO (1997)

FIGURA 21 – TANQUE SÉPTICO DE CÂMARAS EM SÉRIE



Fonte: adaptado de CHERNICHARO (1997)

FIGURA 22 – TANQUE SÉPTICO DE CÂMARAS SOBREPOSTAS



Fonte: adaptado de CHERNICHARO (1997)

Segundo CHERNICHARO (1997) o tanque sobreposto, no tanque séptico com câmaras sobrepostas, tem a função de favorecer a decantação dos sólidos sem a interferência dos gases gerados na digestão anaeróbia.

Para ANDRADE NETO et al. (2000) um tanque de duas câmaras (em série), possibilita que o primeiro compartimento funcione melhor como um reator biológico, acumulando maior quantidade de lodo decantado. Já na segunda câmara, devido a uma maior tranqüilidade do fluxo, ocorre a sedimentação dos sólidos mais eficientemente. Portanto, em tanques com duas câmaras em série, a primeira se encarrega da digestão e a segunda da decantação dos sólidos. OLIVEIRA¹ (1983 apud PILOTTO, 2004) ainda ressalta que a segunda câmara pode contribuir para a remoção de coliformes fecais e sólidos em suspensão.

¹OLIVEIRA, R. Contribuições ao estudo de tanques sépticos. Campina Grande, 1983. 237 folhas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba.

2.10.4. Funcionamento

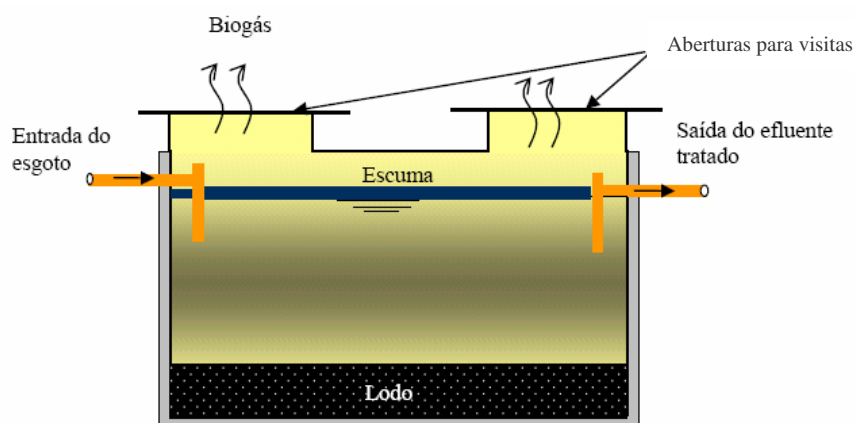
O tanque séptico, também conhecido como decanto-digestor, é um dispositivo de tratamento de esgotos, utilizado por comunidades que geram vazões relativamente pequenas e em áreas urbanas desprovidas de rede coletora pública de esgoto sanitário. Essa solução possibilita dar aos esgotos um grau de tratamento compatível com sua simplicidade e custo.

JORDÃO e PESSÔA (1995) afirmam que os tanques sépticos são sistemas para tratamento à nível primário e que são compartimentos hermeticamente fechados onde os esgotos são retidos por um período previamente determinado.

Os tanques sépticos são reatores biológicos anaeróbios, onde ocorrem reações bioquímicas com a ação de microorganismos, os quais participam ativamente no decréscimo da matéria orgânica. Nesses tanques, o esgoto é tratado na ausência de oxigênio livre (ambiente anaeróbio), ocorrendo a formação de uma biomassa anaeróbia (lodo anaeróbio) e formação do biogás, que é composto principalmente de metano e gás carbônico.

O tanque séptico funciona como um decantador e um digestor em uma mesma unidade (ANDRADE NETO et al. 2000).

FIGURA 23 – SEÇÃO DE UM TANQUE SÉPTICO DE CÂMARA ÚNICA



Fonte: ÁVILA (2005).

Os tanques sépticos realizam diversas funções concomitantemente. Entre elas, cabe citar:

- a) Decantação - separação de fases (sólida, líquida e gasosa). Segundo ANDRADE NETO et al. (2000), a decantação é tanto maior quanto maior o tempo de detenção médio dos esgotos no reator e menor a turbulência;

- b) Sedimentação – deposição de sólidos de densidade maior que a água pela ação da gravidade;
- c) Flotação dos sólidos - pequenas bolhas de gases, produzidas na digestão anaeróbia, aceleram a ascensão de partículas menos densas, formando a espuma. Segundo ANDRADE NETO et al. (2000), a camada de espuma formada pode ter espessura de 20 a 25 cm e é constituída por gorduras e produtos orgânicos biodegradáveis, preponderantemente;
- d) Desagregação e digestão do material sedimentado (lodo) e do material flutuante (espuma) – a maior atividade biológica ocorre no lodo sedimentado;
- e) Tratamento anaeróbio da fase líquida em escoamento, devido à mistura natural do lodo com os esgotos e ao tempo de detenção hidráulica maior que nos decantadores usuais. A ação biológica na fase líquida pode ser significativa, principalmente em climas quentes.

As várias fases da digestão anaeróbia, as correntes de convecção térmica e os gases ascendentes fazem com que o lodo sedimentado e a espuma mudem de densidade. Estes fatos, associados à turbulência de fluxo, fazem com que parte dos sólidos sedimentados e do lodo ativo misturem-se com a fase líquida, aumentando a eficiência do reator na remoção de matéria orgânica dissolvida.

O tratamento do esgoto pelo tanque séptico não apresenta alta eficiência, mas produz efluente de qualidade razoável, que pode ser encaminhado a um pós-tratamento complementar, de preferência aquele que remove matéria orgânica dissolvida. Na tabela 16 são apresentadas as eficiências de remoção de alguns parâmetros com o uso dos tanques sépticos.

TABELA 16 – EFICIÊNCIA DOS TANQUES SÉPTICOS

Parâmetro	Eficiência de remoção no TS
DQO	40 a 70%
DBO	40 a 70%
Sólidos suspensos totais (SST)	50 a 80%

Fonte: adaptado de JORDÃO e PESSÓA (1995) e ANDRADE NETO et al. (2000)

A eficiência de um tanque séptico depende de vários fatores, como carga orgânica volumétrica, carga hidráulica, geometria, arranjo das câmaras, temperatura e condições de operação.

Segundo JORDÃO e PESSÔA (1995), as fossas sépticas de câmara única ou de câmaras sobrepostas têm eficiência na remoção de DBO na faixa de 30 a 50%. Já as de câmaras em série têm eficiência na faixa de 35 a 65%. A eficiência na remoção de sólidos suspensos fica em torno de 60%.

2.10.5. Inoculação e Aclimação

Os tanques sépticos são sistemas anaeróbios convencionais (ou de baixa taxa), onde predominam mecanismos físicos (decantação) para remoção de matéria orgânica (particulada). Segundo CHERNICHARO (1997) esses mecanismos físicos atuam independentemente da inoculação do sistema e os benefícios advindos de uma eventual inoculação são mínimos influenciando apenas na pequena parcela removível de matéria orgânica dissolvida via degradação biológica.

CHERNICHARO (1997) salienta que o risco de instabilidade hidráulica durante a partida de um tanque séptico é praticamente nulo.

O início de operação de um tanque séptico pode se dar com aplicação total das vazões e cargas de projeto. Durante o início de operação, o tanque basicamente funcionará como decantador e após algum tempo começam a ocorrer os processos de digestão anaeróbia (com digestão no sedimento e no meio disperso – matéria orgânica solúvel). Entretanto, a estabilização decorrente da digestão anaeróbia é ínfima, visto que o tanque não favorece um bom contato entre biomassa e substrato e os tempos de detenção são pequenos para a ocorrência de um processo anaeróbico completo. LOUSTARINEM & RINTALA (2005) conseguiram boas eficiências de remoção de substrato em seu experimento (reator anaeróbio de baixa taxa), porém utilizaram tempos de detenção próximos a 5 dias.

A aclimação de tanques sépticos tratando esgoto sanitário é rápida e com baixa probabilidade de ocorrer qualquer instabilidade (CHERNICHARO 1997). Já em outros casos, como reatores diferentes e especialmente esgotos diferentes a aclimação pode ser bem mais complicada. PAWLOWSKY et al (1985) e PATZA et al (1981) em alguns estudos realizados com efluentes industriais, depararam-se com sistemas bastante complexos para aclimação inicial. Em despejos industriais qualquer sobrecarga orgânica ou hidráulica é capaz de afetar toda a colônia de bactérias alterando a capacidade do reator no tratamento de águas residuárias.

2.10.6. Dimensionamento

2.10.6.1. Segundo a NBR 7229/1993

A NBR – 7229/1993 é o modelo de dimensionamento para tanques sépticos mais adotado e difundido no Brasil. Trata-se de uma revisão da NBR 7229/82.

As tabelas 17,18,19 e 20 apresentam faixas de valores recomendados pela ABNT (NBR 7229/93) para o dimensionamentos de unidades de tanques sépticos.

TABELA 17 – CONTRIBUIÇÃO DIÁRIA DE ESGOTO (C_{ontr}) E DE LODO FRESCO (L_f) POR TIPO DE PRÉDIO E DE OCUPANTE

Prédio	Unidade	Contribuição, de esgotos (C_{ontr}) e lodo fresco (L_f) (litro/pessoa . dia)	
Ocupantes Permanentes:			
- Residência			
Padrão alto	pessoa	160	1
Padrão médio	pessoa	130	1
Padrão baixo	pessoa	100	1
- Hotel	pessoa	100	1
- Alojamento provisório	pessoa	80	1
Ocupantes temporários			
Fábrica em geral	pessoa	70	0,30
Escritório	pessoa	50	0,20
Edifícios públicos ou comerciais	pessoa	50	0,20
Escolas e locais de longa permanência	pessoa	50	0,20
Bares	pessoa	6	0,10
Restaurantes e similares	refeição	25	0,10
Cinemas, teatros e locais de curta permanência	lugar	2	0,02
Sanitários públicos	bacia sanitária	480	4,0

Fonte: ABNT (NBR 7229/1993)

TABELA 18 – PERÍODO DE DETENÇÃO DOS DESPEJOS, POR FAIXA DE CONTRIBUIÇÃO DIÁRIA

Contribuição diária (L)	Tempo de detenção	
	Dias	Horas
Até 1500	1,00	24
1501 – 3000	0,92	22
3001 – 4500	0,83	20
4501 – 6000	0,75	18
6001 – 7500	0,67	16
7501 – 9000	0,58	14
Mais que 9000	0,50	12

Fonte: ABNT (NBR 7229/1993)

TABELA 19 – TAXA DE ACUMULAÇÃO TOTAL DE LODO (K_{NBR}), EM DIAS, POR INTERVALO ENTRE LIMPEZAS E TEMPERATURA DO MÊS MAIS FRIO.

Intervalo entre limpezas (anos)	Valores de K_{NBR} por faixa de temperatura ambiente (t), em °C		
	$t \leq 10$	$10 \leq t \leq 20$	$t > 20$
1	94	65	57
2	134	105	97
3	174	145	137
4	214	185	177
5	254	225	217

Fonte: ABNT (NBR 7229/1993)

Quanto à geometria dos tanques sépticos, a NBR 7229/93 faz as seguintes recomendações:

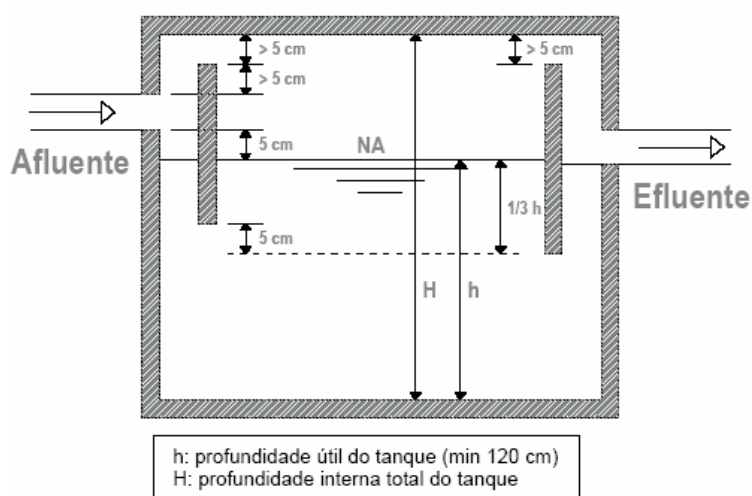
- diâmetro interno mínimo de 1,10 m;
- largura interna mínima de 0,80m;
- relação comprimento/largura de no mínimo 2:1, e no máximo 4:1;
- valores limites de profundidade (conforme apresentado na tabela 20 abaixo);
- medidas internas mínimas (resumidas na figura 24 abaixo).

TABELA 20 – PROFUNDIDADE ÚTIL (MÍNIMA E MÁXIMA) POR FAIXA DE VOLUME ÚTIL

Volume útil (m^3)	Profundidade útil mínima (m)	Profundidade útil máxima (m)
Até 6,0	1,20	2,20
6,0 – 10,0	1,50	2,50
Mais que 10,0	1,80	2,80

Fonte: ABNT (NBR 7229/1993)

FIGURA 24 – DIMENSÕES INTERNAS MÍNIMAS – TANQUE SÉPTICO NBR 7229



Fonte: adaptado de ABNT (NBR 7229/1993) e PILOTTO (2004)

A versão revisada da norma, a NBR-7229/93, não considera, como na versão anterior, a composição de duas frações para obtenção do volume do lodo. Ela calcula esse volume numa parcela única. A fórmula apresentada na norma para o dimensionamento do tanque séptico acrescenta 1000 litros ao volume calculado, conforme abaixo:

$$V=1000 +N. (C_{\text{ontr}} \cdot \text{TDH} + K_{\text{NBR}} \cdot \text{Lf}) \quad (82)$$

Onde:

V= volume útil do tanque séptico (litros);

N= número de pessoas ou unidades de contribuição;

C_{ontr} = contribuição de despejos (conforme tabela 17);

K_{NBR} = taxa de acumulação de lodo digerido (conforme tabela 19);

TDH= tempo de detenção em dias (tabela 18);

Lf=contribuição de lodo fresco (tabela 17).

2.10.6.2. Segundo literaturas clássicas

Considerando diversos autores, como ANDRADE NETO et al (2000), JORDÃO e PESSÔA (1995), AISSE (2000) e CAMPOS (1999), podemos observar que o critério de dimensionamento de tanques sépticos adotados é o mesmo que o desenvolvido pela ABNT na antiga norma sobre fossas sépticas denominada NBR 7229/82, que foi substituída pela NBR 7229/93.

A formulação, na seqüência detalhada, mostra que o volume útil calculado difere do volume proposto pela NBR 7229/93, apenas pelo valor mínimo de 1000 litros. Segundo ANDRADE NETO et al. (2000) este valor foi introduzido na fórmula após a realização de pesquisa em normas estrangeiras que indicaram que quanto menor a vazão, maior deve ser o volume relativo do tanque.

A fórmula proposta nas diversas literaturas clássicas, para o volume útil do tanque séptico, é:

$$\begin{array}{l} V_{TOTAL} = V_{DECANT.} + V_{LODO} \\ V_T = V_D + V_L \end{array} \quad (83)$$

O dimensionamento do tanque séptico considera o volume total do tanque igual à soma do volume destinado à decantação (V_D) e volume destinado à acumulação do lodo (V_L). Assim o volume do tanque é separado pela fase líquida e fase sólida.

O cálculo do volume destinado à decantação que caracteriza a fase líquida dentro do tanque é feito conforme segue:

$$V_D = Q_a \cdot t_D \quad (84)$$

Onde:

V_D = volume para decantação (m³)

Q_a = vazão afluyente ao tanque (m³/dia)

t_D = tempo de detenção na zona de decantação (dia)

A vazão afluyente é estimada conforme a NBR 7229 (vide tabela 17). O tempo de detenção é também obtido pela mesma NBR (vide tabela 18).

O volume para acumulação do lodo (V_L) é obtido pela soma de duas parcelas: uma destinada à digestão do lodo propriamente dito e outra para o armazenamento do lodo já digerido. Tem-se:

$$V_L = V_{digestão} + V_{armazenamento}$$

$$V_L = \underbrace{\left(N \cdot L_f \cdot R_{digestão} \cdot T_{digestão} \right)}_{\text{parcela.Digestão}} + \underbrace{\left(N \cdot L_f \cdot R_{armaz} \cdot T_{armaz} \right)}_{\text{parcela.Armazenamento}} \quad (85)$$

onde: N = número de contribuintes

L_f = contribuição de lodo fresco (litro/pessoa.dia)

$R_{digestão}$ = coeficiente de redução do volume de lodo por adensamento e destruição de sólidos na zona de digestão;

$T_{digestão}$ = tempo para digestão do lodo (dia);

$R_{armazenamento}$ = coeficiente de redução do volume de lodo devido à digestão;

$T_{armazenamento}$ = tempo de armazenamento do lodo digerido (dia).

$R_{digestão}$ é recomendado como 0,50 (NBR 7229/1982), mas esse valor pode variar em função da temperatura média de cada local. No calculo do V_{arm} o coeficiente de redução do volume, R_{arm} , pode ser de 0,25 (NBR 7229/1982).

Para $T_{digestão}$ os valores variam conforme a temperatura do local. No Brasil os $T_{digestão}$ são normalmente de 50 dias (CAMPOS, 1999), podendo variar de 25 a 60 dias.

$$V_L = V_{digestão} + V_{armazenamento}$$

$$V_L = N \cdot L_f \cdot \underbrace{\left(R_{digestão} \cdot T_{digestão} + R_{armaz} \cdot T_{armaz} \right)}_{K(NBR.7229)} = N \cdot L_f \cdot K \quad (86)$$

O volume total é:

$$V_{TOTAL} = V_{DECANT.} + V_{LODO}$$

$$V_T = \underbrace{(Q.T)}_{N.C.T} + (N.L_f.K) \quad \text{Formulação Clássica (diversos autores e NBR7229/82)} \quad (87)$$

$$V = N.(CT + K.L_f)$$

Esta fórmula só difere daquela proposta na NBR 7229/93, pelo valor mínimo de 1000 litros. A NBR 7229/82 previa um volume mínimo de 1250 litros.

$$V=1000 +N. (C_{ontr. TDH} + K_{NBR} . L_f) \rightarrow \text{Formulação NBR 7229/93} \quad (88)$$

2.10.6.3. Segundo Pilotto (2004)

PILOTTO (2004) propôs nova formulação matemática de dimensionamento, baseada nos regimes hidráulicos considerados.

Para ela o regime fluxo disperso é o que melhor representa o comportamento hidráulico dos tanques sépticos. Na tabela 21 aparecem três modelos propostos. O modelo I é para tanque séptico de câmara única baseado em dados de DQO total. Já os modelos II e III são para tanques em série baseado em dados de DQO solúvel e DQO total, respectivamente. Os parâmetros tempo de detenção, constante cinética química e número de dispersão encontram-se a seguir relacionados.

TABELA 21 – MODELOS PROPOSTOS POR PILOTTO (2004)

	Características de aplicabilidade				
	Configuração	Natureza do Parâmetro	Tempo de detenção (dias)	K (dia ⁻¹)	d
MODELO I	Tanque único	DQOt → DQOt	0,392	2,2	0,31
MODELO II	Tanque em série	DQOs → DQOs	0,588	2,2	0,073
MODELO III	Tanque em série	DQOt → DQOt	0,588 – 0,952	1,53	0,23

Fonte: PILOTTO (2004)

Equação do regime hidráulico para o tanque séptico, segundo PILOTTO:

$$C = C_o \cdot \frac{4.a.e^{\frac{1}{2}.d}}{(1+a)^2 e^{\frac{a}{2}.d} - (1-a)^2 e^{-\frac{a}{2}.d}} \quad (\text{Regime fluxo disperso}) \quad (89)$$

$$a = \sqrt{1 + 4.K.t_d.d}$$

onde:

d = número de dispersão (tabela 21 – igual a 0,31 para câmara única);

t_d = tempo de detenção hidráulica (d) = V/Q;

K = constante de remoção de substrato (d⁻¹) – 2,2 d⁻¹ para câmara única;

C = concentração efluente de substrato (g/m³);

Co = concentração afluyente de substrato (g/m^3).

A equação é a mesma já descrita no item 2.8.4 como número 66.

TABELA 22 – VOLUME DE TANQUE OBTIDO POR PILOTTO COMPARADO COM OUTROS MODELOS (NBR/ ANDRADE NETO/ EUA/ UK/ AUSTRÁLIA)

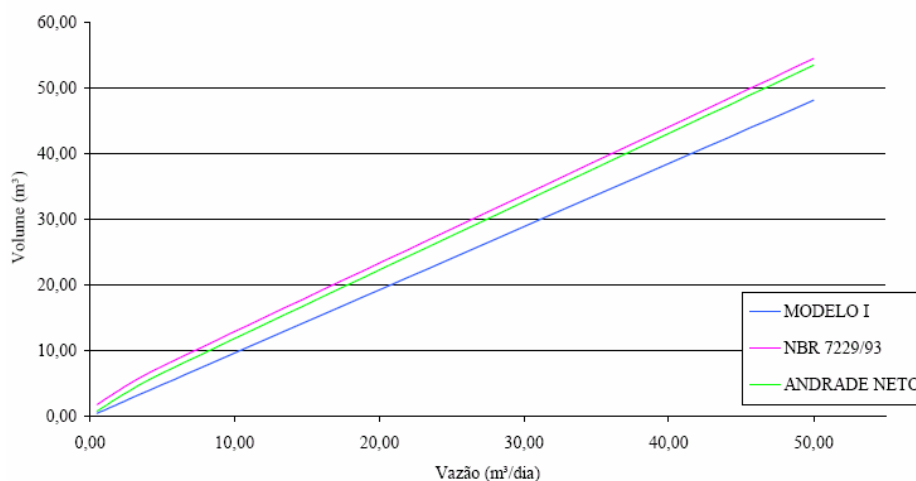
N	Q (m ³ /dia)	Td (dias)	V ₁ , m ³ (líquido)	V ₂ , m ³ (lodo)	V _T , m ³ (modelo I total)	E (%) do FD	V, m ³ (NBR 7229/93)	Td (dias) NBR 7229/93	V, m ³ (ANDRADE NETO et al.)	V, m ³ (ICC - EUA)	V, m ³ (WRC - UK)	V, m ³ (WCS - AU)
5	0,5	0,392	0,20	0,285	0,481	52,3	1,79	1,00	0,79	3,31	2,90	3,0
50	5,0	0,392	1,96	2,85	4,81	52,3	7,60	0,75	6,60	-	11,00	25,0
500	50,0	0,392	19,60	28,5	48,10	52,3	54,50	0,50	53,50	-	92,00	250,0

Obs.: N – número de contribuintes

Fonte: PILOTTO (2004)

PILOTTO (2004) propôs um modelo que calcula volumes úteis de tanques sépticos substancialmente menores que qualquer outro modelo para uma mesma eficiência de remoção de substrato. Isso é pouco conservador e requer mais experimentação, antes de sua adoção para casos reais.

FIGURA 25 – VOLUME DE TANQUE *VERSUS* VAZÃO AFLUENTE PARA O MODELO I DE DIMENSIONAMENTO DE PILOTTO, PELA NBR 7229/93 E POR ANDRADE NETO (FÓRMULA CLÁSSICA).



Fonte: PILOTTO (2004)

A figura 25 ilustra como o modelo da pesquisadora é menos conservador que os demais, pois sempre resultam volumes menores de reator para mesma vazão comparativamente a outros autores.

2.10.6.4. Outras formulações propostas

Existem ainda diversas formulações para cálculo de volume útil de tanques sépticos.

A EPA publicou em 2002 um manual “Onsite Wastewater Treatment Systems Manual”, no qual propõe o dimensionamento de tanques sépticos a partir de uma tabela. A tabela elaborada originalmente pela *International Code Council* (ICC-1995) determina o volume do tanque diretamente pelo número de dormitórios da residência. Válido para casos de uma ou duas moradias utilizando o mesmo tanque.

TABELA 23 – FORMULAÇÃO EPA – EUA (2002)

Número de dormitórios	Volume do Tanque Séptico	
	galões	m ³
1	750	2,84
2	750	2,84
3	1.000	3,79
4	1.200	4,54
5	1.425	5,39
6	1.650	6,25
7	1.875	7,10
8	2.100	7,95

Fonte: adaptado de Onsite Wastewater Treatment Systems Manual (U.S.EPA - 2002).

O All Septic System Information Website também propôs uma tabela que permite obter o volume do tanque diretamente através da vazão média afluyente.

TABELA 24 – FORMULAÇÃO DO ALL SEPTIC SYSTEM INFORMATION

Vazão média de esgoto		Volume do Tanque Séptico	
galões/dia	m ³ /dia	galões	m ³
0 – 500	0 – 1,89	900	3,41
601 – 700	2,28 – 2,65	1200	4,54
801 – 900	3,03 – 3,41	1500	5,68
1001 – 1240	3,79 – 4,69	1900	7,19
2001 – 2500	7,57 – 9,46	3200	12,11
4501 – 5000	17,04 – 18,93	5800	21,95

Fonte: adaptado de www.inspect-ny.com/septic/tanksize.htm (2005)

Existe também um critério da norma australiana (1995) que prevê a seguinte equação:

$$V = N.(Q_{\text{pessoas}} \cdot T_{\text{det enção}} + C_{\text{lodo}} \cdot T_{\text{lodo}}) \quad (90)$$

- vazão diária mínima de 150 litros/pessoa . dia;
- tempo de detenção mínimo de 24 horas;
- taxa de acumulação de lodo de 80 litros/pessoas . ano;
- freqüência de retirada do lodo de 4 anos.

O que implica na seguinte conclusão: cada pessoa utilizando a fossa contribui com 470 litros de volume para o tanque séptico. Matematicamente tem-se:

$$V = N(470) \quad (91)$$

onde:

V= volume do tanque séptico, em litros;

N= número de contribuintes.

A norma inglesa (MANN¹ apud PILOTTO, 2004) propõe o dimensionamento usando a seguinte equação (válida para até 300 pessoas):

$$V = 180.N + 2000 \quad (92)$$

onde:

V= volume do tanque séptico, em litros.

N= número de contribuintes

2.10.7. Procedimentos para implantação e construção de tanques sépticos

Os tanques sépticos são sistemas de tratamento primário de esgotamento sanitário. Eles recebem esgotos basicamente em estado bruto e os tratam com uma eficiência não muito elevada.

Devido ao conteúdo do tanque colocar em risco a saúde humana este deve atender a diversos parâmetros construtivos para ser operado com a segurança adequada à população. Apesar de não ser o enfoque dessa dissertação, a seguir são apontados alguns dos principais parâmetros construtivos.

¹MANN, H. T. Technical Report 107. Septic Tank and Small Sewage – Treatment Plants. Water Research Centre. [s.l.]:[s.n.], 1979

2.10.7.1. Localização e distâncias mínimas

A localização dos tanques sépticos deverá ser de forma a atender as seguintes condições (CPRH, 2004 e NBR 7229/2003):

- a) Possibilidade de fácil ligação do coletor predial de esgoto à futura rede coletora a ser implantada na via pública.
- b) Facilidade de acesso, tendo em vista a necessidade de remoção do lodo digerido.
- c) Não comprometimento dos terrenos vizinhos, exigindo-se que os sistemas de disposição dos efluentes no terreno, quaisquer que sejam os tipos admitidos, guardem uma distância mínima de um metro da divisa do lote.
- d) Não comprometimento da estabilidade dos prédios e das condições mínimas de higiene, exigindo-se que o sistema de disposição do efluente do tanque séptico seja construído em terreno a céu aberto, guardando distância mínima de 1,5 metros de qualquer obstáculo como fundações, paredes das garagens do subsolo, depósitos subterrâneos, etc.

Os tanques sépticos devem observar as seguintes distâncias horizontais mínimas para sua instalação, sendo considerada a distância mínima a partir da face externa mais próxima aos elementos considerados:

- a) 1,5 m de construções, limites de terreno, sumidouros, valas de infiltração e ramal predial de água.
- b) 3,0 m de árvores e de qualquer ponto de rede pública de abastecimento de água.
- c) 15,0 m de poços freáticos.
- d) 5,0 m para reservatórios de água enterrados e piscinas.
- e) Distância mínima de 30,0 m para qualquer corpo de água, conforme Lei Federal nº. 4771/65 (Código Florestal).

2.10.7.2. Materiais

Os tanques sépticos devem ser construídos em concreto, alvenaria ou outro material que atenda às condições de segurança, durabilidade, estanqueidade e resistência a agressões químicas dos despejos, observadas as normas de cálculo (NBR 7229/93).

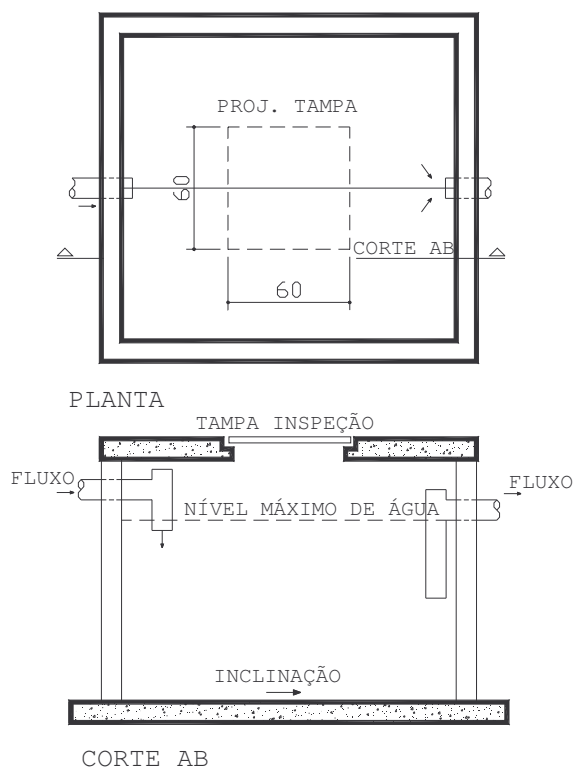
2.10.7.3. Procedimentos

A NBR 7229/93 e diversos manuais técnicos (CPRH, 2004) sugerem ainda particularidades construtivas. Para o presente trabalho considerou-se importante destacar:

- a) Realizar testes de estanqueidade (pré-operação);
- b) Remoção de lodo e escuma nos períodos estabelecidos de projeto;
- c) Previsão de aberturas de inspeção (mínimo com a menor dimensão de 60cm);
- d) Aguardar 5 minutos (mínimo) com a tampa de inspeção aberta antes de realizar qualquer operação no interior do tanque, visando à remoção de gases tóxicos e explosivos;
- e) Prever sistemas de disposição de lodo e escuma.

A figura 26 apresenta um projeto de tanque séptico típico que atende às exigências construtivas.

FIGURA 26 – ESQUEMA DE PROJETO EXECUTIVO DE UM TANQUE SÉPTICO



Fonte: o autor

2.10.8. Experiências nacionais e internacionais com tanques sépticos

Neste item da revisão bibliográfica mencionar-se-ão alguns exemplos de tratamentos complementares que alguns autores propõe em adição ao tanque séptico. As experiências a seguir relacionadas permitem alguma avaliação desses elementos pós-tanque séptico, porém um maior detalhamento deverá ser buscado em bibliografias específicas.

2.10.8.1. ÁVILA (2005)

ÁVILA (2005) realizou experimento para estudar eficiências de tratamento de esgoto com três sistemas compostos com um tanque séptico de câmara única seguido de um filtro anaeróbio. Os tanques sépticos foram construídos em concreto armado e mediam 2,0m de comprimento, 0,90m de largura e 2,33m de altura (sendo 2,11m de altura útil). Nos filtros na seqüência de cada tanque variaram-se os meios suportes, sendo os meios filtrantes o principal objetivo de estudo do experimento de ÁVILA.

Uma consistente base de dados foi retirada das análises realizadas no experimento. As unidades foram operadas com o tempo de detenção de 0,92 dias (ou 22 horas). O dimensionamento seguiu o estabelecido na NBR 7229/1993.

A autora não aprofundou sua análise nos tanques sépticos, visto que o enfoque do trabalho eram os filtros anaeróbios, sobre os quais ela obteve várias e importantes conclusões com referência ao uso de diferentes tipos de filtros. Entretanto, ela também deixou grande contribuição com o desenvolvimento experimental documentado do sistema precedente ao filtro, os tanques sépticos. As tabelas 25 e 26, a seguir, apresentam a síntese dos resultados obtidos por ÁVILA (2005) para os tanques sépticos.

TABELA 25 – RESULTADO DE REMOÇÃO MÉDIA DE DQO – ÁVILA (2005)

	Esgoto Afluente	Tanque Séptico 1	Taque Séptico 2	Tanque Séptico 3
Média de Concentração de DQO (mg/l)	323	141	142	162
Desvio Padrão (mg/l)	110	68	53	75
Média das Eficiências (%)	-	55,1	50,2	46,5
Desvio Padrão (%)	-	15,4	14,9	18,7

Fonte: ÁVILA (2005)

TABELA 26 – RESULTADO DE REMOÇÃO DE DBO – ÁVILA (2005)

Data	Concentração de DBO Esgoto Bruto Afluente	Concentr. de DBO Fossa 1	Eficiência %	Concentr. de DBO Fossa 2	Eficiência %	Concentr. de DBO Fossa 3	Eficiência %
16/08	107	64	40,3%	56	47,7%	76	28,9%
13/09	90	49	45,6%	51	42,7%	39	56,9%
18/10	101	29	70,9%	30	70,8%	37	63,9%
08/11	69	-	-	35	50,1%	50	28,7%
22/11	139	71	48,6%	71	49,0%	65	53,5%
06/12	137	34	75,3%	31	77,8%	23	83,2%
13/12	111	51	54,2%	33	69,9%	44	60,6%
Média	108	50	55,8%	44	58,3%	51	48,7%
Desvio Padrão	25	16	14,2%	16	14,0%	16	15,9%

Fonte: ÁVILA (2005)

2.10.8.2.PANG et al (2003)

Na Nova Zelândia a legislação ambiental prevê distâncias mínimas de sistemas de tanques sépticos em relação a águas que servirão de abastecimento público (20 a 30m de águas superficiais e 30 a 50m de águas subterrâneas). Naquele país o uso de tanques sépticos seguidos de disposição final em solo é comum, onde se aproveitam solos contaminados com larvas vulcânicas (comuns na Nova Zelândia) para essa disposição. Nesse contexto PANG et al (2003) estudaram o transporte de patógenos nos solos para avaliar distâncias mínimas seguras para instalar tanques sépticos sem contaminar mananciais.

O efluente do tanque séptico contém freqüentemente muitos patógenos (vírus, bactérias e protozoários). Vírus e protozoários são geralmente mais infecciosos do que as bactérias de acordo com Keswick¹ (1984 – apud PANG et al 2003) e Rosa e Gerba² (1991 – apud PANG et al 2003). Dos protozoários espera-se ter concentrações mais baixas com tamanho das partículas geralmente maiores do que as bactérias e os vírus. Os protozoários foram excluídos do estudo de PANG et al.

¹Keswick BH. Sources of groundwater pollution. In: Bitton G, Gerba CP, editors. Groundwater pollution microbiology. New York: Wiley; 1984.p. 39–64.

²Rose JB, Gerba CP. Use of risk assessment for development of microbial standards. Water Science Technology 1991;24(2):29– 34.

Os autores estudaram as distâncias entre sistemas de tanques sépticos e os mananciais, a partir de simulações num modelo para um cenário do pior caso possível, usando a condutividade e o gradiente hidráulico mais elevados medidos no campo, e avaliando taxas da remoção dos indicadores microbiológicos (escherichia coli e F-RNA - tipo de vírus). PANG concluiu no seu modelo que no primeiro metro a remoção é de quatro vezes para a escherichia coli (numa escala logarítmica) e de três vezes para a F-RNA (também em escala log). Isto comprova que as distâncias estabelecidas legalmente na Nova Zelândia estão bem acima do necessário, ao menos para os indicadores estudados.

2.10.8.3. VALENTIM et al (2003)

VALENTIM et al (2003) operaram experimento com três tanques sépticos modificados em série. Os autores observaram remoções de DQO em torno de 45% a 68% ao final dos três tanques. Para sólidos sedimentáveis os três tanques apresentaram 100% de eficiência na remoção (maior parte removida no 1º tanque).

No terceiro tanque foram observadas remoções de nutrientes em teores de diminuição de 5% (após a seqüência de três tanques) na concentração de nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total.

Os tanques foram alimentados com esgoto a uma vazão de 4,3 m³/dia. O primeiro tanque possuía um volume de 1000 litros (tempo de detenção igual a 5,5 horas) e o segundo e terceiro tanque 500 litros (tempo de detenção de 2,75 horas). O tempo de detenção total do sistema era de 11 horas. Os reservatórios (tanques sépticos) eram conectados com tubulação de PVC. Foram coletadas amostras do esgoto afluente, entre os tanques e ao fim do terceiro tanque. O experimento foi operado durante 6 meses.

3. METODOLOGIA

3.1. PRELIMINARES

A definição de um modelo se fez com a comparação da diferença entre previsão (fornecida pelo modelo matemático) pelo real medido (modelo físico em escala de bancada). Fez-se uso de dados experimentais medidos, aplicando-os em regimes hidráulicos e de sedimentação clássicos de literatura.

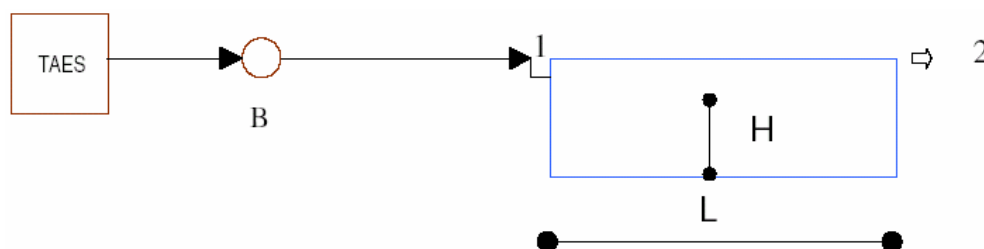
O modelo físico de bancada que se descreverá nos próximos itens refere-se ao experimento desenvolvido e operado por BARBOSA (2006). Ele desenvolveu um sistema de bancada com tanque séptico seguido de biofiltro aerado submerso.

3.2. DESCRIÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL DE BARBOSA (2006)

O aparato experimental foi um modelo em escala de bancada capaz de simular, fisicamente, uma concepção de tanque séptico.

A unidade (figura 27) foi constituída por um tanque séptico com uma única câmara, com comprimento (L) de 80cm, largura da base de 20cm e altura de efluente (H – altura útil) de 17cm, perfazendo um volume total de reator de 27 litros. Foi estudada a capacidade de remoção de matéria orgânica para diferentes valores de tempo de detenção, para posteriormente comparar aos diversos regimes hidráulicos e comportamentos cinéticos químicos.

FIGURA 27 – ESQUEMA DO EXPERIMENTO EM ESCALA DE BANCADA



Legenda:

TAES: Tanque Armazenador de Esgoto Sintético

B: Bomba Controladora de Vazão (Peristáltica)

H: Altura da Câmara

L: Comprimento da Câmara

⇨ : Descarte do Efluente Tratado

1 e 2 : Pontos de Amostragem

Fonte: o autor

O experimento fazia parte de um projeto financiado pela Fundação Nacional de Saneamento (FUNASA). Em sua dissertação, BARBOSA (2006) utilizou parte do experimento em seu estudo denominado “Avaliação do biofiltro aerado submerso como pós-tratamento do efluente do tanque séptico”. Ele avaliou um biofiltro aerado submerso que vinha na seqüência do tanque séptico, sendo um pós-tratamento para o efluente.

Na figura 28 aparecem duas imagens do tanque em pré-operação e já operando.

FIGURA 28 – TANQUE SÉPTICO EM ESCALA DE BANCADA



Em pré-operação



Em operação

Fonte: adaptado de BARBOSA (2006)

O modelo físico foi instalado num pátio interno às dependências do Centro Politécnico da Universidade Federal do Paraná em Curitiba, dentro de um ambiente coberto e fechado lateralmente.

FIGURA 29 – MODELO FÍSICO INSTALADO

Tanque Séptico



Fonte: BARBOSA (2006)

Um recipiente em PVC armazenava o efluente sintético comportando um volume de 160 litros (TAES). Esse recipiente permanecia constantemente fechado. Um misturador lento (em forma de pá e em material inoxidável) foi fixado na tampa e permanecia girando em baixa velocidade para evitar a decantação de produtos no fundo do reservatório. Na figura 29 esse tanque aparece em frente à geladeira. Na figura 30, a seguir, aparece um detalhe do tanque aberto e a pá misturadora.

FIGURA 30 – TANQUE ARMAZENADOR E MISTURADOR LENTO



Fonte: BARBOSA (2006)

O tanque armazenador de efluente sintético (TAES) ficava instalado junto ao piso. Inicialmente pensou-se em colocar o tanque dentro de um ambiente refrigerado, a fim de evitar a decomposição prévia do esgoto. Porém, verificou-se que a refrigeração não trouxe diferença perceptível na conservação das propriedades do esgoto sintético em relação à armazenagem em temperatura ambiente, desde que se efetuando a troca do efluente a cada dois, ou no máximo três, dias.

Em cima da geladeira (que ficou sem função no experimento) ficou a bomba peristáltica (figura 31) recalcando efluente sintético para o tanque séptico. O tanque séptico ficou num nível bastante elevado (apoiado sobre um cavalete com cerca de 1,70m) a fim de possibilitar a alimentação ascendente do biofiltro aerado submerso por gravidade.

FIGURA 31 – BOMBA PERISTÁLTICA



Fonte: BARBOSA (2006)

3.3. ESGOTO SINTÉTICO UTILIZADO NO EXPERIMENTO

O esgoto sintético utilizado no experimento é basicamente o proposto e utilizado por TORRES (PARSEKIAN, 2003), cuja formulação se encontra na tabela 27. A única alteração realizada foi a colocação do cloreto de amônia para aumentar a quantidade de nitrogênio no efluente. O efluente do tanque séptico serviu de afluente para um sistema de pós-tratamento, que conforme já descrito anteriormente, trata-se de um BAS (bio-reator aerado submerso). A quantidade caracterizada de nitrogênio por TORRES em seu efluente sanitário sintético ficou aquém de patamares de valores mensuráveis nas análises de tratamento de nitrogênio para a operação do BAS. Portanto a adição desse composto foi necessária para avaliação completa do sistema.

TABELA 27 – FORMULAÇÃO DO ESGOTO SINTÉTICO

Volume	1 litro		Volume	160 litros	
Óleo Vegetal	0,051	ml	Óleo Vegetal	8,16	ml
Detergente	1	gota	Detergente	160	gotas
Celulose	0,03	g	Celulose	4,80	g
Extrato Carne	0,20	g	Extrato Carne	32,00	g
Amido	0,01	g	Amido	1,60	g
Farinha Trigo	0,20	g	Farinha Trigo	32,00	g
Sacarose	0,0175	g	Sacarose	2,80	g
NH ₄ Cl	0,006375	ml	NH ₄ Cl	1,02	ml
NaCl	0,25	g	NaCl	40,00	g
MgCl ₂ .6H ₂ O	0,007	g	MgCl ₂ .6H ₂ O	1,12	g
CaCl ₂ .2H ₂ O	0,0045	g	CaCl ₂ .2H ₂ O	0,72	g
KH ₂ PO ₄	0,0264	g	KH ₂ PO ₄	4,22	g
NaHCO ₃	0,20	g	NaHCO ₃	32,00	g

Fonte: adaptado de BARBOSA (2006)

O TAES (Tanque Alimentador de Esgoto Sintético) possuía 160 litros. A preparação dos 160 litros de efluente sintético segue o procedimento abaixo:

- a) Em um béquer, coloca-se o óleo e o detergente e agita-se bem para emulsionar a mistura;
- b) Em outro béquer adiciona-se o estrato de carne, amido, farinha de trigo, sacarose e o cloreto de amônia com 1 litro de água. Coloca-se por 15 minutos para aquecer na chapa (a fim de propiciar boa solubilização dos reagentes, propiciando melhor simulação de um esgoto real);
- c) Em outro béquer colocam-se os sais. Agita-se bem para dissolver.
- d) Misturam-se as três soluções acima, mais o bicarbonato e a celulose (triturada em liquidificador) no tanque reservatório de esgoto sintético.

A tabela 28 ilustra um comparativo dos valores médios de caracterização do esgoto sintético obtidos no experimento em relação a outros dois autores (citados na revisão bibliográfica) que também utilizaram o efluente sintético. Aparece também uma coluna com valores de referência para esgoto bruto doméstico real.

TABELA 28 – COMPARATIVO DO ESGOTO SINTÉTICO COM OUTROS AUTORES E COM VALORES DE REFERÊNCIA PARA ESGOTO REAL

Parâmetros	Esgoto sintético experimento BARBOSA (2006)	Esgoto sintético TORRES (1992)	Esgoto sintético CYBIS et. al (2000)	Esgoto bruto doméstico VON SPERLING (1996a)
DQO bruta (mg/l)	500	512	400	450 à 800
DBO (mg/l)	260	-	-	250 à 350
TOC (mg/l)	237	-	-	170 à 350
pH	7,0	7,3	7,5	6,7 à 7,5
Alcalinidade Total (mg/l)	21,1	217,0	-	110 à 170
Acidez Volátil (mg/l)	8,3	46,0	-	-
Sólidos Susp. Totais (mg/l)	174	66	-	200 à 450
Sólidos Dissol. Totais (mg/l)	879	-	-	500 à 900
Sólidos Susp. Voláteis (mg/l)	139	65	-	165 à 350
Sólidos Totais (mg/l)	1058	-	-	700 à 1350
Nitrogênio Amoniacal (mg/l)	11,8	1,0	25,1	20 à 40
Nitrogênio Orgânico (mg/l)	19,9	22,0	16,5	15 à 30
Nitrogênio Total K (mg/l)	31,7	23,0	41,6	35 à 70
Nitrito (mg/l)	0,1	0,01	-	0,00
Nitrato (mg/l)	0,1	3,8	-	0 à 2,0
Nitrogênio (mg/l)	31,8	26,8	42,6	-
Fósforo Total (mg/l)	4,7	5,9	6,4	5 à 25
Turbidez (UNT)	58,5	-	-	-

Obs.: valores médios

Fonte: indicada.

Analisando a tabela 28 observa-se que o esgoto sintético utilizado no experimento teve uma caracterização condizente com o esperado. Obtiveram-se valores próximos ao esgoto de TORRES, que foi a formulação que serviu de base para a obtenção da mistura usada para o experimento. Comparando aos valores de referência de bibliografia (VON SPERLING 1996^a) para esgotos domésticos também nota-se uma coerência. Apenas os parâmetros alcalinidade total, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, nitrogênio amoniacal e fósforo total do efluente sintético de BARBOSA ficaram aquém do ideal comparando ao esgoto real, porém nada que comprometa a validade da pesquisa e da operação do experimento.

3.4. INOCULAÇÃO E ACLIMATAÇÃO

O presente experimento desenvolveu-se num período de 4 meses. Considerando o curto espaço de tempo previsto para a operação, optou-se em realizar a inoculação com lodo.

O lodo utilizado foi coletado na ETE Atuba. Esta ETE, que entrou em funcionamento em 1999, utiliza 16 reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo. Ela tem capacidade de projeto para receber esgoto gerado por 568.000 habitantes, com produção de lodo estimada em 3.750 kg/dia em base seca (ENVITEC/SANEPAR, 2000).

O lodo obtido é, portanto, oriundo de um sistema anaeróbio de tratamento de esgoto sanitário. Isto facilitou bastante a aclimatação, pois o afluente a ser tratado no modelo reduzido é similar (esgoto sintético simulando o esgoto real).

No início de agosto foram realizados os testes de estanqueidade no reator. Após a observação e correção de algumas válvulas que apresentaram problemas, o experimento ficou operando com água mais alguns dias para confirmar-se a estanqueidade do sistema.

Na seqüência, o lodo coletado foi depositado no fundo do tanque séptico (cerca de 20% de seu volume). No mesmo dia (15 de agosto de 2005) o sistema foi colocado em pré-operação com efluente sintético e na menor vazão de projeto (tempo de detenção de 24 horas).

O sistema ficou em pré-operação durante 14 dias, operando até o 5º dia com tempo de detenção de 24 horas. Do 6º ao 9º dia o tempo de detenção foi reduzido para 18 horas e, por fim, do 10º ao 14º dia para 12 horas.

Conforme tabela 29, observou-se estabilização de reação (eficiência de remoção similar – cerca de 34%), a partir do 10º dia de operação. Do 14º dia em diante começaram efetivamente as análises para avaliação do reator.

TABELA 29 – ANÁLISES DE PRÉ-OPERAÇÃO

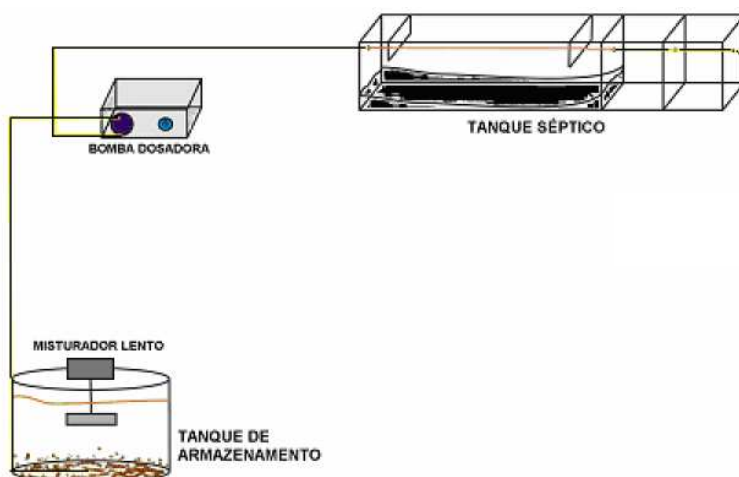
Tempo (dias)	DQO (mg/l)		Eficiência	TDH
	Esgoto afluente	Efluente TS		
1	681	591	13%	24 horas
4	567	378	33%	
6	154	115	25%	18 horas
8	456	77	83%	
10	462	308	33%	12 horas
14	406	261	36%	

Fonte: o autor

3.5. OPERAÇÃO DO EXPERIMENTO

O experimento foi operado conforme a figura 32. Uma bomba peristáltica recalrava esgoto sintético (com vazão controlada) para o tanque séptico que realizava o tratamento do efluente.

FIGURA 32 – OPERAÇÃO DO EXPERIMENTO



Fonte: adaptado de BARBOSA (2006)

A configuração ideal seria operar com o tanque enterrado, uma vez que é dessa forma que o mesmo é instalado nas obras em geral. O material de confecção do tanque foi o acrílico. Como não foi possível realizar o experimento

com o tanque enterrado, o mesmo foi totalmente coberto com um papel alumínio para amenizar variações da temperatura e reduzir a influência da luz.

O esgoto sintético do reservatório era trocado às segundas, quartas e sextas durante o período de operação do experimento. Nas ocasiões de troca, o TAES era esgotado, lavado com água corrente, enxaguado, para somente então ser recolocado novo efluente sintético. O tanque armazenador foi demarcado com o nível para 160 litros. A fim de evitar formação de bolhas (aeração), o tanque armazenador era preenchido vagarosamente com o esgoto sintético e água. Durante toda a realização do experimento o tanque armazenador ficou agitado por misturador lento preso a tampa e com haste chegando até o fundo do recipiente.

As coletas foram realizadas nos pontos 1 e 2 (conforme figura 27 - página 79) na entrada e saída do tanque. Para cada tempo de detenção, foram previstos um mínimo de cinco conjuntos completos de análises físico-químicas de caracterização do despejo. O volume coletado era de 1000 ml para cada ponto. As coletas foram feitas no experimento no dia que em que eram realizados os ensaios físico-químicos. O material era coletado em potes de vidro, identificados com etiquetas, sendo encaminhados imediatamente ao laboratório.

Quanto aos parâmetros avaliados, realizaram-se ensaios de DQO total, $DBO_{5,20}$, pH, temperatura, turbidez, conjunto de sólidos suspensos (totais, voláteis e fixos), conjunto de sólidos dissolvidos (totais, voláteis e fixos), alcalinidade total, acidez volátil, nitrogênio total, nitrogênio orgânico, nitrito, nitrato, fósforo total e carbono orgânico total (TOC). O ensaio de sólidos sedimentáveis foi inicialmente realizado, quando ainda da caracterização do efluente sintético para alimentação do sistema, porém os valores obtidos foram insignificantes. Dessa forma não se conseguiu simular essa variável no efluente sintético, sendo o mesmo não mais avaliado na seqüência das análises. Cabe aqui ressaltar que a impossibilidade de mensurar os sólidos sedimentáveis não implicou em restrição ao uso do efluente sintético para a simulação do esgoto real. Ao se observar o anexo 2 verifica-se que foram medidos sólidos suspensos (voláteis e fixos) e sólidos dissolvidos (para entrada e saída do tanque). Nota-se que a eficiência de remoção é maior para os sólidos suspensos do que para os sólidos dissolvidos. Essa redução indica uma grande parcela do processo físico de sedimentação presente no tratamento. Havia a formação de sólidos sedimentados, porém num tempo maior que o preconizado e medido no ensaio (metodologia do cone Imhoff).

A intenção do projeto da FUNASA era a avaliação completa do sistema tanque séptico – biofiltro, sendo essa a razão da grande diversidade de ensaios realizados. Todos os ensaios de nutrientes (nitrogênio e fósforo) tiveram amplo uso na análise do biofiltro, ficando limitados a poucas considerações no tanque séptico. BARBOSA (2006) em sua dissertação analisou com grande evidência todos os ensaios mensurados no projeto para estudo específico do biofiltro.

As análises foram realizadas em sua grande maioria no Laboratório de Engenharia Ambiental Professor Francisco Borsari Neto (UFPR) e algumas no laboratório do CEPPA (Centro de Pesquisa e Processamento de Alimentos). As análises seguiram a metodologia do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA, APHA e WEF - 1998).

Quanto aos tempos de detenção hidráulicos testados, avaliaram-se os tempos de 12, 15, 18, 21 e 24 horas, ou seja, os valores previstos na norma (NBR 7229/1993) para tempos de detenção para tanques sépticos. Os tempos de detenção eram determinados pela vazão da bomba peristáltica que alimentava o tanque séptico. Como o volume do tanque era constante (27 litros) a variação do tempo de detenção era obtida calculando-se as vazões na bomba pela fórmula:

$$t_d = \frac{V}{Q} \rightarrow \begin{cases} t_d = 12 \text{ horas} \xrightarrow{V=27 \text{ litros}} Q_{\text{bomba}} = 37,5 \text{ ml / min} \\ t_d = 15 \text{ horas} \xrightarrow{V=27 \text{ litros}} Q_{\text{bomba}} = 30,0 \text{ ml / min} \\ t_d = 18 \text{ horas} \xrightarrow{V=27 \text{ litros}} Q_{\text{bomba}} = 25,0 \text{ ml / min} \\ t_d = 21 \text{ horas} \xrightarrow{V=27 \text{ litros}} Q_{\text{bomba}} = 21,4 \text{ ml / min} \\ t_d = 24 \text{ horas} \xrightarrow{V=27 \text{ litros}} Q_{\text{bomba}} = 18,75 \text{ ml / min} \end{cases}$$

O período destinado às análises físico-químicas para cada tempo de detenção e o espaçamento entre os tempos foi relativamente curto. Infelizmente as imposições de cronograma e orçamento da pesquisa não permitiram um maior espaçamento. Entretanto, o tanque séptico é um sistema de tratamento onde predominam os processos físicos (como a sedimentação). Observando-se o anexo 2 (quadro resumo dos resultados de BARBOSA) verifica-se pela análise dos sólidos uma maior eficiência de remoção na parcela suspensa do que dissolvida. Enfim, o curto período de análises para cada tempo de detenção não pressupõe o aspecto negativo que se teria para um reator predominantemente funcionando pelas reações biológicas (como um lodo ativado, por exemplo). Nesses casos o distanciamento entre o início de análises deveria ser maior para ambientação às

novas condições de reação. A influência da mudança de estado (tempo de detenção) no tanque séptico é pequena e, de certa forma, assimilada rapidamente pelo sistema.

Para cada vazão acima foram obtidos um mínimo de cinco resultados completos de análises dos parâmetros físico-químicos na entrada no tanque armazenador (esgoto sintético) e na saída (efluente tratado). Segundo METCALF e EDDY (1991) um mínimo de cinco conjuntos de amostragens é importante para modelagens matemáticas dos resultados obtidos.

As análises físico-químicas tiveram início em 29/08/2005. Procurou-se fazer duas amostragens completas por semana (cronograma conforme quadro 3). As coletas eram feitas pela manhã e durante o dia os ensaios eram realizados pelo pesquisador no laboratório ou encaminhados para realização no CEPPA.

QUADRO 3 – CRONOGRAMA DE ANÁLISES DE BARBOSA

Tempo de detenção	Conjunto de análises (data realizada)
12 horas	29/08/2005 (Segunda)
	31/08/2005 (Quarta)
	02/09/2005 (Sexta)
	05/09/2005 (Segunda)
	13/09/2005 (Terça)
	15/09/2005 (Quinta)
	20/09/2005 (Terça)
	22/09/2005 (Quinta)
15 horas	26/09/2005 (Segunda)
	28/09/2005 (Quarta)
	03/10/2005 (Segunda)
	05/10/2005 (Quarta)
	10/10/2005 (Segunda)
	13/10/2005 (Quinta)
18 horas	17/10/2005 (Segunda)
	19/10/2005 (Quarta)
	24/10/2005 (Segunda)
	26/10/2005 (Quarta)
	31/10/2005 (Segunda)
21 horas	03/11/2005 (Quinta)
	07/11/2005 (Segunda)
	09/11/2005 (Quarta)
	10/11/2005 (Quinta)
	16/11/2005 (Quarta)
24 horas	21/11/2005 (Segunda)
	23/11/2005 (Quarta)
	28/11/2005 (Segunda)
	30/11/2005 (Quarta)
	02/12/2005 (Sexta)

Fonte: o autor

Para o primeiro tempo de detenção foi previsto um número maior de análises (oito) para melhor certificação da consistência dos dados obtidos e dos procedimentos de operação do modelo de bancada.

Na etapa de operação para o tempo de detenção de 15 horas foram obtidos resultados duvidosos nas análises. Alguns imprevistos ocorreram (como transbordamento do tanque por entupimento na válvula de saída ou quedas de energia que alimentava a bomba peristáltica). O experimento seguiu conforme programação e foram realizados os ensaios para os tempos de detenção de 18, 21 e 24 horas. Com a suspeita de que os resultados do tempo de detenção para 15 horas não estavam confiáveis, esses foram desprezados e optou-se em realizar mais seis conjuntos de análises completos. Regulou-se a vazão para o tempo de detenção de 15 horas e o novo cronograma de análises realizado ficou conforme o quadro abaixo:

QUADRO 4 – CRONOGRAMA DE ANÁLISES COMPLEMENTARES

Tempo de detenção	Conjunto de análises (data realizada)
15 horas	06/12/2005 (Terça)
	07/12/2005 (Quarta)
	08/12/2005 (Quinta)
	09/12/2005 (Sexta)
	14/12/2005 (Quarta)
	22/12/2005 (Quinta)

Fonte: o autor

Estão sendo apresentados os aspectos mais importantes do procedimento de obtenção dos dados utilizados para validar sua consistência, sob o enfoque de analisar os dados representativos para a busca de um modelo matemático que descreva os processos no tanque. Informações complementares podem ser encontradas no anexo 2 desta dissertação (inclusive com resultados obtidos para o biofiltro aerado submerso).

3.6. RESULTADOS EXPERIMENTAIS OBTIDOS POR BARBOSA

As amostragens realizadas no experimento geraram uma quantidade de dados bastante grande. Como já mencionado foram efetuadas análises do esgoto sintético afluente ao tanque e do efluente tratado na saída do mesmo.

Na tabela 30 apresentam-se os valores obtidos nas análises de parâmetros indicadores de matéria orgânica (DQO, DBO e TOC). No anexo 2 encontram-se quadros com informações complementares de análises do experimento.

TABELA 30 – PARÂMETROS INDICADORES DE MATÉRIA ORGÂNICA OBTIDOS NA ENTRADA (1) E SAÍDA (2) DO TANQUE SÉPTICO

TDH	Data	T(°C)	DQO (mg/l)			TOC (mg/l)			DBO (mg/l)		
			Entrada	Saída	E (%)	Entrada	Saída	E (%)	Entrada	Saída	E (%)
12 horas	29/8	26,0	461,5	307,7	33%	201,9	108,3	46%			
	31/8	18,9	300,8	225,6	25%	121,1	89,6	26%			
	2/9	18,9	313,2	261,1	17%	174,0	124,0	29%	148,9	114,8	23%
	5/9	16,9	261,2	186,6	29%	190,6	143,2	25%			
	13/9	13,9	314,8	351,9	-12%	149,1	149,5	0%			
	15/9	14,5	534,4	515,3	4%	198,3	151,5	24%			
	20/9	14,7	250,8	196,3	22%	349,2	77,3	78%	113,7	73,3	36%
	22/9	15,8	378,8	246,2	35%	183,3	83,4	55%			
	Média	18,0	357,2	277,0	23%	202,6	111,0	40%	131,3	94,0	29%
DesvPad	4,0	106,8	112,7	16%	67,6	30,5	24%	24,9	29,4	9%	
15 horas	6/12	20,0	527,3	351,6	33%	288,7	135,4	53%			
	7/12	20,9	223,6	203,3	9%	220,8	92,0	58%			
	8/12	20,1	561,2	237,6	58%	263,0	154,0	41%	237,3	116,3	51%
	9/12	22,9	365,9	142,3	61%	210,5	168,6	20%			
	14/12	20,1	483,3	311,3	36%	216,2	117,9	45%	199,2	110,3	45%
	22/12	20,0	286,7	225,3	21%	168,7	110,8	34%	120,5	71,9	40%
	Média	20,7	408,0	245,2	36%	228,0	128,7	40%	185,7	99,5	45%
	DesvPad	1,2	137,0	75,5	20%	33,5	31,7	14%	59,5	24,1	5%
18 horas	17/10	23,6	821,3	195,0	76%	367,0	93,0	75%	318,2	74,7	77%
	19/10	18,3	428,6	178,6	58%	143,6	99,1	31%			
	24/10	23,1	421,2	146,5	65%	248,8	84,8	66%			
	26/10	23,9	611,1	203,7	67%	424,2	216,2	49%			
	31/10	19,8	645,8	239,9	63%	295,5	113,5	62%			
	Média	21,8	585,6	192,7	66%	295,8	121,3	56%	318,2	74,7	77%
	DesvPad	2,5	167,0	34,2	7%	108,3	54,1	17%			
21 horas	3/11	22,7	1176	235,2	80%	311,5	123,9	60%	523,7	107,4	79%
	7/11	19,7				284,8	104,4	63%			
	9/11	18,7	693,8	321,4	54%	177,6	98,6	44%	273,3	108,5	60%
	10/11	20,2	421,2	146,5	65%	195,5	89,7	54%			
	16/11	23,9	460,0	280,0	39%	153,2	122,5	20%			
	Média	21,0	687,8	245,8	60%	224,5	107,8	48%	398,5	108,0	70%
DesvPad	2,2	347,0	75,0	17%	69,5	15,0	17%	177,0	0,7	14%	
24 horas	21/11	24,2	468,8	371,1	21%	286,7	88,2	69%			
	23/11	24,6	647,8	344,1	47%	260,8	71,3	73%	398,5	108,0	73%
	28/11	22,4	485,8	445,3	8%						
	30/11	23,3	652,2	395,3	39%						
	2/12	23,1	614,4	204,8	67%				262,6	94,0	64%
	Média	23,5	573,8	352,1	36%	273,8	79,8	71%	330,5	101,0	69%
DesvPad	0,9	89,5	90,4	23%	18,3	12,0	2%	96,1	9,9	6%	

TDH = tempo de detenção hidráulica

E (%) = Eficiência de remoção do indicador em questão (DQO, TOC ou DBO)

Entrada = ponto 1 (entrada do sistema tanque séptico)

Saída = ponto 2 (saída do sistema tanque séptico)

Obs.: os resultados indicados em vermelho (5º conjunto de análises do TDH 12 horas) não foram computados para efeito de média e desvio padrão do conjunto.

Fonte: o autor

3.7. ANÁLISE DA CONSISTÊNCIA DO EXPERIMENTO

3.7.1. Validação dos dados experimentais (remoção de matéria orgânica)

A operação do experimento permitiu a extração de uma boa quantidade de dados para análises dos mais variados tipos. O principal resultado para esse trabalho são os referentes à remoção de matéria orgânica (conforme apresentado na tabela 30).

Analisando a eficiência de remoção nota-se que para o tempo de detenção (TDH) de 18 horas foram obtidos resultados mais constantes (com o menor desvio padrão em relação a média de todos os conjuntos de dados). Para alguns tempos de detenção foram obtidos desvios padrões maiores, porém em virtude da elevada variabilidade dos processos biológicos pode-se considerar que todos os cinco conjuntos tiveram uma margem de desvios aceitável.

A única supressão de dados realizada foi para o 5º conjunto de ensaios da primeira etapa (dado excluído para a modelagem na seqüência da dissertação). Essa supressão foi realizada devido à medição de uma eficiência de remoção negativa de matéria orgânica. Cabe ressaltar que o dia da realização desse ensaio (13/09/2005) foi o dia com menor temperatura ambiente em que houve procedimentos de laboratório durante todo o período de operação do experimento. A temperatura ambiente máxima registrada nessa data foi de 7°C (e no efluente registrou-se a mais baixa temperatura de toda a base de dados de 13,9°C). Não foi realizado o ensaio de DBO nesse dia, mas a análise de TOC (tabela 30) acusou a ausência de remoção nessa data também. Diante dessas circunstâncias extremas optou-se em excluir esses dados. As duas principais razões que suportam essa decisão são:

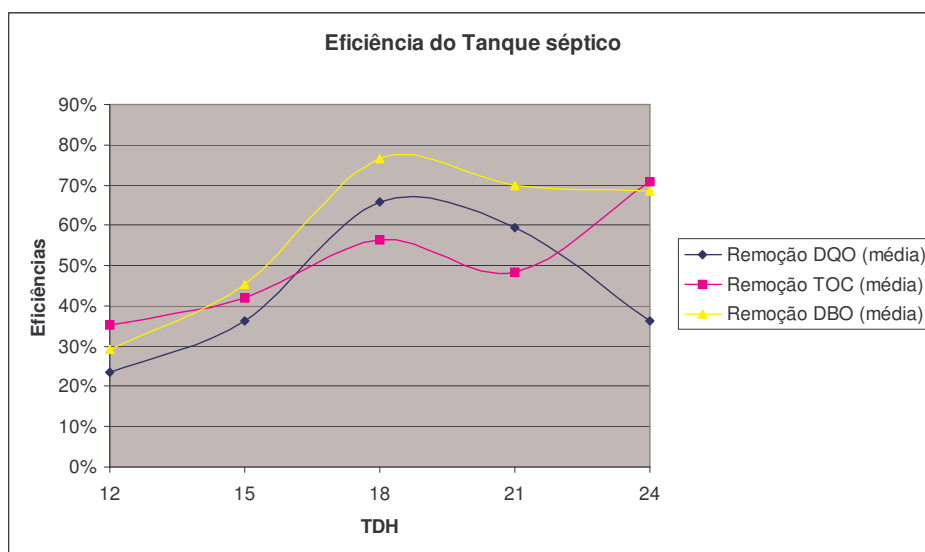
- Aferição de eficiência de remoção negativa.
- Trata-se de um caso extremo (dia mais frio de operação do experimento) que poderia vir a influenciar erroneamente as prospecções de modelagem, principalmente considerando um número limitado de amostras onde um único dado pode fazer muita diferença.

Uma consideração importante a ser feita é referente ao primeiro grupo de análises realizadas na data de 29/08/2005 (referente a primeira medição para tempo de detenção de 12 horas). Nesse dia registrou-se a mais alta temperatura medida no tanque séptico (26°C). Foi um dia atípico para o mês de agosto em

Curitiba, onde a temperatura ambiente superou os 30°C. Nessa data suspeita-se do mau isolamento do tanque (com o uso de papel alumínio), que acabou elevando a temperatura interna no tanque. Na seqüência do experimento foram tomadas algumas medidas de precaução quanto a este isolamento (fixando-o melhor). Não se optou em excluir esse dado, pois a alta temperatura aferida foi coerente com a eficiência de remoção de matéria orgânica bem acima da média (dentro do Td de 12 horas).

Não é somente a comparação de médias e desvios padrões das eficiências de remoção do substrato que suportam a consistência dos dados medidos; a comparação entre as médias de remoção de DQO, TOC e DBO para um mesmo TDH exprimem uma interessante coerência.

FIGURA 33 – REMOÇÃO MÉDIA DE DQO, TOC E DBO PARA OS DIFERENTES TEMPOS DE DETENÇÃO



Fonte: o autor

Observa-se na figura 33 certa sincronia entre as médias de remoção de matéria orgânica dos três indicadores (DQO, DBO e TOC). A curva do parâmetro TOC foi a que destoou mais. Porém, analisando as curvas de remoção de DBO e DQO (que são indicadores mais usuais para avaliar cargas orgânicas do que a TOC) as semelhanças garantem aos resultados medidos uma boa consistência. Cabe ressaltar que as análises de DBO foram feitas no laboratório do CEPPA enquanto que os ensaios de DQO foram realizados, em sua imensa maioria, no laboratório de engenharia ambiental da UFPR. Ou seja, uma parcela da mesma

amostra coletada foi enviada a dois laboratórios diferentes, o que reduz possíveis dúvidas acerca dos procedimentos de análise.

A remoção de DBO apresentou-se sempre maior que a de DQO para todos os tempos de detenção avaliados, numa relação constante para cada TDH, com as duas curvas de remoção apresentando-se praticamente paralelas. Apenas no valor de remoção do TDH 24 horas observa-se um desvio maior. A remoção da DBO foi em média 14 pontos percentuais maior que a da DQO. Para os TDH de 12, 15, 18 e 21 essa média foi de 10 pontos percentuais.

Os valores comparativos obtidos entre as remoções de DQO e DBO mostraram-se coerentes. A fração de DQO é maior que a de DBO no esgoto sintético. A remoção da parcela de DBO é proporcionalmente maior que a da DQO (conforme resultados obtidos), por tratar-se de um sistema biológico de tratamento, onde a ação das bactérias realiza sobre a fração biodegradável do despejo e soma-se a função de decantação que ocorre predominantemente no tanque séptico. Muito da redução da DQO deve-se a remoção de DBO, uma vez que a DBO é uma parcela medida no ensaio da DQO.

Outra importante consideração a ser levantada são as relações entre DQO, DBO e TOC para o esgoto sintético e para o efluente tratado.

TABELA 31 – RELAÇÃO ENTRE DBO, DQO E TOC PARA O EXPERIMENTO

TDH	DQO (mg/l)		TOC (mg/l)		DBO (mg/l)		DBO/DQO		DQO/TOC	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
12 horas	461,5	307,7	201,9	108,3					2,29	2,84
	300,8	225,6	121,1	89,6					2,48	2,52
	313,2	261,1	174,0	124,0	148,9	114,8	0,48	0,44	1,80	2,11
	261,2	186,6	190,6	143,2					1,37	1,30
	534,4	515,3	198,3	151,5					2,69	3,40
	250,8	196,3	349,2	77,3	113,7	73,3	0,45	0,37	0,72	2,54
	378,8	246,2	183,3	83,4					2,07	2,95
15 horas	527,3	351,6	288,7	135,4					1,83	2,60
	223,6	203,3	220,8	92,0					1,01	2,21
	561,2	237,6	263,0	154,0	237,3	116,3	0,42	0,49	2,13	1,54
	365,9	142,3	210,5	168,6					1,74	0,84
	483,3	311,3	216,2	117,9	199,2	110,3	0,41	0,35	2,24	2,64
	286,7	225,3	168,7	110,8	120,5	71,9	0,42	0,32	1,70	2,03
18 horas	821,3	195,0	367,0	93,0	318,2	74,7	0,39	0,38	2,24	2,10
	428,6	178,6	143,6	99,1					2,98	1,80
	421,2	146,5	248,8	84,8					1,69	1,73
	611,1	203,7	424,2	216,2					1,44	0,94
	645,8	239,9	295,5	113,5					2,19	2,11
21 horas	1176	235,2	311,5	123,9	523,7	107,4	0,45	0,46	3,78	1,90
			284,8	104,4						
	693,8	321,4	177,6	98,6	273,3	108,5	0,39	0,34	3,91	3,26
	421,2	146,5	195,5	89,7					2,15	1,63
24 horas	460,0	280,0	153,2	122,5					3,00	2,28
	468,8	371,1	286,7	88,2					1,63	4,21
	647,8	344,1	260,8	71,3	398,5	108,0	0,62	0,31	2,48	4,83
	485,8	445,3								
	652,2	395,3								
	614,4	204,8			262,6	94,0	0,43	0,46		
Média Geral							0,45	0,39	2,15	2,35
Desvio Padrão							0,07	0,06	0,76	0,93

Fonte: o autor

Segundo as literaturas clássicas (MARA, 1976 e METCALF e EDDY, 1991) o quociente entre DBO e DQO para esgoto doméstico é de aproximadamente 0,5.

$$\frac{DBO}{DQO} \approx 0,5 \rightarrow \text{Esgoto.Doméstico} \quad (93)$$

Para o experimento foi obtida uma média de 0,45 para a relação DBO/DQO no esgoto sintético e de 0,39 para o efluente tratado (pós fossa). Como a variação do quociente DBO/DQO foi pequena (baixos desvios padrões) pode-se dizer que os dados estão consistentes sob mais esse aspecto.

A média obtida (0,45) ficou muito próxima da média de literatura (0,50). A redução do quociente DBO/DQO para o efluente tratado (0,39) também era esperada por tratar-se de processo biológico onde a remoção de DBO é sempre superior a de DQO (figura 33).

Relações com a TOC já são menos abordadas na literatura, mesmo porque esse parâmetro (carbono orgânico total) não é o mais indicado a medir o parâmetro de matéria orgânica em despejos. Encontra-se na literatura clássica uma faixa bastante ampla, como segue:

$$\frac{DQO}{COT} \approx 2,4 - 4,0 \rightarrow \text{Esgoto.Doméstico} \quad (94)$$

No experimento se obteve média de 2,15 para o esgoto sintético bruto e 2,35 para o efluente saindo do tanque séptico. Apesar de certo grau de variação nos resultados pode-se dizer que ficou compatível com os dados de literatura.

A bibliografia fornece dados médios de remoção de matéria orgânica no tanque séptico. Na tabela 32 aparecem alguns desses valores de literatura para remoção de matéria orgânica.

TABELA 32 – EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO EM TANQUES SÉPTICOS

Fonte	Remoção de DQO	Remoção de DBO
Jordão e Pessôa (1995)	–	35 – 61%
Sperling (1996 ^b)	–	30 – 40%
Metcalf e Eddy (1991)	–	33 – 63%
Ávila (2005)	46 – 51%	48 – 58%
ABNT (NBR 13969/97)	–	30 – 65%

Fonte: conforme indicado

TABELA 33 – EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO NO EXPERIMENTO

Tempo de detenção	Eficiência Média de Remoção		
	DQO	TOC	DBO
12 horas	23%	40%	29%
15 horas	36%	42%	45%
18 horas	66%	56%	77%
21 horas	60%	48%	70%
24 horas	36%	71%	69%

Fonte: o autor

Comparando os dados medidos com a literatura verifica-se que eles estão basicamente de acordo. Como os parâmetros de literatura para eficiência de

remoção em tanques sépticos abrangem uma ampla variação, os valores obtidos na operação do experimento obedecem a uma lógica consistente. Essa comparação com a literatura é, de certa forma difícil, devido a dificuldade em encontrar bibliografia que informe eficiência de remoção atrelada ao tempo de detenção de operação do tanque séptico.

Com o descrito nesse item 3.7.1. é possível validar os resultados obtidos, a fim de aplicá-los nas modelagens. São importantes conclusões obtidas que estabelecem a consistência desses dados:

- a) Médias de remoções (para DQO, DBO e TOC) e desvios padrões coerentes;
- b) Diferença constante e sempre superior de remoção de DBO em relação à DQO para os tempos de detenção hidráulica;
- c) Quocientes DQO/DQO e DQO/TOC condizentes com a literatura;
- d) Taxas de remoções de matéria orgânica condizentes com os trabalhos de literatura.

Há, entretanto, um fator negativo na consistência dos dados obtidos: a alta variabilidade aferida no efluente sintético (conforme tabela 34). A opção de uso pelo efluente sintético foi eminentemente devido a fatores operacionais (dificuldade de canalizar o esgoto real até o modelo) e por questões de segurança à saúde no manuseio. Poderia ser um ganho da utilização dos dados se houvesse a constância de valores de entrada no modelo físico, o que não foi obtido na prática.

TABELA 34 – VARIAÇÃO DO ESGOTO SINTÉTICO

TDH	DQO (mg/l)		TOC (mg/l)		DBO (mg/l)	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
12 horas	461,5	307,7	201,9	108,3		
	300,8	225,6	121,1	89,6		
	313,2	261,1	174,0	124,0	148,9	114,8
	261,2	186,6	190,6	143,2		
	534,4	515,3	198,3	151,5		
	250,8	196,3	349,2	77,3	113,7	73,3
	378,8	246,2	183,3	83,4		
15 horas	527,3	351,6	288,7	135,4		
	223,6	203,3	220,8	92,0		
	561,2	237,6	263,0	154,0	237,3	116,3
	365,9	142,3	210,5	168,6		
	483,3	311,3	216,2	117,9	199,2	110,3
	286,7	225,3	168,7	110,8	120,5	71,9
18 horas	821,3	195,0	367,0	93,0	318,2	74,7
	428,6	178,6	143,6	99,1		
	421,2	146,5	248,8	84,8		
	611,1	203,7	424,2	216,2		
	645,8	239,9	295,5	113,5		
21 horas	1176	235,2	311,5	123,9	523,7	107,4
			284,8	104,4		
	693,8	321,4	177,6	98,6	273,3	108,5
	421,2	146,5	195,5	89,7		
24 horas	460,0	280,0	153,2	122,5		
	468,8	371,1	286,7	88,2		
	647,8	344,1	260,8	71,3	398,5	108,0
	485,8	445,3				
	652,2	395,3				
	614,4	204,8			262,6	94,0
Média	499,9	263,6	237,4	114,4	259,6	97,9
Desvio Padrão	202,4	93,6	74,9	33,1	129,0	18,0

Obs.: dado do dia 13/09/2005 (TDH 12 horas) descartado

Fonte: o autor

Conforme apresentado na tabela 34 verifica-se uma grande variabilidade de concentração dos parâmetros de entrada no modelo físico. As médias ficaram dentro de padrões de literatura. A DQO teve média de 500 mg/l e na literatura tem-se a faixa de 450 à 800mg/l (VON SPERLING 1996^a). A DBO teve média de 260mg/l e VON SPERLING (1996^a) propõem faixa de 250 à 350mg/l. Mesmo o TOC ficou com a média (237mg/l) compatível com dados de literatura (170 a 350mg/l) - VON SPERLING, 1996^a.

Mesmo os desvios padrões estão dentro de limites usuais encontrados nos trabalhos clássicos. O problema é que a literatura consultada apresenta dados de

esgoto real bruto onde a variabilidade é inevitável. Para o modelo operado, considerando-se o fato do efluente ser sintético e elaborado controladamente, essa variação poderia ter sido reduzida.

Essa grande variação de características pode ser devido às operações de mistura dos ingredientes para obtenção do esgoto sintético. A mistura era preparada em laboratório e levada num becker de 3 litros para o tanque de PVC, primeiramente lavado e preenchido com 160 litros de água corrente da rede pública. Algumas imperfeições na lavagem do recipiente e no enchimento até o nível correto demarcado eram difíceis de ser evitadas, ou mesmo notadas, durante a realização dos procedimentos de troca de esgoto sintético.

Essa variação nas características do efluente sintético não comprometeu a prospecção por modelos matemáticos. Acaba-se simulando um efluente variável, mas com propriedades aferidas corretamente para cada amostragem. Pode-se aceitar que essa aferição foi correta, pois a relação DBO/DQO (apresentada na tabela 31) ficou basicamente constante. A amostragem no modelo em bancada foi a mesma para ambos os ensaios e esses ensaios foram realizados em laboratórios distintos (DBO no CEPPA e DQO no laboratório de Engenharia ambiental Professor Francisco Borsari Neto da UFPR).

3.7.2. Validação dos procedimentos adotados na operação

Nos itens anteriores foram descritos os procedimentos de operação, inoculação e aclimatação do modelo.

O reator anaeróbio tanque séptico é um dos mais comuns métodos de tratamento de efluentes. Sua operação é igualmente simples. Dessa forma é extremamente incomum obtermos qualquer variação atípica no processo. As bactérias que tratam o esgoto sanitário recebem uma carga orgânica de fácil biodegradação (relação DBO/DQO próximo a 0,50).

Como o tempo de operação geral do sistema foi relativamente curto basicamente não houve necessidade de manutenção, como retirada de excesso de lodo no fundo ou de espuma.

O pH ótimo está entre 6,5 e 7,5 (METCALF e EDDY, 1991), mas o processo ainda continua bem sucedido num limite de 6,0 a 8,0.

TABELA 35 – pH, ALCALINIDADE TOTAL E ACIDEZ NO EXPERIMENTO

TDH	Data	pH		Alcalinidade Total		Acidez Volátil	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
12h	29/8	6,6	6,5	17,4	20,5	6,5	9,2
	31/8	6,7	6,5	15,9	20,5	7,7	8,7
	2/9	6,4	6,6	14,9	19,4	5,7	6,2
	5/9	6,2	6,6	14,6	20,1	5,3	5,8
	13/9	6,9	7,0	17,4	20,4	8,7	9,9
	15/9	6,6	6,7	17,2	19,1	6,9	5,3
	20/9	6,9	6,4	17,4	19,5	6,1	5,7
	22/9	6,4	6,7	16,1	20,0	8,4	9,0
15h	6/12	7,1	7,3	25,8	28,1	12,8	12,0
	7/12	7,3	7,5	23,0	27,6	6,7	7,7
	8/12	7,1	7,2	19,3	23,9	6,0	7,1
	9/12	7,0	7,3	18,3	24,9	8,3	7,2
	14/12	7,2	7,2	8,8	9,6	8,5	22,8
	22/12	7,1	7,4	26,6	26,3	10,7	7,5
18h	17/10	6,9	7,1	20,4	22,3	7,0	7,8
	19/10	7,2	7,2	20,1	23,4	6,2	7,9
	24/10	8,0	7,8	54,0	29,5	11,3	14,1
	26/10	7,0	7,3	19,0	32,7	7,8	9,0
	31/10	7,2	7,3	22,0	25,3	7,8	8,0
21h	3/11	7,0	7,2	23,0	25,5	8,5	7,6
	7/11	6,5	7,4	12,0	8,1	26,7	24,6
	9/11	6,9	7,4	21,7	26,8	7,6	6,6
	10/11	7,3	7,3	23,4	26,4	6,1	7,4
	16/11	7,0	7,3	27,7	27,1	7,6	6,7
24h	21/11	7,2	7,4	27,5	29,3	6,4	6,7
	23/11	7,1	7,4	19,1	27,0	8,8	8,3
	28/11	7,8	7,9	25,6	29,9	6,2	7,5
	30/11	7,1	7,0	22,4	26,8	7,7	10,7
	2/12	7,2	7,3	20,6	26,4	6,2	10,2
Média		7,0	7,1	21,1	23,7	8,3	9,2

Observação: datas sempre referente a 2005.

Fonte: o autor

Conforme a tabela 35 verifica-se que o pH ficou sempre entre o ideal (6,0 a 8,0).

O quadro também indica uma ligeira elevação de pH a partir do tempo de detenção de 15 horas. Para o tempo de detenção de 12 horas os valores de pH, apesar de dentro da margem ideal, ficaram sempre abaixo de 7,0. Cabe ressaltar que o TDH de 15 horas teve de ser refeito, portanto a ordem cronológica de realização dos ensaios foi TDH de 12, 18, 21, 24 e , por fim, 15 horas. O primeiro conjunto de análises de 15 horas foi descartado (realizado entre 26/09 e 13/10/05).

Problemas operacionais levaram ao descarte da primeira coleta de dados com TDH 15 horas. Entre esses problemas uma queda no valor de pH foi observada (decorrente dos fatores já citados em 3.5.). Na data de 03/10/2005 essa queda ficou muito evidente. Além de se tomar precauções extras na operação (cuidados com quedas de energia e entupimento de válvulas), foi melhorado o

processo de obtenção do esgoto sintético, passando-se a triturar o papel higiênico que compõe a formulação no liquidificador e tomando mais cuidado na separação e pesagem do bicarbonato de sódio (principal elemento tamponante da mistura sintética).

PAWLOWSKY et. al. (1985) recomendam uma relação Alcalinidade Total por Acidez Volátil igual ou superior a 10,0 para manutenção do equilíbrio tamponante do processo de autodepuração para tratamento de efluente industrial (filtro anaeróbio para despejo do laticínio). Neste experimento esta relação ficou muito aquém de 10,0 (média próxima de 3,0). Certamente se a relação estivesse próxima a 10,0 os problemas ocorridos (que ocasionaram o descarte completo dos dados) no tempo de detenção de 15 horas pudessem ter sido evitados. Afinal essa relação define a capacidade tamponante do sistema que evitaria a queda do pH que ocorreu.

Em última análise dos dados essa baixa relação Alcalinidade por Acidez não interferiu significativamente, visto que foram mantidos o pH e outras condições dentro de uma normalidade durante o restante do experimento. O único prejuízo foi a necessidade de revalidação dos dados para o TDH de 15 horas, que depois de refeitos e controlados (conforme dados da tabela 35) passaram a ser válidos para a modelagem cinética do reator.

3.7.3. Validação da concepção do modelo reduzido

O modelo foi concebido considerando um tratamento com tanque séptico e pós-tratamento com biofiltro aerado submerso.

Foi proposta a variação de tempos de detenção dentro da variação preestabelecida na norma NBR 7229/1993. Esse foi o principal parâmetro considerado para o projeto do modelo (tamanho de tanque e regulagem de vazão para bomba peristáltica).

A idéia de dimensionamento baseou-se nos conceitos de análise dimensional e semelhança da teoria clássica de mecânica dos fluídos.

A análise dimensional e, especialmente, a semelhança trata da correlação entre modelos reduzidos e protótipos reais. Essas teorias são amplamente difundidas e de eficiência reconhecida para fenômenos hidráulicos. Portanto, no referente à hidráulica de reatores, o tanque séptico modelo poderia ser definido com as correlações de semelhança. Há, entretanto, uma variável biológica no

processo e a escala de redução hidráulica não pode ser simplesmente adotada como escala biológica.

Assim sendo, a análise de semelhança foi adotada como orientação para obtenção do volume de tanque.

Da análise dimensional da função de escoamento geral de fluidos em canais ou condutos obtêm-se diversos parâmetros adimensionais. Os mais comuns são o número de Reynolds (Re) e o número de Froude (Fr). Em termos de semelhança, o número de Reynolds é mais usual para escoamentos em condutos a seção plena (onde prevalecem forças de viscosidade). Já o número de Froude é mais aplicado a escoamentos a superfície livre (onde prevalecem forças gravitacionais).

Para o caso do tanque séptico o critério de semelhança mais recomendado é o de Froude, já que as forças gravitacionais são as prevalecentes no escoamento.

Podemos escrever, segundo o critério de semelhança (PINTO, 1998):

$$Fr_{\text{modelo}} = Fr_{\text{protótipo}}$$

$$\frac{v_m}{\sqrt{g_m \cdot l_m}} = \frac{v_p}{\sqrt{g_p \cdot l_p}} \rightarrow g_m = g_p = g \quad (95)$$

$$\frac{v_m}{v_p} = \frac{\sqrt{l_m}}{\sqrt{l_p}} \Rightarrow \lambda_{\text{veloc.}} = \sqrt{\lambda_{\text{comprimento}}} \quad (96)$$

As demais escalas (λ) são então obtidas, a partir de relações conhecidas :

- Escala de comprimentos : λ
- Escala de áreas : λ^2
- Escala de volumes : λ^3
- Escala de vazões : $\lambda^{5/2}$
- Escala de tempo : $\lambda^{1/2}$

A consistência dessas escalas é verificada pela fórmula do tempo de detenção, por exemplo:

$$t_d = \frac{V}{Q} \rightarrow V = Q \cdot t_d \quad (97)$$

$$\lambda_{\text{vol}} = \lambda_{\text{vazão}} \cdot \lambda_{\text{tempo}} \rightarrow \lambda_{\text{vol}} = \lambda^{5/2} \cdot \lambda^{1/2} = \lambda^{(5/2+1/2)} = \lambda^3$$

Dimensionando o tanque séptico conforme a NBR 7229/1993:

$$V = 1000 + N \cdot (C_{\text{ontr.}} \cdot \text{TDH} + K_{\text{NBR}} \cdot L_f) = 1000 + 250 \cdot (160 \cdot 1 + 65 \cdot 1)$$

N = número de pessoas ou unidades de contribuição = 250 (adotado – comunidade com 50 famílias aproximadamente)

C_{ontr} = 160 litros/pessoa.dia (adotado)

K_{NBR} = taxa de acumulação de lodo digerido (conforme tabela 19)

TDH = 1,0 dia (adotado o máximo tempo, mesma com a NBR sugerindo menos)

L_f = contribuição de lodo fresco (tabela 17)

V = 58.000 litros (protótipo)

Adotado uma escala de 1:13 ($\lambda=1/13$), temos:

$$\frac{Vol_{\text{modelo}}}{Vol_{\text{protótipo}}} = \left(\frac{1}{13}\right)^3 \rightarrow Vol_{\text{modelo}} = 27\text{litros}$$

Para cálculo das vazões da bomba peristáltica adotou-se o valor do volume do modelo e a variação dos tempos de detenção hidráulicos da NBR 7229/93. Aqui não foram computados escalas de tempo, devido ao fator biológico do tratamento (diretamente atrelado ao tempo de detenção). Assim, obtemos, conforme já descrito anteriormente:

$$t_d = \frac{V}{Q} \rightarrow \begin{cases} t_d = 12\text{horas} \xrightarrow{V=27\text{litros}} Q_{\text{bomba}} = 37,5\text{ml} / \text{min} \\ t_d = 15\text{horas} \xrightarrow{V=27\text{litros}} Q_{\text{bomba}} = 30,0\text{ml} / \text{min} \\ t_d = 18\text{horas} \xrightarrow{V=27\text{litros}} Q_{\text{bomba}} = 25,0\text{ml} / \text{min} \\ t_d = 21\text{horas} \xrightarrow{V=27\text{litros}} Q_{\text{bomba}} = 21,4\text{ml} / \text{min} \\ t_d = 24\text{horas} \xrightarrow{V=27\text{litros}} Q_{\text{bomba}} = 18,75\text{ml} / \text{min} \end{cases}$$

As vazões de funcionamento da bomba ficam no intervalo de 18,75ml/min até 37,5ml/min.

Na análise de consistência do valor encontrado para o volume do tanque por processos hidráulicos, obtém-se:

$$t_d = \frac{V}{Q} \rightarrow V = Q \cdot t_d$$

$$Vol_{\text{protótipo}} = Q_{\text{protótipo}} \cdot Td_{\text{protótipo}} \quad (98)$$

$$\frac{Q_{\text{modelo}}}{Q_{\text{protótipo}}} = \left(\frac{1}{13}\right)^{5/2} \rightarrow Q_{\text{protótipo}} = \frac{18,75\text{ml} / \text{min} \cdot \left(\frac{1\text{l}}{1000\text{ml}}\right) \cdot \left(\frac{1440\text{min}}{1\text{dia}}\right)}{\left(\frac{1}{13}\right)^{5/2}} \rightarrow Q_{\text{protótipo}} = 16450\text{l} / \text{dia}$$

$$\frac{Td_{\text{modelo}}}{Td_{\text{protótipo}}} = \left(\frac{1}{13}\right)^{1/2} \rightarrow Td_{\text{protótipo}} = \frac{1\text{dia}}{\left(\frac{1}{13}\right)^{1/2}} \rightarrow Td_{\text{protótipo}} = 3,60\text{dias} \quad (99)$$

$$Vol_{\text{protótipo}} = Q_{\text{protótipo}} \cdot Td_{\text{protótipo}} = (16450\text{l} / \text{dia}) \cdot (3,6\text{dia}) \cong 58.000\text{litros} \quad (100)$$

Em termos hidráulicos a relação de semelhança (critério de Froude) proporciona um tanque (em modelo) de 27 litros em escala 1:13 simulando um tanque séptico real que atenderia uma comunidade de 250 pessoas. A escala de 1:13 foi adotada nas dimensões finais do modelo.

A NBR 7229/1993 faz algumas disposições construtivas, entre elas:

- Profundidade útil: mínima de 1,80m e máxima de 2,80m (para volume superior a $10,0\text{m}^3$ – conforme tabela 20);
- largura interna mínima de 0,80m;
- relação comprimento/largura de no mínimo 2:1, e no máximo 4:1;

Aplicando o fator de escala, temos:

- Profundidade útil: mínima de 13,8cm e máxima de 21,5cm;
- largura interna mínima de 6,2cm;
- relação comprimento/largura de no mínimo 2:1, e no máximo 4:1;

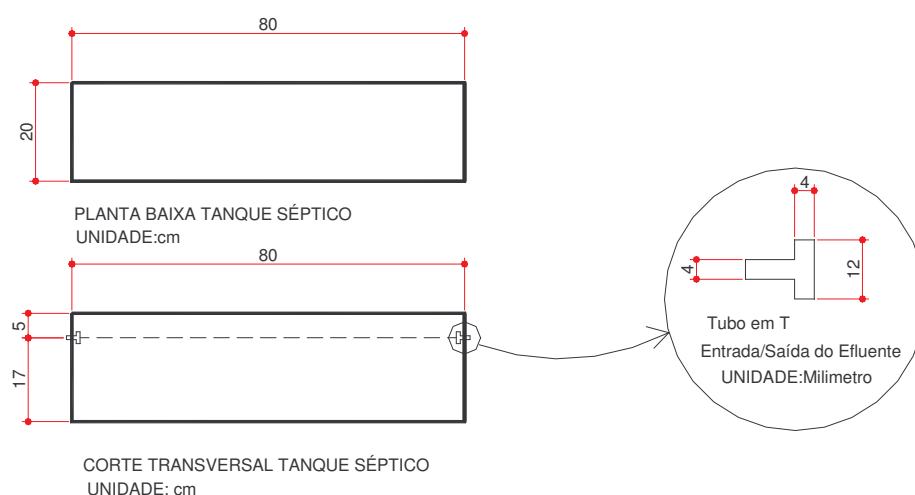
Adotando a profundidade útil média de 17cm e a relação 4:1 (comprimento:largura), obtemos:

$$V = \text{compr.} \cdot \text{largura} \cdot \text{altura} = 0,027\text{m}^3 = 27\text{litros}$$

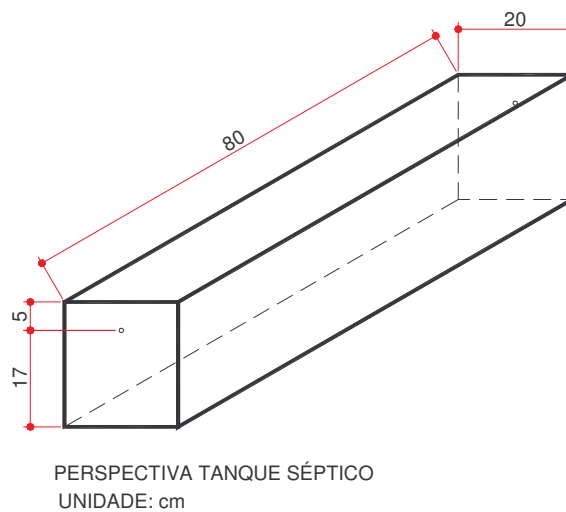
$$0,027\text{m}^3 = \text{compr.} \cdot \left(\frac{\text{compr.}}{4}\right) \cdot 0,17 \rightarrow \text{compr.} = 0,80\text{m} \xrightarrow{\text{consequentemente}} \text{larg.} = 0,20\text{m}$$

O tanque foi projetado para câmara única medindo 80x20cm em planta e 17cm de altura útil.

FIGURA 34 – PROJETO DO TANQUE SÉPTICO ($\lambda = 1/13$)



Fonte: o autor

FIGURA 35 – PERSPECTIVA DO TANQUE SÉPTICO ($\lambda = 1/13$)

Fonte: o autor

3.8. BASES MATEMÁTICAS PARA AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DA CINÉTICA

3.8.1. Equacionamento principal

Para a modelagem matemática anaeróbia do tanque séptico, no intuito de avaliar a eficiência na remoção do substrato, uma série de condições foram consideradas, como balanço de massa, teorias de sedimentação, tipologia das reações, hidráulica dos reatores e cinética das reações.

a) Balanço de Massa de Reatores: O balanço de massa de reatores envolve a entrada e saída de materiais no reator e reações cinéticas de produção e consumo de substrato e biomassa.

Acumulação = Entrada – Saída + Produção – Consumo

$$\frac{d(C.V)}{dt} = Q.C_o - Q.C_e + r_p.V - r_c.V \quad (101)$$

Que resolvendo a equação diferencial resulta:

→ Balanço de Massa (reator mistura completa)

$$\boxed{\frac{d(C.V)}{dt} = Q.C_o - Q.C_e + r_p.V - r_c.V} \quad (102)$$

→ Balanço de Massa (reator fluxo em pistão)

$$\boxed{\frac{\partial C}{\partial t} = -\mu_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} + D_m \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - K.C} \quad (103)$$

b) Teorias de Sedimentação: as principais são a da sedimentação discreta e da floculenta. Uma importante consideração é a sedimentação separada no balanço de massa:

Acumulação = Entrada – Saída + Produção – Consumo – Sedimentação

Ou em termos matemáticos, para mistura completa:

$$V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = W(t) - Q \cdot C - K \cdot V \cdot C - v_{sed} \cdot C \cdot A_{sed} \quad (104)$$

Para estado estacionário podemos simplificar:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = 0$$

$$W(t) = W = cte$$

Dessa forma podemos escrever:

$$C = \frac{W}{Q + K \cdot V + v_{sed} \cdot A_{sed}} = \frac{W}{a} \quad (105)$$

onde:

$$a = Q + K \cdot V + v_{sed} \cdot A_{sed} \quad (106)$$

a = fator de assimilação (parâmetros que considera reação e sedimentação)

c) Cinética das Reações e Hidráulica dos Reatores: A cinética da estabilização da matéria orgânica é importante no estudo do processo de digestão anaeróbia, pois ela está atrelada ao metabolismo bacteriano e assim permite prever a qualidade final do efluente.

$$\boxed{\frac{dC}{dt} = \pm kC^n} \rightarrow \text{Equação de cinética ordem 'n' para um reagente} \quad (107)$$

Os reatores podem apresentar diferentes configurações e mecanismos de transporte dos materiais. Os reatores, de acordo com sua hidráulica, podem ser classificados em fluxo em pistão, mistura completa, fluxo disperso, células em série e/ou paralelo. A partir da solução das equações de balanço de massa e cinética química para o caso particular do estado estacionário ($\frac{\partial C}{\partial t} = 0$), temos:

Equações importantes na prospecção dos modelos:

$$\boxed{C = C_o \cdot e^{-k \cdot t_d}} \rightarrow \text{Fluxo pistão (reação de 1ª ordem)} \quad (108)$$

$$\boxed{C = \frac{C_o}{1 + K \cdot t_d}} \rightarrow \text{Mistura completa (reação de 1ª ordem)} \quad (109)$$

$$C = C_o \cdot \frac{4 \cdot a \cdot e^{\frac{1}{2} \cdot d}}{(1+a)^2 e^{\frac{a}{2} \cdot d} - (1-a)^2 e^{-\frac{a}{2} \cdot d}} \rightarrow \text{Fluxo disperso} \quad (110)$$

(WEHNER e WILHEM, 1956)

C = concentração de substrato no efluente (mg/l)

C_o = concentração de substrato no afluente (mg/l)

K = taxa de remoção de substrato (dia⁻¹)

t_d = tempo de detenção (dia)

$$a = \sqrt{1 + 4 \cdot K \cdot t_d \cdot d} \quad (111)$$

d = número de dispersão (-)

A figura 36 ilustra a lógica do funcionamento do regime hidráulico no tanque, onde uma concentração inicial de matéria orgânica adentra o tanque e, após transformar-se pela degradação cinética e pelas condições hidráulicas do regime, sai com uma concentração reduzida.

FIGURA 36 – ESQUEMA DO MODELO MATEMÁTICO DO TANQUE



Obs.: MO – matéria orgânica

Fonte: o autor

3.8.2. Parâmetros a analisar

O principal parâmetro a analisar é a matéria orgânica através dos parâmetros DQO e DBO para o substrato e sólidos suspensos voláteis para a biomassa.

Para as condições do experimento, em especial a qualidade e quantidade de dados disponíveis, a análise de substrato (entrando e saindo) foi realizada via DQO, ou seja, o principal indicador de matéria orgânica, e conseqüentemente sua remoção no tanque séptico, foi a DQO (que conforme já avaliado neste trabalho apresentou relação praticamente direta com a DBO).

Diversas publicações de vários autores, como ÁVILA (2005), LOUSTARINEM & RINTALA (2005) e VALENTIM et al (2003) utilizam dados de DQO (atrelando a DQO à DBO através de algumas análises pontuais de DBO). PILOTTO (2004) fez modelagem de tanques sépticos via análise de DQO.

3.8.3. Fenômenos a analisar

Na presente dissertação não será possível avaliar todos os processos de autodepuração que ocorrem no tanque séptico. A flotação (formação de pequenas bolhas de gases que geram a espuma) e a digestão no sedimento são variáveis que o experimento não foi capaz de mensurar. Os processos de crescimento da biomassa e digestão no meio suspenso puderam ser medidos através de indicadores (como DQO e sólidos) e foram importantes na modelagem. A sedimentação, que decorre da prévia decantação no tanque, também não pôde ser aferida diretamente, mas foi considerada via remoção de DQO_{total} (reação e decantação juntas). Um importante parâmetro, os sólidos sedimentáveis, não apresentou valores mensuráveis em laboratório. Esse parâmetro, se medido, possibilitaria uma melhor análise do fenômeno da sedimentação e formação do lodo.

A NBR 7229/1993 considera, para dimensionamento do volume do tanque, volume de decantação e volume de lodo (armazenamento e digestão). Fenômenos como a flotação ainda são pouco estudados e a influência desse processo no sistema é pouco conhecida, em termos analíticos e quantitativos.

3.8.4. Constantes a serem definidas

A principal constante a ser averiguada é a determinação da constante cinética de reação K para o tanque séptico. A taxa de reação é um dos principais parâmetros para a elaboração de um modelo do processo de remoção de substrato.

Ao definir-se um valor de K , busca-se no modelo a definição do regime hidráulico do tanque. Os modelos clássicos são o fluxo em pistão, o fluxo disperso e a mistura completa.

PILOTTO (2004) não obteve no método estatístico utilizado um valor de K (todas as suas simulações obtinham estimativas de erros idênticas). Ela adotou um

$K=2,2 \text{ dia}^{-1}$, baseado em consulta bibliográfica (pesquisa sobre reatores anaeróbios de HENZE e HARREMOES¹ - 1983).

PILOTTO (2004) concluiu em sua pesquisa que o tanque séptico se comporta como um reator de fluxo disperso. Ela obteve esse resultado estipulando o valor de $K=2,2 \text{ dia}^{-1}$ e observando qual regime hidráulico registrava o menor Erro Padrão da Estimativa para valor de K fixo.

TABELA 36 – RESULTADOS DE PILOTTO PARA O TANQUE SÉPTICO

Configuração	Parâmetro	Td (d)	k (dia^{-1})	Regime Hidráulico	d (núm. de dispersão)
Câmara única	DQO Total	0,392	2,2	Fluxo Disperso	0,31
Em série	DQO Solúvel	0,588	2,2	Fluxo Disperso	0,073

Fonte: PILOTTO (2004).

BOUNDS (1997 apud PILOTTO 2004) afirma em seu trabalho que o tanque séptico opera como um reator de fluxo em pistão.

Os principais itens a serem avaliados neste estudo foram a constante cinética de degradação (supostamente de 1ª ordem) e o regime hidráulico que ocorre no tanque séptico.

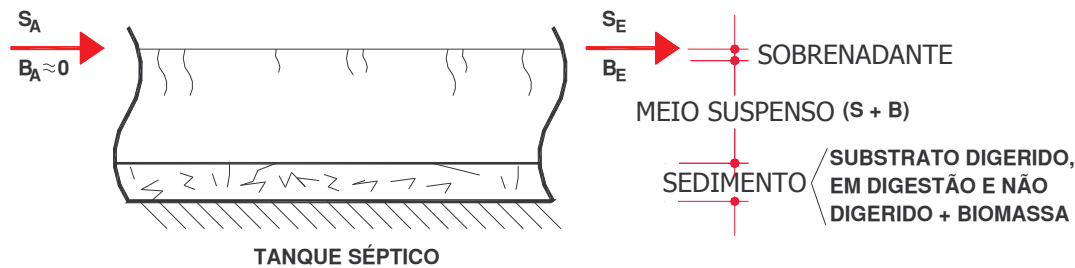
3.9. ESTRUTURA GERAL DO MODELO

O modelo se desenvolve em duas etapas. A primeira etapa, detalhada no item 3.9.1, é a análise de parâmetros indicadores de matéria orgânica, que entram e saem do tanque séptico, obtendo valores para a taxa de remoção e um regime hidráulico de funcionamento.

A figura 37 ilustra esquematicamente os três principais “setores” do tanque séptico (sobrenadante, meio suspenso e sedimento), locais onde existe degradação de matéria orgânica sob diferentes processos físicos e químicos.

¹HENZE, M.; HARREMOËS, P. Anaerobic Treatment of wastewater in Fixed Film Reactors – A Literature Review. Water Science and Technology, Copenhagen, vol. 15, p. 1-101, 1983.

FIGURA 37 – ESTRUTURA DO MODELO



Obs.: B - biomassa e S - substrato

Fonte: o autor

Equacionado o processo que se desenvolve no tanque séptico, considerando as diferenças da variação do tempo de detenção, procede-se a segunda etapa da modelagem: a determinação de volumes necessários ao tratamento anaeróbio (compartimentação de volumes).

Nesta segunda etapa (item 3.9.2) se busca estimar o volume necessário considerando os resultados obtidos na fase inicial. Para isso, compartimentou-se o volume em parte necessária à reação (degradação do substrato no meio suspenso e decantação) e parte destinada ao armazenamento e digestão do lodo.

A calibração do modelo na etapa inicial se deu via Estimativa Padrão do Erro, onde os valores gerados matematicamente (via modelo) foram confrontados com os valores reais medidos em laboratório para cada dado de entrada de DQO.

$$EE = \sqrt{\frac{\sum (y - \bar{y})^2}{n}} \rightarrow \text{Estimativa Padrão do Erro}$$

(112)

onde:

EE = estimativa padrão do erro (mg/l);

n = número de amostras;

y = valor calculado (mg/l);

\bar{y} = valor experimental (mg/l).

Na segunda etapa, a calibração foi realizada via comparação com outros modelos de dimensionamento existentes na literatura, especialmente a NBR 7229/1993 que é a preconizadora do dimensionamento de tanques sépticos no Brasil.

No quadro 5 é mostrado um esquema geral de toda a modelagem a ser desenvolvida, relacionando-se as etapas, as sub-etapas, o procedimento adotado, a calibragem realizada e quais os resultados obtidos.

QUADRO 5 – ESTRUTURA GERAL DO MODELO

Etapa		Sub-processos	Procedimento	Calibragem	Resultados obtidos
Etapa 1	Aplicação das prospecções matemáticas na obtenção dos parâmetros cinéticos e fluxos hidráulicos para os diversos tempos de detenção	FASE 1 → Remoção de substrato não considerando efeito da temperatura	Adotar K e o regime hidráulico com menor erro aferido, após simular todos os regimes variando K (para fluxo disperso variar coeficiente de dispersão também)	Erro Padrão da Estimativa	K e regimes hidráulicos para cada tempo de detenção
		FASE 2 → Remoção de substrato considerando efeito da temperatura			
Etapa 2	Obtenção de volumes de tanque séptico via compartimentação (volumes de reação e sedimentação)	→ Obtenção de equação de volume via reação	→ Obter com o uso das teorias cinéticas e de fluxos hidráulicos	Comparação com outras formulações propostas, especialmente a NBR 7229/93	Nova equação de dimensionamento de tanques sépticos a partir de modelagem
		→ Volume via sedimentação	→ Obter utilizando teorias de sedimentação		

Fonte: o autor

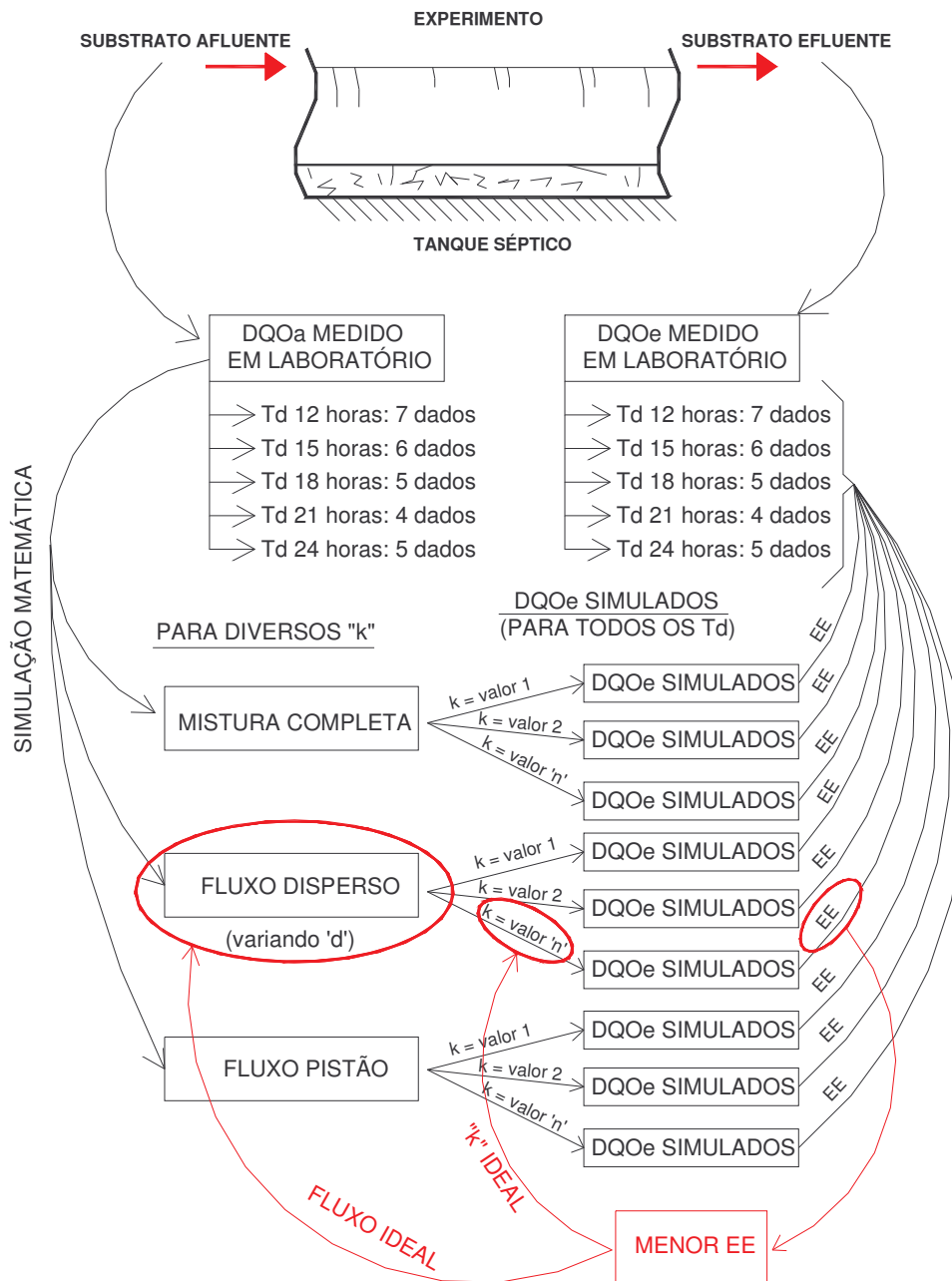
3.9.1. Etapa 1 da modelagem : aplicação das prospecções matemáticas na obtenção dos parâmetros cinéticos e fluxos hidráulicos para os diversos tempos de detenção

A operação do experimento gerou ao seu desfecho uma tabela de informações acerca da eficiência do tanque séptico. Esses dados encontram-se no anexo 2. As informações utilizadas para essa etapa da modelagem encontram-se na tabela 30 (página 90).

A fim de definir qual o regime hidráulico de operação do tanque séptico e a taxa de remoção foi simulada a remoção de substrato (DQO). O resultado da simulação matemática foi comparado ao valor aferido em laboratório.

A figura 38 ilustra o fluxograma das simulações até a obtenção dos valores desejados.

FIGURA 38 – FLUXOGRAMA DAS PROSPECÇÕES (MODELAGEM)



Obs.: EE – Erro Padrão da Estimativa

Fonte: o autor

Para as simulações foram utilizados os dados de DQO de entrada no sistema. Esses dados passaram por um tratamento matemático para obtenção de valores de saída (DQO efluente tratado). Esse tratamento matemático se deu com o uso dos regimes hidráulicos:

$$C = C_o \cdot e^{-K \cdot t_d} \rightarrow \text{Fluxo pistão (reação de 1ª ordem)} \quad (113)$$

$$C = \frac{C_o}{1 + K \cdot t_d} \rightarrow \text{Mistura completa (reação de 1ª ordem)} \quad (114)$$

$$C = C_o \cdot \frac{4 \cdot a \cdot e^{\frac{1}{2} \cdot d}}{(1 + a)^2 e^{\frac{a}{2} \cdot d} - (1 - a)^2 e^{-\frac{a}{2} \cdot d}} \rightarrow \text{Fluxo disperso} \quad (115)$$

Sabendo-se a concentração de entrada (C_o), variou-se o 'K' nas equações dos regimes hidráulicos. Para o fluxo disperso foram testados números de dispersão (d) iguais a 0,05 ; 0,10 ; 0,20 ; 0,30 ; 0,40 ; 0,50 ; 3,00 ; 4,00 e 20,0. Dessa forma obtiveram-se vários conjuntos de resultados (para cada 'K' e regime). Esses resultados foram comparados aos obtidos em laboratório, via erro padrão da estimativa. O menor valor de erro identifica o 'K' e o regime hidráulico que melhor traduzem o processo de degradação da matéria orgânica no tanque séptico. Como o processo para obtenção do K e do regime hidráulico foi computacional, a precisão foi bastante elevada, uma vez que a quantidade de iterações na busca pelo menor erro pode ser bastante ampla.

Essa operação (conforme fluxograma da figura 38) foi feita para todos os cinco tempos de detenção mensurados no experimento.

Primeiramente simulou-se sem considerar a influência da temperatura no processo. Numa segunda fase a influência foi considerada com o uso da equação de Van't Hoff Arrhenius:

$$k_{1(T)} = k_{1(T=20^\circ C)} \theta^{(T-20)} \quad (116)$$

Considerando a temperatura poderemos obter um resultado ainda mais confiável. Com a equação de Van't Hoff Arrhenius substituímos os valores de 'K' nas equações dos regimes hidráulicos pelo valor de 'K' padrão a 20°C corrigido à temperatura da amostra. Foi adotado um θ igual a 1,047 (valor médio para degradação de matéria orgânica – VON SPERLING 1996 p. 113 e CHAPRA 1997).

Dessa forma, numa segunda etapa buscou-se uma modelagem considerando a influência da temperatura na degradação da matéria orgânica. Considerar o efeito da temperatura é oportuno, uma vez que reproduz melhor a realidade da degradação. Isso se explica através da seguinte hipótese: duas amostras degradam a partir de um mesmo DQO de entrada com a mesma eficiência, o tempo de detenção é o mesmo, mas as temperaturas diferem (15°C e

25°C respectivamente). Da forma que a primeira modelagem foi realizada o valor de K seria idêntico, porém para uma amostra seria o valor de K (na base 15°C) e na outra o K (na base 25°C). Certamente ao igualar a temperatura de ambas amostras a 20°C e mantendo-se as demais condições constantes teríamos eficiências de remoção distintas, ou seja, valores de K diferentes e, a depender da análise, fluxos hidráulicos também distintos.

Evidente que o efeito da temperatura é relativamente pequeno, porém ele existe e deve ser considerado. Utilizando a equação de Van't Hoff Arrhenius nivelou-se o tratamento para as constantes K de referência a 20°C (base e).

Há, porém, grande divergência entre os autores quanto à influência da temperatura na degradação da matéria orgânica segundo FRIEMAN¹ (1971 apud PATZA, 1981). FRIEMAN concluiu que há linhas de pesquisa que consideram o efeito da temperatura bastante importante e que outros nem tanto. Nesse trabalho considerar-se-á a equação de Arrhenius como válida e a influência da temperatura importante dentro da limitação de sua formulação.

3.9.2. Etapa 2 da modelagem: obtenção de volumes de tanque séptico via compartimentação (volumes de reação e sedimentação)

Na segunda etapa de modelagem buscou-se equacionar uma solução para o dimensionamento do tanque séptico. A estrutura de modelo de dimensionamento é proposta considerando apenas a sedimentação (lodo), a digestão no meio suspenso e a decantação (segundo a própria NBR 7229/93 propõe).

O resultado da primeira fase é um modelo matemático do regime hidráulico do reator para remoção de matéria orgânica à luz da cinética química de degradação. Trata-se de um modelo ainda incipiente, baseado numa gama limitada de dados, porém define uma concepção de dimensionamento para o tanque séptico.

A intenção dessa segunda fase é sugerir uma nova equação de dimensionamento utilizando os resultados obtidos na fase um.

¹FRIEMAN, A. A. and SCHROEDER, E. D. Temperature effects on growth and yield for activated sludge. Inc. Proc. of the 26th Ind. Waste Conf. Lafayette, Ind. v-2. p. 1060-1073. 1971

Partindo do proposto na NBR 7229/1993, temos:

$$V = 1000 + N \cdot C_{\text{ontr}} \cdot \text{TDH} + N \cdot K_{\text{NBR}} \cdot L_f \quad (117)$$

O termo $N \cdot C_{\text{ontr}} \cdot \text{TDH}$ é o volume destinado a decantação do esgoto. O termo $N \cdot K_{\text{NBR}} \cdot L_f$ refere-se ao volume destinado ao lodo (digestão e armazenamento). Os 1000 litros são um volume mínimo usado para proporcionar volumes reativos de tanque a baixas vazões, segundo ANDRADE NETO et al. 2000.

A partir da fase 1 temos definidos os valores das taxas de remoção e regimes hidráulicos para os tempos de detenção de 12, 15, 18, 21 e 24 horas.

A primeira etapa nesta proposição de aperfeiçoamento do dimensionamento é a estimativa das vazões afluentes. Não foi objetivo desta dissertação avaliar contribuições individuais médias de cada pessoa. Dessa forma, manter-se-á o proposto na norma (conforme tabela 17 página 66), e define-se a vazão como:

$$Q = N \cdot C$$

Na etapa posterior propõe-se uma tabela que relacione a vazão estimada com tempos de detenção e eficiência média de remoção de substrato. A seguir a tabela 37 exhibe uma idéia preliminar de como seria a tabela proposta.

TABELA 37 – OBTENÇÃO DO t_d NO MODELO

Vazão estimada (N.C)	Eficiência média (%)	Detenção	Complementos
De ____ a ____	De ____ a ____	t_{d1}	Descrições gerais
De ____ a ____	De ____ a ____	t_{dn}	Descrições gerais

Fonte: o autor

Essa tabela será semelhante a tabela da norma (ver tabela 18 página 66), porém já com algumas modificações. Ao estimar a vazão encontramos a mesma relacionada na tabela e atentando-se as descrições gerais nos complementos obtemos o t_d de dimensionamento e a eficiência média de remoção de substrato.

Assim que foi definido o tempo de detenção, temos definida uma taxa de remoção (K) e um fluxo hidráulico (obtidos na fase um da modelagem). Adotando uma temperatura do efluente procede-se ao cálculo do volume necessário à reação anaeróbia e decantação.

O volume é obtido substituindo-se o termo tempo de detenção pela razão do volume pela vazão na formulação de fluxo hidráulico (pistão, mistura completa ou disperso) ao t_d em questão. A eficiência média de remoção de substrato substitui

os termos C (substrato efluente) e C_o (substrato afluyente) nas formulações de fluxo hidráulico.

$$Eficiência = \left(\frac{C_o - C}{C_o} \right) \quad (118)$$

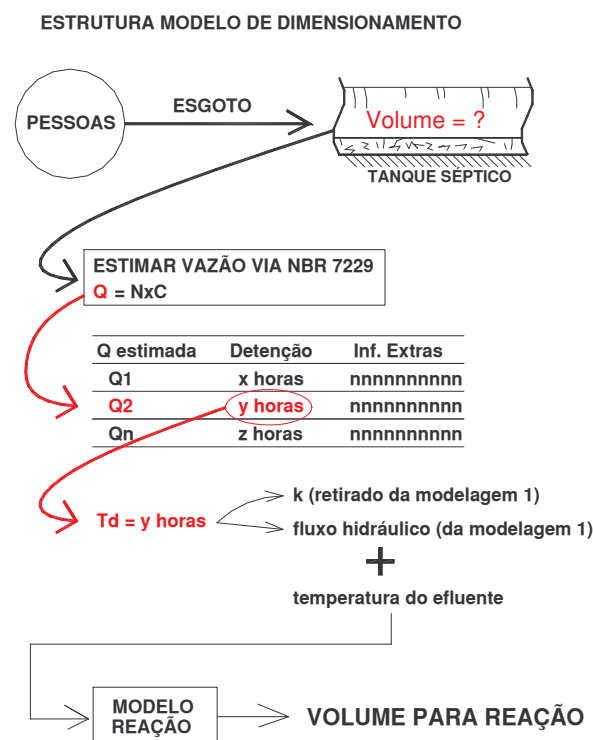
$$\frac{C}{C_o} = 1 - Eficiência \quad (119)$$

Ainda podemos definir uma taxa de remoção k corrigida pela formulação de Van't Hoff Arrhenius (com $\theta = 1,047$).

Com essa manipulação de fórmulas ficamos com uma única incógnita o volume necessário à reação e decantação.

A figura 39 resume com um fluxograma o modelo para dimensionamento do volume de reação.

FIGURA 39 – FLUXOGRAMA DO MODELO DE DIMENSIONAMENTO PROPOSTO PARA TANQUES SÉPTICOS – PARTE REAÇÃO/DECANTAÇÃO



Fonte: o autor

O volume referente ao lodo ficou muito mais difícil de ser obtido do que o volume de reação/decantação. O ideal seria trabalhar com dados de sólidos

sedimentáveis para avaliar mais precisamente essa parcela. Entretanto o experimento não propiciou valores mensuráveis desse parâmetro físico.

Para uma avaliação foi proposta uma teoria baseada na literatura (teorias de sedimentação) e nos dados de remoção de substrato. Fazendo-se um balanço de massa global no reator:

Acumulação = Entrada – Saída + Produção – Consumo – Sedimentação

Partindo-se do pressuposto que se operou em estado estacionário, a acumulação é igual a zero. Também não ocorre produção de substrato no tanque (o que elimina o termo produção do balanço). Assim obtém-se:

Entrada = Saída + Consumo + Sedimentação

Ou:

$$C_o \cdot Q = C \cdot Q + k \cdot V \cdot C + v_{sed} \cdot A_{sed} \cdot C \quad (120)$$

Ou reescrevendo,

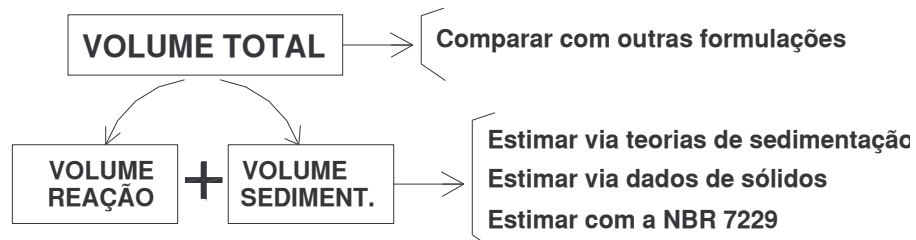
$$v_{sed} = \frac{\left(\left(\frac{C_o \cdot Q}{C} \right) - Q - k \cdot V \right)}{A_{sed}} \quad (121)$$

Correlacionando v_{sed} ou o fator de assimilação 'a' (descrito anteriormente) com parâmetros de vazão e área de sedimentação buscar-se-ão elementos que auxiliem o dimensionamento do volume para lodo, com a base de dados do experimento.

Na seqüência deste trabalho se comprovará que essa metodologia para consideração da sedimentação no tanque foi ineficiente, uma vez que o balanço de massa descrito na equação 120 pressupõe um reator com regime mistura completa. A análise do parâmetro sólidos sedimentáveis seria fundamental para esta análise.

Na figura 40 apresenta-se a concepção do modelo de dimensionamento de volumes, baseado em soma de contribuições parciais.

FIGURA 40 – FLUXOGRAMA DO MODELO DE DIMENSIONAMENTO COMPLETO PARA TANQUES SÉPTICOS



Fonte: o autor

4. RESULTADOS OBTIDOS

4.1. MODELO 1 : REGIME HIDRÁULICO E CONSTANTE CINÉTICA

4.1.1. Resultados encontrados para regime hidráulico e constante cinética por tempo de detenção

4.1.1.1. Sem a consideração do efeito da temperatura

Adotando o procedimento descrito na metodologia foram obtidos valores de Estimativa Padrão do Erro para os diversos dados de DQO mensurados.

Foram utilizados os dados de DQO afluente por tempo de detenção simulando-se o resultado de DQO efluente a partir dos modelos de fluxo em pistão, mistura completa e fluxo disperso.

Na tabela 38 apresentam-se os valores de K obtidos para o menor erro possível dentro de cada fluxo testado e o valor do erro medido para dados no tempo de detenção de 12 horas.

TABELA 38 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 12 HORAS

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	0,475	dia ⁻¹	46,9728
d=0,05	0,482	dia ⁻¹	46,9728
d=0,10	0,486	dia ⁻¹	46,9728
d=0,20	0,494	dia ⁻¹	46,9728
d=0,30	0,500	dia ⁻¹	46,9728
d=0,40	0,504	dia ⁻¹	46,9728
d=0,50	0,509	dia ⁻¹	46,9728
d=3,00	0,529	dia ⁻¹	46,9728
d=4,00	0,531	dia ⁻¹	46,9728
d=20,0	0,536	dia ⁻¹	46,9728
Mist Compl.	0,537	dia ⁻¹	46,9728

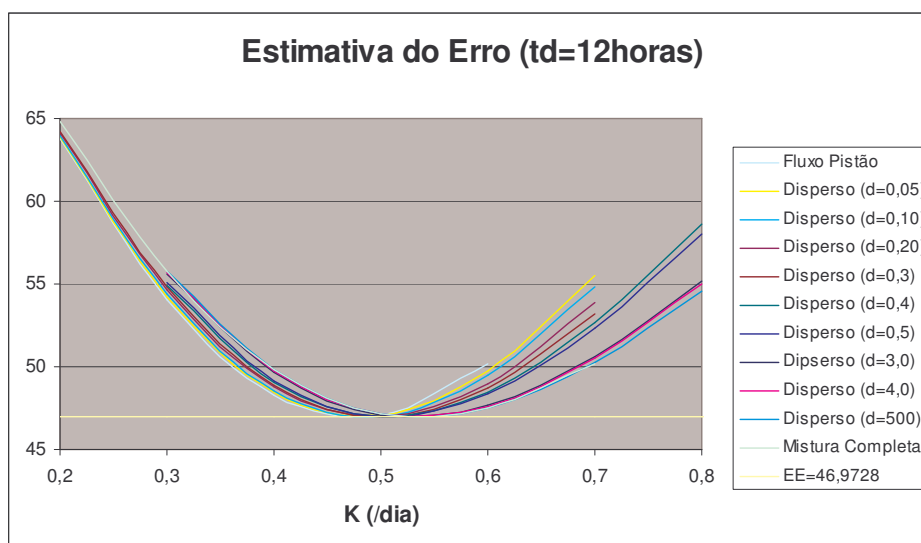
Fonte: o autor

Observa-se uma inesperada semelhança: todos os erros mínimos são idênticos. Não é possível eleger um fluxo de trabalho, nem uma constante cinética de degradação para o tanque séptico, com essa modelagem. Tanto um fluxo disperso (d=0,20) com K=0,494dia⁻¹, como um fluxo mistura completa com K=0,537dia⁻¹ obtém resultados simulados com igual erro perante os dados reais.

No anexo 1 deste trabalho apresentam-se todas as planilhas e cálculos realizados para a obtenção dos resultados e confecção de gráficos.

A figura 41 ilustra a variação do erro pela variação de K em cada fluxo. Observa-se que para constantes cinéticas abaixo de $0,4 \text{ dia}^{-1}$ e acima de $0,6 \text{ dia}^{-1}$ os erros são maiores para todos os fluxos. Neste intervalo de $0,4$ a $0,6 \text{ dia}^{-1}$ todos os fluxos atingem seu mínimo, sendo que em todos os casos o erro mínimo foi igual a $46,9728 \text{ mg/l}$.

FIGURA 41 – GRÁFICO VARIAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO VERSUS ERRO PADRÃO DA ESTIMATIVA PARA OS DIVERSOS FLUXOS HIDRÁULICOS



Fonte: o autor

A seguir apresentam-se todos as tabelas resumos dos resultados obtidos para todos os tempos de detenção (com dados de DQO total).

TABELA 39 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 15 HORAS

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	0,878	dia ⁻¹	63,9671
d=0,05	0,901	dia ⁻¹	63,9671
d=0,10	0,921	dia ⁻¹	63,9671
d=0,20	0,956	dia ⁻¹	63,9671
d=0,30	0,983	dia ⁻¹	63,9671
d=0,40	1,004	dia ⁻¹	63,9671
d=0,50	1,021	dia ⁻¹	63,9671
d=3,00	1,128	dia ⁻¹	63,9671
d=4,00	1,138	dia ⁻¹	63,9671
d=20,0	1,163	dia ⁻¹	63,9671
Mist Compl.	1,169	dia ⁻¹	63,9671

Fonte: o autor

TABELA 40 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 18 HORAS

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	1,535	dia ⁻¹	38,9930
d=0,05	1,618	dia ⁻¹	38,9930
d=0,10	1,694	dia ⁻¹	38,9930
d=0,20	1,822	dia ⁻¹	38,9930
d=0,30	1,925	dia ⁻¹	38,9930
d=0,40	2,010	dia ⁻¹	38,9930
d=0,50	2,080	dia ⁻¹	38,9930
d=3,00	2,610	dia ⁻¹	38,9930
d=4,00	2,666	dia ⁻¹	38,9930
d=20,0	2,831	dia ⁻¹	38,9930
Mist Compl.	2,881	dia ⁻¹	38,9930

Fonte: o autor

TABELA 41 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 21 HORAS

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	1,353	dia ⁻¹	108,5647
d=0,05	1,429	dia ⁻¹	108,5647
d=0,10	1,497	dia ⁻¹	108,5647
d=0,20	1,613	dia ⁻¹	108,5647
d=0,30	1,707	dia ⁻¹	108,5647
d=0,40	1,784	dia ⁻¹	108,5647
d=0,50	1,848	dia ⁻¹	108,5647
d=3,00	2,336	dia ⁻¹	108,5647
d=4,00	2,389	dia ⁻¹	108,5647
d=20,0	2,542	dia ⁻¹	108,5647
Mist Compl.	2,589	dia ⁻¹	108,5647

Fonte: o autor

TABELA 42 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 24 HORAS

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	0,521	dia ⁻¹	110,0128
d=0,05	0,534	dia ⁻¹	110,0128
d=0,10	0,546	dia ⁻¹	110,0128
d=0,20	0,565	dia ⁻¹	110,0128
d=0,30	0,580	dia ⁻¹	110,0128
d=0,40	0,592	dia ⁻¹	110,0128
d=0,50	0,601	dia ⁻¹	110,0128
d=3,00	0,661	dia ⁻¹	110,0128
d=4,00	0,666	dia ⁻¹	110,0128
d=20,0	0,680	dia ⁻¹	110,0128
Mist Compl.	0,683	dia ⁻¹	110,0128

Fonte: o autor

Em todas as simulações o mesmo problema de obtenção de erro mínimo idêntico nos diversos fluxos testados ocorreu, ficando impossível definir parâmetros cinéticos.

4.1.1.2. Com a consideração do efeito da temperatura

A tabela 43 resume os resultados obtidos para o tempo de detenção de 12 horas considerando o efeito da temperatura na degradação da matéria orgânica.

TABELA 43 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS PARA TEMPO DE DETENÇÃO DE 12 HORAS CONSIDERANDO EFEITO DE TEMPERATURA

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	0,522	dia ⁻¹	39,6891
d=0,05	0,529	dia ⁻¹	39,7502
d=0,10	0,533	dia ⁻¹	39,8027
d=0,20	0,542	dia ⁻¹	39,8877
d=0,30	0,549	dia ⁻¹	39,9511
d=0,40	0,555	dia ⁻¹	39,9994
d=0,50	0,559	dia ⁻¹	40,0371
d=3,00	0,583	dia ⁻¹	40,2533
d=4,00	0,585	dia ⁻¹	40,2703
d=20,0	0,590	dia ⁻¹	40,3150
Mist Compl.	0,591	dia ⁻¹	40,3271

Fonte: o autor

Os valores de DQO afluente são os mesmos (mensurados em laboratório).

Observa-se que o erro padrão da estimativa ficou sempre menor que o anterior de 46,9727 (para simulação sem considerar temperatura).

Nessa simulação obteve-se valores distintos de erro mínimo. Para os dados considerados o regime fluxo pistão com $K=0,522\text{dia}^{-1}$ é o que melhor representa o comportamento de degradação da matéria orgânica no tanque séptico para o tempo de detenção de 12 horas, apresentando com menor erro de estimativa.

No anexo 2 apresentam-se as planilhas e cálculos completos que levaram a esses resultados.

Na seqüência é apresentado a tabela 44 com todos os resultados para os cinco tempos de detenção medidos no experimento (considerando efeito da temperatura na degradação).

TABELA 44 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS, CONSIDERANDO EFEITO DE TEMPERATURA, PARA TODOS OS TEMPOS DE DETENÇÃO

	Regime	K	unid	EE
TDH 12 horas	Fluxo Pistão	0,522	dia-1	39,689
	d=0,05	0,529	dia-1	39,750
	d=0,10	0,533	dia-1	39,803
	d=0,20	0,542	dia-1	39,888
	d=0,30	0,549	dia-1	39,951
	d=0,40	0,555	dia-1	39,999
	d=0,50	0,559	dia-1	40,037
	d=3,00	0,583	dia-1	40,253
	d=4,00	0,585	dia-1	40,270
	d=20,0	0,590	dia-1	40,315
	Mist Compl.	0,591	dia-1	40,327
	Regime	K	unid	EE
TDH 15 horas	Fluxo Pistão	0,862	dia-1	61,801
	d=0,05	0,884	dia-1	61,853
	d=0,10	0,905	dia-1	61,894
	d=0,20	0,939	dia-1	61,958
	d=0,30	0,965	dia-1	62,004
	d=0,40	0,986	dia-1	62,038
	d=0,50	1,002	dia-1	62,065
	d=3,00	1,107	dia-1	62,224
	d=4,00	1,116	dia-1	62,237
	d=20,0	1,141	dia-1	62,272
	Mist Compl.	1,147	dia-1	62,282

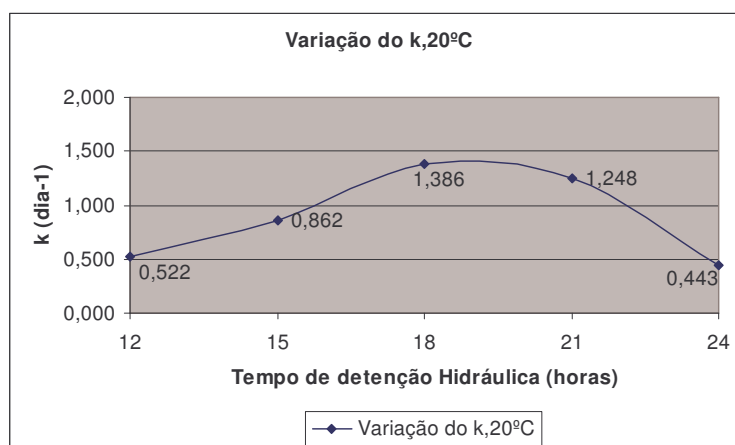
	Regime	K	unid	EE
TDH 18 horas	Fluxo Pistão	1,386	dia-1	26,630
	d=0,05	1,468	dia-1	26,993
	d=0,10	1,530	dia-1	27,268
	d=0,20	1,646	dia-1	27,702
	d=0,30	1,739	dia-1	28,018
	d=0,40	1,815	dia-1	28,262
	d=0,50	1,878	dia-1	28,457
	d=3,00	2,354	dia-1	29,815
	d=4,00	2,404	dia-1	29,952
d=20,0	2,551	dia-1	30,350	
Mist Compl.	2,595	dia-1	30,470	
	Regime	K	unid	EE
TDH 21 horas	Fluxo Pistão	1,248	dia-1	101,133
	d=0,05	1,317	dia-1	101,380
	d=0,10	1,380	dia-1	101,577
	d=0,20	1,501	dia-1	101,893
	d=0,30	1,573	dia-1	102,075
	d=0,40	1,644	dia-1	102,232
	d=0,50	1,702	dia-1	102,357
	d=3,00	2,148	dia-1	103,199
	d=4,00	2,195	dia-1	103,282
d=20,0	2,335	dia-1	103,523	
Mist Compl.	2,376	dia-1	103,595	
	Regime	K	unid	EE
TDH 24 horas	Fluxo Pistão	0,443	dia-1	109,071
	d=0,05	0,454	dia-1	109,087
	d=0,10	0,463	dia-1	109,101
	d=0,20	0,480	dia-1	109,123
	d=0,30	0,493	dia-1	109,139
	d=0,40	0,503	dia-1	109,151
	d=0,50	0,511	dia-1	109,161
	d=3,00	0,562	dia-1	109,218
	d=4,00	0,566	dia-1	109,222
d=20,0	0,577	dia-1	109,235	
Mist Compl.	0,580	dia-1	109,239	

Obs.: Valores de K referência 20°C (base e)

Hachurados os regimes hidráulicos com menores erros apurados

A figura 42 apresenta os valores de K obtidos para o menor Erro Padrão da Estimativa em cada tempo de detenção, sempre para o fluxo em pistão.

FIGURA 42 – GRÁFICO VARIAÇÃO K (BASE e, 20°C) NOS TEMPOS DE DETENÇÃO (REGIME FLUXO PISTÃO)



Fonte: o autor

4.1.2. Validação do modelo utilizado

A fim de validar os procedimentos realizados testaram-se dois conjuntos de dados gerados em fluxos idealizados.

Foram atribuídos valores de DQO afluentes e calculados DQO efluentes ao tanque séptico para um tempo de detenção hidráulica de 18 horas para um fluxo disperso ($d=0,5$) com $K= 1,9 \text{ dia}^{-1}$.

TABELA 45 – DADOS GERADOS EM UM MODELO FLUXO DISPERSO ($d=0,5$) IDEALIZADO PARA UM TDH DE 18 HORAS

DQOa (mg/l)	DQOe (mg/l)	Temp (°C)	Eficiência
821,30	248,97	23,0	69,69%
428,60	152,54	19,0	64,41%
421,20	127,68	23,0	69,69%
611,10	177,43	24,0	70,97%
645,80	221,19	20,0	65,75%

Fonte: o autor

A seguir apresentam-se os resultados obtidos para as prospecções por modelos nos dados virtuais. Na tabela 46 se confirmam os valores de K adotados e o regime escolhido (que resultou erro zero). O procedimento é considerado válido, pois aponta com precisão os parâmetros buscados.

TABELA 46 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS CONSIDERANDO OS VALORES IDEALIZADOS DA TABELA 45

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	1,399	dia ⁻¹	3,8602
d=0,05	1,485	dia ⁻¹	3,2370
d=0,10	1,546	dia ⁻¹	2,3511
d=0,20	1,663	dia ⁻¹	1,4394
d=0,30	1,757	dia ⁻¹	0,8212
d=0,40	1,836	dia ⁻¹	0,3627
d=0,50	1,900	dia ⁻¹	0,0000
d=3,00	2,386	dia ⁻¹	2,2908
d=4,00	2,438	dia ⁻¹	2,5076
d=20,0	2,589	dia ⁻¹	3,1260
Mist Compl.	2,634	dia ⁻¹	3,3084

Fonte: o autor

Nas simulações com dados do experimento o fluxo em pistão sempre apontou o menor erro padrão de estimativa para os cinco tempo de detenção. Apesar do teste com valores virtuais ideais de fluxo disperso ter comprovado que a modelagem não é tendenciosa (ou viciada), apresenta-se mais um teste para validar o experimento.

TABELA 47 – DADOS GERADOS DE UM MODELO MISTURA COMPLETA (K = 1,5 DIA⁻¹) IDEALIZADO PARA UM TDH DE 15 HORAS

DQOa (mg/l)	DQOe (mg/l)	Temp (°C)	Eficiência
821,30	395,62	23,0	51,83%
428,60	226,12	19,0	47,24%
421,20	202,89	23,0	51,83%
611,10	287,36	24,0	52,98%
645,80	333,32	20,0	48,39%

Fonte: o autor

TABELA 48 – ESTIMATIVA PADRÃO DO ERRO E CONSTANTES CINÉTICAS CONSIDERANDO OS VALORES IDEALIZADOS DA TABELA 47

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	1,029	dia ⁻¹	4,6864
d=0,05	1,066	dia ⁻¹	4,1871
d=0,10	1,096	dia ⁻¹	3,7676
d=0,20	1,151	dia ⁻¹	3,1969
d=0,30	1,179	dia ⁻¹	3,1544
d=0,40	1,222	dia ⁻¹	2,3801
d=0,50	1,243	dia ⁻¹	0,0000
d=3,00	1,426	dia ⁻¹	0,6050
d=4,00	1,444	dia ⁻¹	0,4603
d=20,0	1,489	dia ⁻¹	0,1557
Mist Compl.	1,500	dia ⁻¹	0,0000

Fonte: o autor

Novamente o procedimento de prospecção apontou precisamente o fluxo e a constante cinética adotada na geração dos dados virtuais.

Evidente que com dados virtuais idealizados obteve-se erros zeros. Com dados do experimento buscaram-se erros mínimos.

5. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1. ANALISANDO O MODELO 1 : REGIME HIDRÁULICO E CONSTANTE CINÉTICA

Importantes resultados foram obtidos com as simulações. É evidente que se fica atrelado a uma realidade limitada dentro dos dados medidos no experimento. Estudos futuros deverão aprofundar substancialmente a presente pesquisa a fim de criar-se condições de generalizar conclusões.

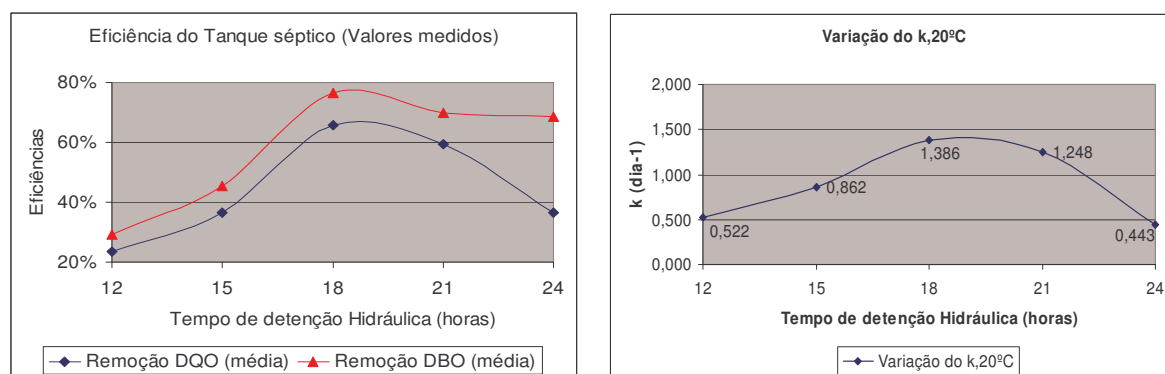
Pode-se afirmar, dentro dos dados de DQO medidos em laboratório e com a modelagem desenvolvida, que o regime hidráulico que melhor definiu o comportamento do tanque séptico é o fluxo em pistão. A diferença de erros foi muito pequena comparativamente a outros fluxos. Entretanto, cabe ressaltar que nos cinco tempos de detenção foi obtido esse mesmo regime hidráulico. Dessa forma admite-se que o tanque séptico tende a um regime fluxo em pistão.

BOUNDS (1997 apud PILOTTO 2004) afirma em seu trabalho que o tanque séptico tende a um fluxo em pistão. PILOTTO (2004) obteve o fluxo disperso ($d=0,31$) para o tanque obtido, entretanto, a partir de dado bibliográfico de constante cinética, uma vez que suas simulações não permitiram extrair resultados do fluxo e constante cinética.

Outra importante conclusão refere-se aos valores dos coeficientes da taxa de remoção de substrato - K (base e , 20°C) - definidos em cada tempo de detenção. A figura 43 demonstra um aspecto convexo para a curva de variação do K . Para o limitado universo de dados testados podemos concluir que para tempos de detenção menores o valor de K é menor. Para tempos de detenção entre 18 e 21 horas foi obtido um K máximo, onde a eficiência de remoção é maximizada.

Para o tempo de detenção de 24 horas o K reduziu significativamente, indicando uma redução na eficiência de remoção de matéria orgânica. Essa conclusão é duvidosa, pois comparando as eficiências de remoção reais medidas para DQO e DBO nota-se uma pequena distorção bem no ponto de t_d 24 horas

FIGURA 43 – GRÁFICOS EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO REAL E VARIAÇÃO DO K NO TANQUE SÉPTICO



Fonte: o autor

Observa-se que a curva da constante cinética obtida tem um traçado similar a de eficiência de remoção de matéria orgânica em termo de DQO. Para a DBO no ponto de t_d 24 horas tem-se uma diferença.

A base de dados de DQO é muito maior, razão pela qual se optou pela modelagem via esse parâmetro.

Essa diferença (entre DQO e DBO) pode indicar que a eficiência de remoção e o valor da constante cinética estabilizariam a partir do tempo de detenção aproximado de 18 horas, ou que teria uma queda mais suave que a observada na curva de variação da constante K.

Pode-se perceber que a curva de eficiência (ou da constante cinética) deve ter um limite, ou seja, não adianta aumentar o tempo de detenção indefinidamente para o tanque séptico, pois não haverá ganhos significativos no aumento de remoção de matéria orgânica. A razão K versus t_d deve permanecer próxima a um valor constante a partir do t_d de 18 horas aproximadamente. Isso implica que mesmo para tempos de detenção elevados a eficiência de remoção variará pouco.

Considerando estritamente os resultados obtidos pela simulação que originou os valores de K, poder-se-ia dizer que o tempo de detenção de 24 horas é pouco interessante no aspecto técnico/econômico. Seria o tanque que necessitaria maiores volumes e teria eficiência reduzida. Mesmo considerando a curva de remoção da DBO (onde a eficiência de remoção foi maior) ainda é questionável a adoção do tempo de detenção de 24 horas, que traria acréscimo de volumes ao tanque e pouco ganho de qualidade no tratamento.

5.1.1. Definição do modelo 1

A definição do modelo 1, que é o que exprime as reações de degradação de matéria orgânica no tanque séptico, parte dos parâmetros definidos na modelagem que indicou os valores de K e regime hidráulico.

No quadro 6 encontra-se o resumo da base de dados que gerou o modelo. O regime é sempre o fluxo em pistão. No quadro os valores de C e Co se referem à matéria orgânica (DQO ou DBO) efluente e afluente, respectivamente.

QUADRO 6 – PARÂMETROS DE ENTRADA NO MODELO 1

	Parâmetros	valor	unid	Observação
TDH 12 horas	K (20°C)	0,522	dia-1	Retirado da prospecção
	Regime Hidráulico	Fluxo Pistão	-	Retirado da prospecção
	Equação	$C = C_o \cdot e^{-k_{(T=20^\circ C)} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t_d}$		Considerando a temperatura
	θ	1,047	-	CHAPRA (1997)
	t_d	0,500	dia	
	T	qualquer	°C	temperatura do efluente
	C	qualquer	mg/l	matéria orgânica efluente
	Co	qualquer	mg/l	matéria orgânica afluente
	Relação C/Co	0,770	-	(T=20°C)
	Eficiência	23%	-	-
TDH 15 horas	Parâmetros	valor	unid	Observação
	K (20°C)	0,862	dia-1	Retirado da prospecção
	Regime Hidráulico	Fluxo Pistão	-	Retirado da prospecção
	Equação	$C = C_o \cdot e^{-k_{(T=20^\circ C)} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t_d}$		Considerando a temperatura
	θ	1,047	-	CHAPRA (1997)
	t_d	0,625	dia	
	T	qualquer	°C	temperatura do efluente
	C	qualquer	mg/l	matéria orgânica efluente
	Co	qualquer	mg/l	matéria orgânica afluente
	Relação C/Co	0,584	-	(T=20°C)
Eficiência	42%	-	-	

TDH 18 horas	Parâmetros	valor	unid	Observação
	K (20°C)	1,386	dia-1	Retirado da prospecção
	Regime Hidráulico	Fluxo Pistão	-	Retirado da prospecção
	Equação	$C = C_o \cdot e^{-k_{(T=20^\circ C)} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t_d}$		Considerando a temperatura
	θ	1,047	-	CHAPRA (1997)
	t_d	0,750	dia	
	T	qualquer	°C	temperatura do efluente
	C	qualquer	mg/l	matéria orgânica efluente
	Co	qualquer	mg/l	matéria orgânica afluyente
	Relação C/Co	0,354	-	(T=20°C)
Eficiência	65%	-	-	
TDH 21 horas	Parâmetros	valor	unid	Observação
	K (20°C)	1,248	dia-1	Retirado da prospecção
	Regime Hidráulico	Fluxo Pistão	-	Retirado da prospecção
	Equação	$C = C_o \cdot e^{-k_{(T=20^\circ C)} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t_d}$		Considerando a temperatura
	θ	1,047	-	CHAPRA (1997)
	t_d	0,875	dia	
	T	qualquer	°C	temperatura do efluente
	C	qualquer	mg/l	matéria orgânica efluente
	Co	qualquer	mg/l	matéria orgânica afluyente
	Relação C/Co	0,336	-	(T=20°C)
Eficiência	66%	-	-	
TDH 24 horas	Parâmetros	valor	unid	Observação
	K (20°C)	0,443	dia-1	Retirado da prospecção
	Regime Hidráulico	Fluxo Pistão	-	Retirado da prospecção
	Equação	$C = C_o \cdot e^{-k_{(T=20^\circ C)} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t_d}$		Considerando a temperatura
	θ	1,047	-	CHAPRA (1997)
	t_d	1,000	dia	
	T	qualquer	°C	temperatura do efluente
	C	qualquer	mg/l	matéria orgânica efluente
	Co	qualquer	mg/l	matéria orgânica afluyente
	Relação C/Co	0,642	-	(T=20°C)
Eficiência	36%	-	-	

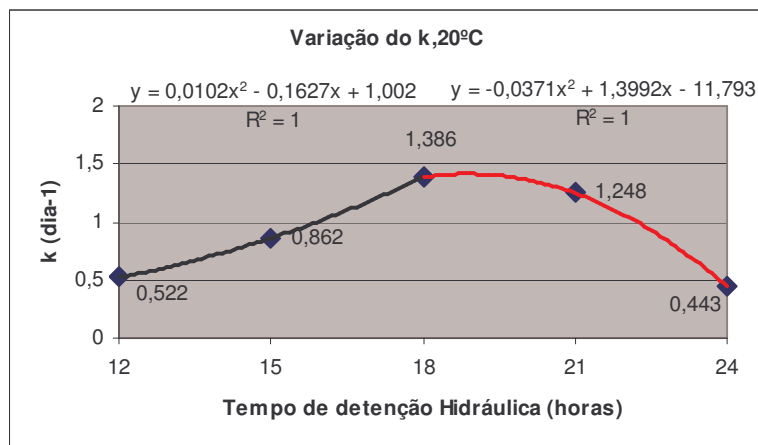
Obs.: os valores de eficiência são valores médios (referência para 20°C).

Fonte: o autor

A intenção do modelo é simular dados de estabilização da matéria orgânica no tanque séptico. Portanto dado um valor de entrada afluyente (Co) e um valor de temperatura do despejo, o modelo simularia os valores de saída de matéria orgânica (indicando a remoção ocorrida). Como a base de dados se desenvolve nos períodos de detenção de 12 a 24 horas, o modelo somente será válido em simulações dentro desse intervalo.

Para permitir estimar valores de matéria orgânica para qualquer ponto dentro do intervalo 12 a 24 horas foram ajustadas duas curvas de regressão (uma no intervalo de 12 a 18 horas e outra no intervalo de 18 a 24 horas). Com essas curvas estima-se valores de K fora do restrito campo dos cinco pontos estabelecidos.

FIGURA 44 – CURVAS PARA CINÉTICA DE REMOÇÃO (K) VARIANDO O TEMPO DE DETENÇÃO



Fonte: o autor

Dessa forma pode-se obter um valor de K estimado para um tempo de detenção qualquer no intervalo, como segue:

$$y = 0,0102x^2 - 0,1627x + 1,002 \rightarrow 12 \leq x \leq 18 \quad (122)$$

$$y = -0,0371x^2 + 1,3992x - 11,793 \rightarrow 18 \leq x \leq 24 \quad (123)$$

sendo y o valor de K estimado e x o tempo de detenção em horas

Com isso definimos o modelo 1 capaz de simular remoção de matéria orgânica (via DQO ou DBO) no tanque séptico.

QUADRO 7 – MODELO 1 DEFINIDO

Parâmetro	DQOa (mg/l)	DBOa (mg/l)	Temp. (°C)	Td (hora)	k (20°C)	K (T)	Remoção (%)	DQOe (mg/l)	DBOe (mg/l)
Entrada 1									
Entrada 2									
Entrada 3									
Entrada 4									
.....									
.....									
.....									
Entrada n									

Dados de Entrada

Resultados automáticos do processo de Simulação

Obs.: válido para o intervalo de 12 a 24 horas

DQOa /DBOa = matéria orgânica afluyente (entrando)

DQOe /DBOe = matéria orgânica efluyente (saindo)

Fonte: o autor

QUADRO 8 – MODELO 1 DEFINIDO – INVERTIDO

Parâmetro	DQOe (mg/l)	DBOe (mg/l)	Temp. (°C)	Td (hora)	k (20°C)	K (T)	Remoção (%)	DQOa (mg/l)	DBOa (mg/l)
Entrada 1									
Entrada 2									
Entrada 3									
Entrada 4									
.....									
.....									
.....									
Entrada n									

Dados de Entrada na simulação (valores efluentes do tanque séptico)

Resultados automáticos do processo de Simulação

Obs.: válido para o intervalo de 12 a 24 horas

DQOa /DBOa = matéria orgânica afluyente (entrando)

DQOe /DBOe = matéria orgânica efluyente (saindo)

Fonte: o autor

Observando os quadros anteriores vemos que dado um valor de matéria orgânica de entrada (afluyente), a temperatura e o tempo de detenção, o modelo define um valor de K (referência para 20°C), depois corrige para a temperatura dada, e, por fim, simula a matéria orgânica de saída (indicando também a remoção

verificada). Essa simulação também pode ser invertida, de um DBO (DQO) de saída simula-se qual o DBO (DQO) que entrou originalmente no tanque.

5.1.2. Calibração do modelo 1

Para verificar a credibilidade desse modelo apresentam-se a seguir alguns testes de simulações realizados. Foram utilizados dados da dissertação de ÁVILA (2005). Conforme já citado na revisão bibliográfica em 2.11.1 ÁVILA (2005) fez experiência em filtros anaeróbios que utilizavam efluente de fossa séptica. Foram realizadas três linhas de tratamento: três tanques sépticos ligados a três filtros, ou seja, o mesmo esgoto real alimentava cada uma das três fossas e dessas seguia para cada filtro, independentemente. O objetivo principal de ÁVILA era estudar os tipos de filtros, porém ela publicou em sua dissertação todas as medidas de DQO e DBO obtidas no processo inicial de tanques sépticos.

ÁVILA (2005) usou tanques sépticos iguais com 0,90m de largura por 2,0m de comprimento e 2,11m de altura útil. O tempo de detenção nos tanques foi constante e igual a 22 horas.

TABELA 49 – DADOS DE DQO PARA CALIBRAÇÃO

Data	Esgoto	Fossa 1	Eficiência	Fossa 2	Eficiência	Fossa 3	Eficiência
8/jul	498	306	39%			296	41%
15/jul	409						
22/jul	434						
29/jul	310						
5/ago	447			291	35%	388	13%
12/ago	341	237	30%	191	44%	191	44%
16/ago	302			154	49%		
23/ago	238	171	28%			214	10%
30/ago	217	122	44%	159	27%	150	31%
8/set	288	184	36%	181	37%	137	52%
13/set	282	99	65%	118	58%	136	52%
20/set	309	145	53%	100	68%	136	56%
27/set	432	152	65%	152	65%	181	58%
4/out	240	106	56%	154	36%	154	36%
13/out	169			100	41%		
18/out	232	74	68%	92	60%	129	44%
25/out	163	73	55%	109	33%	73	55%
8/nov	172			86	50%	138	20%
16/nov	200	50	75%			100	50%
22/nov	371	111	70%	167	55%	139	63%
29/nov	282	102	64%	77	73%	102	64%
6/dez	428						
13/dez	440	114	74%			113	74%
20/dez	545	218	60%	145	73%	145	73%
Média	323	142	55%	142	50%	162	46%
DesvPad	110	68		53		75	

Obs.: dados de DQO (mg/l). Datas referem-se a 2004

Fonte: adaptado de ÁVILA (2005).

TABELA 50 – DADOS DE DBO PARA CALIBRAÇÃO

Data	Esgoto	Fossa 1	Eficiência	Fossa 2	Eficiência	Fossa 3	Eficiência
16/ago	107	64	40%	56	48%	76	29%
13/set	90	49	46%	51	43%	39	57%
18/out	101	29	71%	30	70%	37	63%
8/nov	69			35	49%	50	28%
22/nov	139	71	49%	71	49%	65	53%
6/dez	137	34	75%	31	77%		
13/dez	111	51	54%	33	70%	44	60%

Obs.: dados de DBO (mg/l) . Datas referem-se a 2004

Fonte: adaptado de ÁVILA (2005).

Aplicando esses dados no modelo 1 obtemos o quadro a seguir.

QUADRO 9 – RESULTADOS PARA O TANQUE SÉPTICO 1

Parâmetro	DQOa (mg/l)	DBOa (mg/l)	Temp. (°C)	Td (hora)	k (20°C)	K (T)	Remoção (%)	DQOe (mg/l)	DBOe (mg/l)	DQOr (mg/l)	DBOr (mg/l)	Estimativa do Erro	y=x
Entrada 1	498	107	20	22	1,033	1,033	61%	193,2	41,51	306	64	51,951582 (DQO)	1,1397 (DQO)
Entrada 2	341	90	20	22	1,033	1,033	61%	132,3	34,92	237	49		
Entrada 3	238	101	20	22	1,033	1,033	61%	92,34	39,19	171	29		
Entrada 4	217	139	20	22	1,033	1,033	61%	84,19	53,93	122	71		
Entrada 5	288	137	20	22	1,033	1,033	61%	111,7	53,15	184	34		
Entrada 6	282	111	20	22	1,033	1,033	61%	109,4	43,07	99	51		
Entrada 7	309		20	22	1,033	1,033	61%	119,9		145			
Entrada 8	432		20	22	1,033	1,033	61%	167,6		152		15,9631435 (DBO)	1,1053 (DBO)
Entrada 9	240		20	22	1,033	1,033	61%	93,11		106			
Entrada 10	232		20	22	1,033	1,033	61%	90,01		74			
Entrada 11	163		20	22	1,033	1,033	61%	63,24		73			
Entrada 12	200		20	22	1,033	1,033	61%	77,59		50			
Entrada 13	371		20	22	1,033	1,033	61%	143,9		111			
Entrada 14	282		20	22	1,033	1,033	61%	109,4		102			
Entrada 15	440		20	22	1,033	1,033	61%	170,7		114			
Entrada 16	545		20	22	1,033	1,033	61%	211,4		218			

	Dados de Entrada (completados)
	Resultados da Simulação (automático)
	Valores Reais Obtidos (efluentes) - calibração

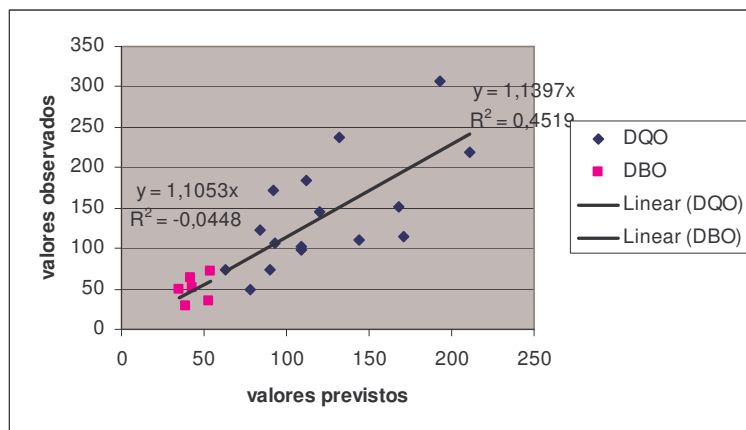
Fonte: o autor

É importante ressaltar que a calibração via dados de ÁVILA (2005) só é possível devido ao tempo de detenção estar contido no intervalo válido de tempos de detenção (22 horas situa-se no intervalo 12 a 24 horas)

Observando os resultados obtidos de DQO e DBO via modelo (em azul) e comparando aos reais medidos por ÁVILA (2005) em sua pesquisa (em laranja) no quadro 9 verifica-se a eficiência do modelo. A estimativa padrão do erro foi de 51,95 para a DQO e bastante pequena para a DBO (15,96). Considerando a alta variabilidade de sistemas biológicos pode-se dizer que os resultados são satisfatórios como uma aproximação.

A coluna $y=x$, refere-se à reta linear (de regressão) que melhor traduz a relação entre valores previstos e observados, conforme figura a seguir.

FIGURA 45 – VALORES PREVISTOS VERSUS VALORES OBSERVADOS



Fonte: o autor

O modelo perfeito ideal geraria uma reta $y=1,000x$, indicando que o previsto foi idêntico ao observado. No caso dessa simulação observam-se erros na casa de 14% para a DQO e 11% para a DBO.

Rodando o modelo para os outros tanques obtemos os resultados nos quadros a seguir (quadros 10 e 11).

QUADRO 10 – RESULTADOS PARA O TANQUE SÉPTICO 2

Parâmetro	DQOa (mg/l)	DBOa (mg/l)	Temp. (°C)	Td (hora)	k (20°C)	K (T)	Remoção (%)	DQOe (mg/l)	DBOe (mg/l)	DQOr (mg/l)	DBOr (mg/l)	Estimativa do Erro	$y=x$
Entrada 1	447	107	20	22	1,033	1,033	61%	173,4	41,51	291	56	51,8967126 (DQO) 14,6584309 (DBO)	1,167 (DQO) 1,0261 (DBO)
Entrada 2	341	90	20	22	1,033	1,033	61%	132,3	34,92	191	51		
Entrada 3	302	101	20	22	1,033	1,033	61%	117,2	39,19	154	30		
Entrada 4	217	69	20	22	1,033	1,033	61%	84,19	26,77	159	35		
Entrada 5	288	139	20	22	1,033	1,033	61%	111,7	53,93	181	71		
Entrada 6	282	137	20	22	1,033	1,033	61%	109,4	53,15	118	31		
Entrada 7	309	111	20	22	1,033	1,033	61%	119,9	43,07	100	33		
Entrada 8	432		20	22	1,033	1,033	61%	167,6	0	152			
Entrada 9	240		20	22	1,033	1,033	61%	93,11	0	154			
Entrada 10	169		20	22	1,033	1,033	61%	65,57	0	100			
Entrada 11	232		20	22	1,033	1,033	61%	90,01	0	92			
Entrada 12	163		20	22	1,033	1,033	61%	63,24	0	109			
Entrada 13	172		20	22	1,033	1,033	61%	66,73	0	86			
Entrada 14	371		20	22	1,033	1,033	61%	143,9	0	167			
Entrada 15	282		20	22	1,033	1,033	61%	109,4	0	77			
Entrada 16	545		20	22	1,033	1,033	61%	211,4	0	145			

	Dados de Entrada (completados)
	Resultados da Simulação (automático)
	Valores Reais Obtidos (efluentes) - calibração

Fonte: o autor

QUADRO 11 – RESULTADOS PARA O TANQUE SÉPTICO 3

Parâmetro	DQOa (mg/l)	DBOa (mg/l)	Temp. (°C)	Td (hora)	k (20°C)	K (T)	Remoção (%)	DQOe (mg/l)	DBOe (mg/l)	DQOr (mg/l)	DBOr (mg/l)	Estimativa do Erro	y=x
Entrada 1	498	107	20	22	1,033	1,033	61%	193,2	41,51	296	76	74,4236438 (DQO)	1,2699 (DQO)
Entrada 2	447	90	20	22	1,033	1,033	61%	173,4	34,92	388	39		
Entrada 3	341	101	20	22	1,033	1,033	61%	132,3	39,19	191	37		
Entrada 4	238	69	20	22	1,033	1,033	61%	92,34	26,77	214	50		
Entrada 5	217	139	20	22	1,033	1,033	61%	84,19	53,93	150	65		
Entrada 6	288	111	20	22	1,033	1,033	61%	111,7	43,07	137	44		
Entrada 7	282		20	22	1,033	1,033	61%	109,4	0	136			
Entrada 8	309		20	22	1,033	1,033	61%	119,9	0	136			
Entrada 9	432		20	22	1,033	1,033	61%	167,6	0	181			
Entrada 10	240		20	22	1,033	1,033	61%	93,11	0	154			
Entrada 11	232		20	22	1,033	1,033	61%	90,01	0	129			
Entrada 12	163		20	22	1,033	1,033	61%	63,24	0	73			
Entrada 13	172		20	22	1,033	1,033	61%	66,73	0	138			
Entrada 14	200		20	22	1,033	1,033	61%	77,59	0	100			
Entrada 15	371		20	22	1,033	1,033	61%	143,9	0	139			
Entrada 16	282		20	22	1,033	1,033	61%	109,4	0	102			
Entrada 17	440		20	22	1,033	1,033	61%	170,7	0	113			
Entrada 18	545		20	22	1,033	1,033	61%	211,4	0	145			

	Dados de Entrada (completados)
	Resultados da Simulação (automático)
	Valores Reais Obtidos (efluentes) - calibração

Fonte: o autor

Observa-se pelos resultados que os valores previstos são próximos aos reais observados. Apesar de existir um erro razoável embutido na previsão como uma aproximação pode-se considerar a simulação como satisfatória.

Cabe ressaltar que os dados de ÁVILA são para um efluente doméstico real e configurações de tanque séptico em escala real. O modelo 1 é oriundo de um sistema diferente (tanque séptico em escala reduzida e efluente sintético). Em média, no confronto entre os resultados de ÁVILA e a previsão do modelo, o efluente final ficou com cerca de 15% a menos de carga orgânica na simulação.

Apresentaram-se os resultados de previsão em DBO a título ilustrativo. A principal comparação é com a DQO, que é o indicador usado na concepção do modelo 1.

5.1.3. Exemplo de aplicação do modelo 1

A título de ilustração segue um exemplo de aplicação do modelo 1. Supõe-se conhecer os parâmetros de concentração no esgoto afluente ao sistema de tratamento. Conhecidos esses valores (ver tabela 51, a seguir) e querendo-se adotar tanque séptico como sistema de tratamento dos esgotos, podemos simular as eficiências de remoção de matéria orgânica.

TABELA 51 – DADOS DE ESGOTO ADOTADOS - EXEMPLO

Data	Esgoto	Temp. (°C)
dia 1	500	20
dia 2	550	22
dia 3	480	23
dia 4	450	19
dia 5	500	21
Média	496	21

Dados de DQO (mg/l) e temperatura (°C)

Fonte: o autor

Simulando esses dados no modelo 1 e arbitrando valores de tempo de detenção de 14, 17 e 21 horas chegamos aos resultados conforme segue.

QUADRO 12 – APLICANDO O MODELO 1 - EXEMPLO

Parâmetro	DQOa (mg/l)	Temp. (°C)	Td (hora)	k (20°C)	K (T)	Remoção (%)	DQOe (mg/l)
Entrada 1	500	20	14	0,723	0,723	34%	328
Entrada 2	550	22	14	0,723	0,793	37%	346
Entrada 3	480	23	14	0,723	0,830	38%	296
Entrada 4	450	19	14	0,723	0,691	33%	301
Entrada 5	500	21	14	0,723	0,757	36%	321
Média=	496					Média=	318

Parâmetro	DQOa (mg/l)	Temp. (°C)	Td (hora)	k (20°C)	K (T)	Remoção (%)	DQOe (mg/l)
Entrada 1	500	20	17	1,184	1,184	57%	216
Entrada 2	550	22	17	1,184	1,298	60%	219
Entrada 3	480	23	17	1,184	1,359	62%	183
Entrada 4	450	19	17	1,184	1,131	55%	202
Entrada 5	500	21	17	1,184	1,240	58%	208
Média=	496					Média=	206

Parâmetro	DQOa (mg/l)	Temp. (°C)	Td (hora)	k (20°C)	K (T)	Remoção (%)	DQOe (mg/l)
Entrada 1	500	20	21	1,248	1,248	66%	168
Entrada 2	550	22	21	1,248	1,368	70%	166
Entrada 3	480	23	21	1,248	1,432	71%	137
Entrada 4	450	19	21	1,248	1,192	65%	159
Entrada 5	500	21	21	1,248	1,307	68%	159
Média=	496					Média=	158

	Dados de Entrada (completados)
	Resultados da Simulação (automático)

Fonte: o autor

Os valores de tempo de detenção foram adotados aleatoriamente dentro do intervalo válido (12 a 24 horas) para o modelo. Para cada tempo de detenção foram obtidas eficiências distintas de remoção de matéria orgânica. O uso de um t_d de 21 horas resultou num efluente com menos carga orgânica que o tanque séptico

de t_d 17 ou 14 horas (a média de concentração de DQO é de 158mg/l no t_d de 21 horas contra 206mg/l e 318mg/l nos t_d de 17 e 14 horas, respectivamente).

5.1.4. Novas simulações visando obter um K característico para o tanque séptico

O modelo 1 conforme definido, testado e exemplificado nos itens 5.1.1, 5.1.2 e 5.1.3 considerou taxas de remoção de substrato (K) diferentes para cada tempo de detenção. Nesse item avaliou-se qual seria o valor de K mais representativo como valor médio ao tanque séptico.

Já ficou definido que o modelo hidráulico fluxo em pistão é o que melhor representa o regime de degradação da matéria orgânica no tanque (para o universo de dados disponíveis).

Certamente os dados permitem maior confiabilidade ao valor de K fazendo a prospecção separadamente por tempo de detenção, pois dessa forma temos menores erros e menores variações.

TABELA 52 – RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO POR TEMPO DE DETENÇÃO

TDH	Regime Hidráulico	k(dia ⁻¹)	Estimativa Padrão do Erro
12 horas	Fluxo em pistão	0,522	39,689
	Fluxo disperso (d=0,05 a 20)	0,529 a 0,590	39,750 a 40,315
	Mistura Completa	0,591	40,327
15 horas	Fluxo em pistão	0,862	61,801
	Fluxo disperso (d=0,05 a 20)	0,884 a 1,141	61,853 a 62,272
	Mistura Completa	1,147	62,282
18 horas	Fluxo em pistão	1,386	26,630
	Fluxo disperso (d=0,05 a 20)	1,468 a 2,551	26,993 a 30,350
	Mistura Completa	2,595	30,470
21 horas	Fluxo em pistão	1,248	101,133
	Fluxo disperso (d=0,05 a 20)	1,317 a 2,335	101,380 a 103,523
	Mistura Completa	2,376	103,595
24 horas	Fluxo em pistão	0,443	109,071
	Fluxo disperso (d=0,05 a 20)	0,454 a 0,577	109,087 a 109,235
	Mistura Completa	0,580	109,239

Obs.: Valores de K para temperatura de 20°C

Fonte: o autor

Buscando o valor médio de K, três procedimentos serão aplicados:

- Prospecção global em toda a base de dados de DQO;
- Prospecção nos parâmetros médios de DQO para cada tempo de detenção;
- Média aritmética dos valores de K obtidos para cada tempo de detenção.

Realizando uma entrada de 27 dados de DQO total medidos (6 valores de DQO para Td de 12 horas, 6 para o Td de 15 horas, 5 para o Td de 18 horas, 4 para o Td de 21 horas e 5 para o Td de 24 horas), simulou-se os valores de saída, considerando-se a variação da temperatura e do tempo de detenção para cada dado. Os resultados obtidos da simulação no modelo foram comparados aos resultados reais medidos em laboratório (mesma metodologia usada para obtenção dos valores de K por tempo de detenção). O valor de K que permitiu um menor erro padrão da estimativa por regime hidráulico testado segue abaixo:

TABELA 53 – RESULTADO DA CARACTERIZAÇÃO GLOBAL

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	0,908	dia ⁻¹	110,0242
d=0,10	1,004	dia ⁻¹	110,1951
d=0,50	1,128	dia ⁻¹	110,8114
Mist Compl.	1,357	dia ⁻¹	111,1896

Fonte: o autor

Novamente utilizando a mesma metodologia (considerando efeito da variação da temperatura), só que para valores médios de cada tempo de detenção, se obtém os resultados a seguir após as simulações.

TABELA 54 – VALORES MÉDIOS (LABORATORIAIS) POR TDH

Data	DQOa (mg/l)	DQOe (mg/l)	Temp (°C)	Eficiência
12 h	357,00	277,00	18,0	22,41%
15 h	408,00	245,00	20,7	39,95%
18 h	586,00	193,00	21,7	67,06%
21 h	688,00	246,00	22,2	64,24%
24 h	574,00	352,00	23,5	38,68%

Fonte: o autor

TABELA 55 – RESULTADO DA CARACTERIZAÇÃO PARA VALORES MÉDIOS

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	0,852	dia ⁻¹	78,5681
d=0,05	0,885	dia ⁻¹	78,9020
d=0,50	1,056	dia ⁻¹	80,2417
d=4,00	1,238	dia ⁻¹	82,3129
Mist Compl.	1,293	dia ⁻¹	82,9517

Fonte: o autor

Importante notar que, independente da forma de abordagem dos dados, o melhor resultado de regime hidráulico apontado é sempre o de fluxo em pistão (com menor erro padrão da estimativa).

O valor de K médio no tanque séptico (no intervalo de 12 a 24 horas) resultou:

- 0,908 dia⁻¹ na simulação com todos os 27 dados;
- 0,852 dia⁻¹ na simulação com valores médios de DQO e temperatura;
- 0,892 dia⁻¹ como média aritmética dos cinco valores de K medidos anteriormente discretizados por tempo de detenção.

Esse valor médio é apenas um indicativo de referência. O uso dele nas simulações realizadas no item 5.1.2 (calibração), por exemplo, acarretaria numa maior dispersão de valores com erros maiores na previsão dos dados de DQO de saída do tanque.

5.1.5. Avaliação dos Erros Padrão de Estimativa obtidos

Os valores de erros padrão de estimativa obtidos foram medidos em mg/l. Ficou determinado que o regime hidráulico clássico que melhor representa o tanque séptico é o fluxo em pistão.

Mesmo assim, há um erro considerável embutido na formulação teórica do fluxo em pistão ao assumir-se a simulação de tratamento de efluentes no tanque séptico sob esse regime. Conforme tabela 56 a seguir, observa-se na coluna erro percentual qual a percentagem de erro médio com que se prevê uma qualidade final de efluente ao assumir o regime e o valor de K anteriormente obtidos.

O critério adotado para obtenção dessa porcentagem foi analisar qual a proporção que o Erro Padrão da Estimativa representa no valor médio da DQO pós tratamento utilizado no modelo (resultados experimentais de BARBOSA, 2006).

TABELA 56 – ERRO EMBUTIDO NA ANÁLISE DO REGIME FLUXO EM PISTÃO.

Td (horas)	DQO entrando (mg/l)	DQO saindo (mg/l)	EE (mg/l)	Erro percentual
12	357	277	36,689	12%
15	408	245	61,801	24%
18	586	193	26,630	13%
21	688	246	101,133	40%
24	574	352	109,071	30%
Média entre os cinco erros percentuais =				23%
Completo*	500	264	110,024	41%

* considerando o jogo completo de dados

DQO (médio) entrando e saindo do tanque séptico.

EE = erro padrão de estimativa (mínimo verificado).

Erro percentual = proporção de erro padrão de estimativa na DQO saindo.

Fonte: o autor

5.2. ANALISANDO O MODELO 2: VOLUME NECESSÁRIO DE DIMENSIONAMENTO

5.2.1. Considerações sobre eficiência de remoção

O parâmetro eficiência de remoção é bastante importante na definição do modelo 2, conforme descrito no item 3.9.2 da metodologia:

$$\frac{C}{C_o} = 1 - \text{Eficiência} \quad (124)$$

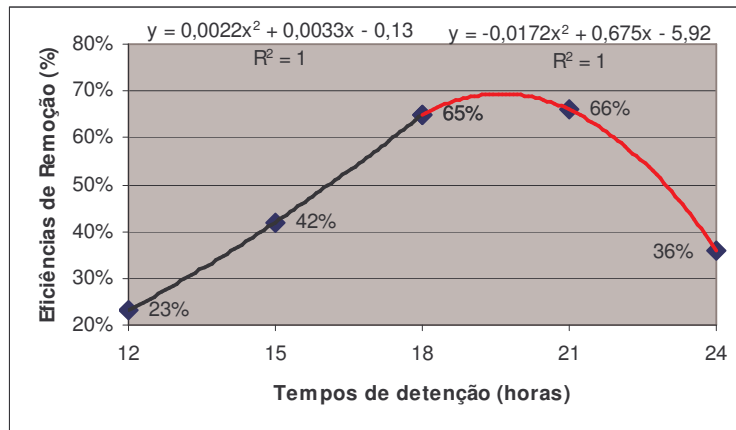
Com essa consideração eliminamos a interferência dos dados de DQO ou DBO de entrada e saída do tanque séptico, dados estes difíceis de estarem disponíveis para dimensionarmos um tanque. O modelo 1 é capaz de simular esses dados de concentração de matéria orgânica, porém ao menos um dos dados (entrada ou saída) é requerido. Passa-se, então, a trabalhar com eficiência desejada e não com valores de DQO (ou DBO).

Para utilizar o parâmetro da eficiência algumas considerações e algum manuseio dos dados disponíveis são necessários.

O gráfico da figura a seguir estabelece curvas de eficiência para a temperatura de 20°C. Os dados de eficiência são extraídos do quadro 6 página

130 (parâmetros de entrada no modelo 1) onde se definem parâmetros cinéticos, de regime hidráulico e da própria eficiência após as prospecções realizadas.

FIGURA 46 – CURVAS PARA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO VARIANDO O TEMPO DE DETENÇÃO



Obs.: para temperatura de 20°C

Fonte: o autor

Usando a regressão podemos definir duas curvas, uma no intervalo de t_d de 12 a 18 horas e outra no intervalo de t_d de 18 a 24 horas. Assim pode-se obter um valor estimado de eficiência de remoção para um tempo de detenção qualquer no intervalo, como segue:

$$y = 0,0022x^2 + 0,0033x - 0,13 \rightarrow 12 \leq x \leq 18 \quad (125)$$

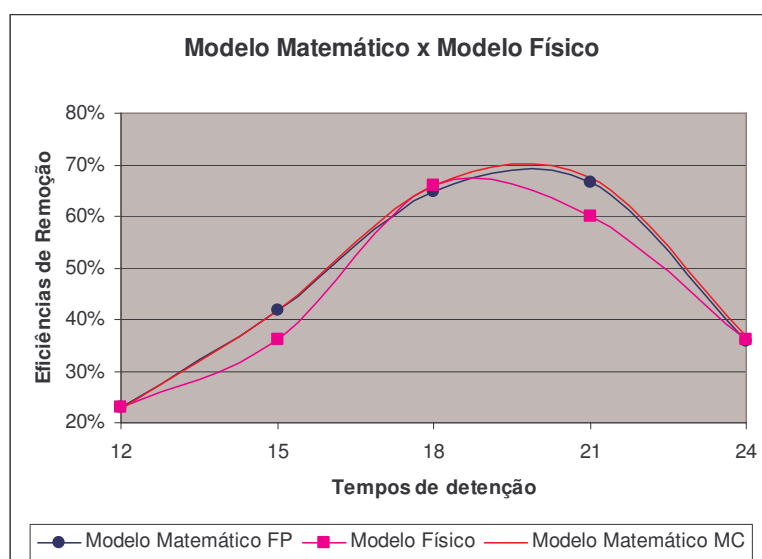
$$y = -0,0172x^2 + 0,675x - 5,92 \rightarrow 18 \leq x \leq 24 \quad (126)$$

sendo y o valor de eficiência estimado e x o tempo de detenção em horas

A figura 47 ilustra uma comparação da curva real (com dados do experimento) obtida da remoção de matéria orgânica com a de dados extraídos do modelo matemático. A curva do regime hidráulico fluxo em pistão (que foi a obtida como mais representativa do processo dentro do tanque séptico) que aparece na figura 47 a seguir é a mesma ilustrada na figura 46 (obtida através quadro 6 página 130). A curva real é a eficiência real apurada (conforme figura 33 – página 92 e tabela 30 – página 90). Aparece também, a título de comparação, a curva de eficiência obtida do modelo mistura completa para o tanque séptico. Observando no gráfico (figura 47) verifica-se um distanciamento maior da curva do regime mistura completa em relação à curva real, do que da curva fluxo em pistão à curva

real (fato esperado, uma vez que o fluxo mistura completa não foi o melhor regime a representar os processos hidráulicos no tanque séptico). Para obtenção da curva de eficiência do regime mistura completa utilizou-se o mesmo procedimento adotado na avaliação do fluxo em pistão (os dados de entrada na curva aparecem no quadro 13 na seqüência).

FIGURA 47 – GRÁFICO VARIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO VERSUS TEMPO DE DETENÇÃO PARA O MODELO FÍSICO REAL E MODELOS MATEMÁTICOS



Fonte: o autor

QUADRO 13 – PARÂMETROS DE ENTRADA PARA O MODELO MISTURA COMPLETA (MODELO USADO A TÍTULO DE COMPARAÇÃO)

	Parâmetros	valor	unid	Observação
TDH 12 horas	K (20°C)	0,591	dia-1	Retirado da prospecção
	Regime Hidráulico	Mist Completa	-	Retirado da prospecção
	Equação	$C = \frac{C_o}{1 + k_{(T=20^{\circ}C)} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t_d}$		Considerando a temperatura
	θ	1,047	-	CHAPRA (1997)
	t_d	0,500	dia	
	T	qualquer	°C	temperatura do efluente
	C	qualquer	mg/l	matéria orgânica efluente
	C_o	qualquer	mg/l	matéria orgânica afluyente
	Relação C/ C_o	0,772	-	(T=20°C)
	Eficiência	23%	-	-

TDH 15 horas	Parâmetros	valor	unid	Observação
	K (20°C)	1,147	dia-1	Retirado da prospecção
	Regime Hidráulico	Mist Completa	-	Retirado da prospecção
	Equação	$C = \frac{C_o}{1 + k_{(T=20^\circ C)} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t_d}$		Considerando a temperatura
	θ	1,047	-	CHAPRA (1997)
	t_d	0,625	dia	
	T	qualquer	°C	temperatura do efluente
	C	qualquer	mg/l	matéria orgânica efluente
	Co	qualquer	mg/l	matéria orgânica afluyente
	Relação C/Co	0,582	-	(T=20°C)
Eficiência	42%	-	-	
TDH 18 horas	Parâmetros	valor	unid	Observação
	K (20°C)	2,595	dia-1	Retirado da prospecção
	Regime Hidráulico	Mist Completa	-	Retirado da prospecção
	Equação	$C = \frac{C_o}{1 + k_{(T=20^\circ C)} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t_d}$		Considerando a temperatura
	θ	1,047	-	CHAPRA (1997)
	t_d	0,750	dia	
	T	qualquer	°C	temperatura do efluente
	C	qualquer	mg/l	matéria orgânica efluente
	Co	qualquer	mg/l	matéria orgânica afluyente
	Relação C/Co	0,339	-	(T=20°C)
Eficiência	66%	-	-	
TDH 21 horas	Parâmetros	valor	unid	Observação
	K (20°C)	2,376	dia-1	Retirado da prospecção
	Regime Hidráulico	Mist Completa	-	Retirado da prospecção
	Equação	$C = \frac{C_o}{1 + k_{(T=20^\circ C)} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t_d}$		Considerando a temperatura
	θ	1,047	-	CHAPRA (1997)
	t_d	0,875	dia	
	T	qualquer	°C	temperatura do efluente
	C	qualquer	mg/l	matéria orgânica efluente
	Co	qualquer	mg/l	matéria orgânica afluyente
	Relação C/Co	0,325	-	(T=20°C)
Eficiência	68%	-	-	
TDH 24 horas	Parâmetros	valor	unid	Observação
	K (20°C)	0,580	dia-1	Retirado da prospecção
	Regime Hidráulico	Mist Completa	-	Retirado da prospecção
	Equação	$C = \frac{C_o}{1 + k_{(T=20^\circ C)} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t_d}$		Considerando a temperatura
	θ	1,047	-	CHAPRA (1997)
	t_d	1,000	dia	
	T	qualquer	°C	temperatura do efluente
	C	qualquer	mg/l	matéria orgânica efluente
	Co	qualquer	mg/l	matéria orgânica afluyente
	Relação C/Co	0,633	-	(T=20°C)
Eficiência	37%	-	-	

Fonte: o autor

5.2.2. Definição do modelo 2

5.2.2.1. Volume de reação/decantação

A intenção do modelo 2 é dimensionar o tanque séptico de forma a permitir a utilização dos novos parâmetros obtidos no modelo 1.

Conforme procedimento já descrito no item 3.9.2 da metodologia a primeira etapa é a obtenção da vazão que chega a fossa. Isso se fará conforme a NBR 7229/93. Não é objetivo dessa dissertação discutir contribuições de vazão de esgoto por indivíduo.

TABELA 57 – CONTRIBUIÇÃO DE VAZÕES

Prédio	Unidade	Contr. de esgotos (C_{contr}) (l/pessoa.dia)	Contr. lodo fresco (L_i) (l/pessoa.dia)
Ocupantes Permanentes:			
> Residências			
Padrão alto	pessoa	160	1
Padrão médio	pessoa	130	1
Padrão baixo	pessoa	100	1
> Hotel	pessoa	100	1
> Alojamento provisório	pessoa	80	1
Ocupantes temporários			
>Fábrica em geral	pessoa	70	0,3
>Escritório	pessoa	50	0,2
>Edifícios públicos ou comerciais	pessoa	50	0,2
>Escolas e locais de longa permanência	pessoa	50	0,2
>Bares	pessoa	6	0,1
>Restaurantes e similares	refeição	25	0,1
>Cinemas, teatros e locais de curta permanência	lugar	2	0,02
>Sanitários Públicos	bacia sanitária	480	4

Fonte: NBR 7229/93

A vazão total é obtida fazendo-se:

$$Q = N.C_{ontr} \quad (127)$$

onde: N= número de contribuintes e C_{ontr} = contribuição de esgotos

A NBR 7229/93 apresenta a seguinte tabela para determinação do tempo de detenção:

TABELA 58 – DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO (ABNT)

Contribuição diária (L)	Tempo de detenção	
	Dias	Horas
Até 1500	1,00	24
1501-3000	0,92	22
3001-4500	0,83	20
4501-6000	0,75	18
6001-7500	0,67	16
7501-9000	0,58	14
Mais que 9000	0,50	12

Fonte: NBR 7229/93

Como os resultados desse estudo permitiram verificar, o tempo de detenção está diretamente atrelado à eficiência de remoção e a constante cinética de degradação. Portanto decidir por um ou por outro tempo de detenção é, em muito, consequência do padrão de tratamento desejado.

Dentro das limitações de um tanque séptico podemos adotar tempos de detenção que maximizem a remoção de matéria orgânica ou podemos escolher um tempo de detenção que minimize o custo (reduza volume). Ao adotar um tempo de detenção de 12 horas certamente obteremos tanques de volumes reduzidos, entretanto com eficiências menores.

Para estabelecer um critério de projeto de dimensionamento, adotou-se o mesmo critério da NBR, somente eliminando valores de tempo de detenção de 22 e 24 horas, uma vez que pelos dados deste experimento, não temos ganhos de eficiência para tempos de detenção maiores que 21 horas. Essa afirmação está fundamentada apenas nos dados disponíveis, certamente um melhor aprofundamento se faz necessário em estudos futuros.

TABELA 59 – DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO (MODELO 2)

Contribuição diária (L)	Tempo de detenção		Eficiência Média	Observações
	Dias	Horas		
Até 4500	0,83	20	70%	A escolha de valores de Td são sugestivas (tentando estabelecer uma relação custo/benefício).
4501-6000	0,75	18	65%	
6001-7500	0,67	16	49%	Porém qualquer valor de vazão admite outros Td's quando a prioridade for eficiência de remoção
7501-9000	0,58	14	35%	
Mais que 9000	0,50	12	23%	

Fonte: o autor

Um estudo de custo e benefício é sugerido para chegar-se a relações ideais de tempo de detenção versus eficiência. Para este trabalho supõe-se as relações da norma como as ideais.

Definidos uma vazão de contribuição e um tempo de detenção basta o valor da temperatura do efluente para calcular-se o volume necessário de tanque.

A fórmula que define o volume parcial do tanque é:

$$V_{\text{reação / decantação}} = \frac{\ln(1 - \text{eficiência}) \cdot Q}{-K \cdot \theta^{(T-20)}} \quad (128)$$

Onde:

V= volume necessário (litros)

Eficiência = eficiência de remoção (conforme definido em 5.2.1)

$$Eficiência = 0,0022(t_d)^2 + 0,0033(t_d) - 0,13 \rightarrow 12 \leq t_d \leq 18 \quad (129)$$

$$Eficiência = -0,0172(t_d)^2 + 0,675(t_d) - 5,92 \rightarrow 18 \leq t_d \leq 24 \quad (130)$$

Sendo t_d = tempo de detenção em horas (obtido no quadro 54)

K = constante de remoção cinética (dia^{-1})

$$K = 0,0102(t_d)^2 - 0,1627(t_d) + 1,002 \rightarrow 12 \leq t_d \leq 18 \quad (131)$$

$$K = -0,0371(t_d)^2 + 1,3992(t_d) - 11,793 \rightarrow 18 \leq t_d \leq 24 \quad (132)$$

Sendo t_d = tempo de detenção em horas (obtido no quadro 54)

$\theta = 1,047$

T = temperatura do efluente ($^{\circ}\text{C}$)

$Q = N.C_{\text{ontr}}$ (vazão de contribuição)

Para a obtenção da equação utilizou-se a equação do regime hidráulico fluxo em pistão, substituindo o tempo de detenção pela razão do volume pela vazão, e, ainda corrigindo a constante cinética com a equação de Van't Hoff Arrhenius.

Para a determinação de K em qualquer tempo de detenção no intervalo 12 a 24 horas utilizou-se a equação de regressão anteriormente obtida.

Para suprimir os termos de matéria orgânica afluyente e efluente ao tanque fez-se a substituição sugerida em 3.9.2 (metodologia). Assim fica-se com o termo 1-eficiência. O mesmo tratamento de regressão dado a constante cinética foi feito para a eficiência, onde as curvas determinam o valor para qualquer ponto no intervalo de 12 a 24 horas.

Quando não se disponibilizar de dados de temperatura fica sugerida a inserção da temperatura de referência como 20°C .

O volume definido ainda é parcial, pois se precisa prever uma reserva de volume destinada ao acúmulo de lodo. Entretanto antes disso cabe uma explicação acerca do volume já definido.

O volume definido pela equação anterior é resultado da utilização dos parâmetros regime hidráulico e constante cinética de degradação, extraídos de uma série de prospecções realizadas para remoção de matéria orgânica no tanque séptico. Optou-se em realizar via DQO pela maior disponibilidade de dados. A remoção de matéria orgânica no tanque séptico é a principal função desse sistema de tratamento (mesmo sendo essa remoção relativamente pequena), visto que para outros tipos de remoções, como de nutrientes, o tanque séptico é

praticamente ineficaz (no anexo 2 desse trabalho são apresentados tabelas de outros parâmetros aferidos em laboratório e suas remoções).

A remoção de matéria orgânica se dá por diversos processos (como já citado na revisão bibliográfica), sendo os principais a decantação e a reação (digestão anaeróbia). A constante cinética obtida traduz um valor de K para o tanque séptico que reproduz todo o fenômeno de remoção de matéria orgânica no tratamento. A tendência é que sendo separadas as avaliações de DQO filtrada e suspensa se obteria um valor de K de reação e um K de decantação, respectivamente. Na remoção total a soma dos processos deveria resultar no valor de K total (que foi o obtido nessa dissertação). Poder-se-ia discretizar em diversos K's para todos os processos, como digestão no sedimento, flotação, etc., entretanto a discretização a esse ponto demandaria num procedimento de operação do modelo físico muito mais detalhado que o realizado.

DICK¹ (1970 apud PATZA et al, 1981) afirma que cada miligrama de sólidos perdidos no efluente aumentaria o DBO solúvel em 0,6mg, ou seja:

$$1mg.SS \xrightarrow{\text{corresponde}} 0,6mgDBO$$

Essa relação permite fazer algumas considerações adicionais acerca do efluente final após tratamento no tanque séptico. Assumindo uma relação DBO/DQO próxima a 0,5, poderíamos prever que 1mg SS corresponderia a 1,2mg de DQO não filtrado no efluente final. Com base nos dados de sólidos suspensos totais (anexo 2) pode-se avaliar que, em média, cerca de 78% do DQO final (pós tanque séptico) é filtrável e 22% é suspensa. Porém isso não permite maiores extrapolações. A mesma relação entre sólidos suspensos e DQO não solúvel no efluente não tratado (esgoto sintético) tem altíssima variabilidade e nenhum respaldo bibliográfico. Mesmo a consideração de DICK é limitada uma vez que foi obtida a partir de efluentes tratados em lodos ativados e não pode ser aplicada indiscriminadamente para tratamentos anaeróbios, como o tanque séptico.

¹DICK, R. I. and ASCE, M. Role of Activated Sludge final Settling Tanks. Journal of the Sanitary Engineering Division, 1970

A falta de dados para caracterizar um volume de reação e um volume para a decantação não comprometem o modelo 2, pois a abordagem realizada garante a consideração de todos os processos e o volume dimensionado é a soma do necessário a cada processo. A separação possibilitaria uma análise da relação da participação da decantação e da reação na composição do volume necessário.

5.2.2.2. Volume de armazenamento de lodo

Para a determinação do volume total necessário ao tanque faz-se necessário a consideração do volume de armazenamento e digestão do lodo que será somado ao volume de decantação e reação já obtido.

Esse volume necessário ao lodo é de difícil avaliação com os dados do modelo físico operado. Não se conseguiu mensurar sólidos sedimentáveis no esgoto sintético que foi utilizado. Sem esse dado aplicaram-se teorias da sedimentação (via balanço de massa global usando fator de assimilação, conforme abordado na metodologia).

Os dados foram readequados para testar a teoria em questão. Dessa forma os valores de DQO foram transformados em valores de carga (W) multiplicando-se concentração pela vazão.

$$W = C_o \cdot Q \quad (133)$$

Onde: W= carga orgânica (mg/dia)

Co= concentração de matéria orgânica afluyente (mg/l)

Q= vazão (l/dia)

A equação do balanço de massa global (considerando a sedimentação) fica simplificada como segue:

$$C = \frac{W}{a} \quad (134)$$

Onde: C = concentração de matéria orgânica efluente

a = fator de assimilação

O fator de assimilação (a), segundo a teoria:

$$a = Q + K \cdot V + v_{sed} \cdot A_{sed} \quad (135)$$

Onde: Q= vazão no tanque

K = constante cinética de degradação

v_{sed} = velocidade de sedimentação

A_{sed} = área de sedimentação (20x80cm)

Calculando-se obtém os valores expressos na tabela 60.

TABELA 60 – VELOCIDADES MÉDIAS DE SEDIMENTAÇÃO

TDH	T (°C)	DQO (mg/l)		Carga Org. (g/dia)		Elementos de Sedimentação			
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	a (l/dia)	K(dia ⁻¹)	V(l)	Vsed (cm/dia)
12 horas	26,0	461,5	307,7	24,92	16,62	81,0	0,522	27	8,07
	18,9	300,8	225,6	16,24	12,18	72,0	0,522	27	2,44
	18,9	313,2	261,1	16,91	14,10	64,8	0,522	27	-2,08
	16,9	261,2	186,6	14,10	10,07	75,6	0,522	27	4,69
	14,5	534,4	515,3	28,85	27,82	56,0	0,522	27	-7,56
	14,7	250,8	196,3	13,54	10,60	69,0	0,522	27	0,55
	15,8	378,8	246,2	20,45	13,30	83,1	0,522	27	9,36
Media									2,21
15 horas	20,0	527,3	351,6	22,78	15,19	64,8	0,862	27	-1,05
	20,9	223,6	203,3	9,66	8,78	47,5	0,862	27	-11,85
	20,1	561,2	237,6	24,24	10,26	102,0	0,862	27	22,23
	22,9	365,9	142,3	15,80	6,15	111,1	0,862	27	27,88
	20,1	483,3	311,3	20,88	13,45	67,1	0,862	27	0,37
	20,0	286,7	225,3	12,39	9,73	55,0	0,862	27	-7,18
Media									5,07
18 horas	23,6	821,3	195,0	29,57	7,02	151,7	1,386	27	48,90
	18,3	428,6	178,6	15,43	6,43	86,4	1,386	27	8,11
	23,1	421,2	146,5	15,16	5,27	103,5	1,386	27	18,80
	23,9	611,1	203,7	22,00	7,33	108,0	1,386	27	21,61
	19,8	645,8	239,9	23,25	8,63	96,9	1,386	27	14,69
	Media								
21 horas	22,7	1176	235,2	36,29	7,26	154,3	1,248	27	56,08
	19,7								
	18,7	693,84	321,44	21,41	9,92	66,6	1,248	27	1,28
	20,2	421,2	146,5	13,00	4,52	88,7	1,248	27	15,10
	23,9	460,0	280,0	14,19	8,64	50,7	1,248	27	-8,66
Media									15,95
24 horas	24,2	468,8	371,1	12,66	10,02	34,1	0,443	27	-3,03
	24,6	647,8	344,1	17,49	9,29	50,8	0,443	27	7,41
	22,4	485,8	445,3	13,12	12,02	29,5	0,443	27	-5,94
	23,3	652,2	395,3	17,61	10,67	44,6	0,443	27	3,49
	23,1	614,4	204,8	16,59	5,53	81,0	0,443	27	26,27
Media									5,64

Observação: a = fator de assimilação (equação 106)

Fonte: o autor

Essa metodologia para a obtenção de velocidades de sedimentação provou não ser adequada à análise com os dados disponíveis no experimento. Vemos no quadro uma gama variada de velocidades, com médias pouco representativas e muitos valores negativos (que são incoerentes).

Trata-se, evidentemente, de uma teoria correta e difundida em várias literaturas consagradas da bibliografia, como CHAPRA (1997). A proposição é baseada no seguinte balanço de massa:

$$C_o \cdot Q = C \cdot Q + K \cdot V \cdot C + v_{sed} \cdot A_{sed} \cdot C \quad (136)$$

Ou seja, a carga entrando no sistema ($C_o \cdot Q$) é igual a carga saindo ($C \cdot Q$) somada da parcela que reagiu ($K \cdot V \cdot C$) e do que sedimentou ($v_{sed} \cdot A_{sed} \cdot C$).

Entretanto a forma de avaliação implicou em algumas simplificações que levou a considerações errôneas. A formulação em si foi baseada para fluxos em mistura completa o que, a priori, está em desacordo ao fluxo definido no tanque séptico. A consideração de uma parcela de sedimentação no balanço de massa estaria em desacordo ao considerar o valor de K obtido nas prospecções para cada tempo de detenção, uma vez que esse K embute a remoção via sedimentação/decantação e via reação (ou seja, a parcela devido à sedimentação no balanço estaria considerada em duplicidade).

A análise via sólidos (dissolvidos, suspensos voláteis, suspensos fixos) não possibilitou nenhuma correlação direta com a sedimentação. Portanto para o presente trabalho será definido o volume de armazenamento e digestão do lodo conforme preconiza a NBR 7229/93, ou seja, a contribuição dessa dissertação no referente ao modelo 2 se dá na parcela do volume de reação e decantação (obtido a partir dos parâmetros cinéticos do experimento). Para a parcela do volume do lodo fica a sugestão de avaliação em estudos futuros.

Dessa forma, segundo a NBR 7229/93 tem-se:

$$V_{\text{armazenamento.digestão.lodo}} = N \cdot K_{\text{NBR}} \cdot L_f \quad (137)$$

Onde: N = número de contribuintes (igual ao já estabelecido para obter-se a vazão)

L_f = contribuição de lodo (l/pessoa.dia) – tabela 57

K_{NBR} = taxa de acumulação de lodo digerido – tabela 61

TABELA 61 – TAXA DE ACUMULAÇÃO TOTAL DE LODO (K), EM DIAS, POR INTERVALO ENTRE LIMPEZAS E TEMPERATURA DO MÊS MAIS FRIO.

Intervalo entre limpezas (anos)	Valores de K_{NBR} por faixa de temperatura ambiente (t), em °C		
	$t \leq 10$	$10 \leq t \leq 20$	$t > 20$
1	94	65	57
2	134	105	97
3	174	145	137
4	214	185	177
5	254	225	217

Fonte: NBR 7229/93

5.2.2.3. Volume total




O volume total do tanque (modelo 2) é portanto a soma dos dois volumes parciais:

$$V_{total} = V_{reação/decantação} + V_{armazenamento.digestão.lodo} \quad (138)$$

Diante dos quadros, critérios e formulações estabelecidas nesse item podemos resumir o modelo 2 numa planilha com entradas (dados a serem relacionados pelo projetista) e com saídas (dados de retorno com as hipóteses estabelecidas), sendo a principal saída o valor do volume total do tanque séptico.

QUADRO 14 – PLANILHA DE CÁLCULO DE VOLUME PARA TANQUES SÉPTICOS (MODELO 2)

Parâmetros	Símbolo	Unidade	Entrada 1
Contribuintes	N	peessoas	
Contribuição de Esgoto	C_{contr}	litros/pessoa.dia	
Contribuição de Lodo	L_f	litros/pessoa.dia	
Intervalo de limpeza		anos	
Temp. ambiente mês mais frio	t	°C	
Temp. do despejo	T	°C	
Tempo de detenção	Td	dia	
Tempo de detenção	Td	horas	
Taxa de acumul. de lodo	K_{NBR}	dias	
Vazão	Q	litros/dia	
Eficiência de Remoção		%	
Taxa de remoção	k	dia ⁻¹	
Coef. Arrhenius	θ	-	
Volume Reação/Decantação	Vol 1	litros	
Volume Digestão/Armaz. Lodo	Vol 2	litros	
Volume Total (modelo 2)	V_{modelo}	litros	RESULTADO

	Entradas do modelo
	Dado automático (segundo critério estabelecido)
	Retorno automático do modelo

Fonte: o autor

5.2.3. Calibração do modelo 2

A fim de verificar a consistência do modelo 2 fez-se uma calibração do mesmo via comparação com o modelo de dimensionamento de tanques sépticos da NBR 7229/1993. A proposta de dimensionamento da NBR consta da revisão bibliográfica do presente trabalho. A título de comparação não se utilizou o valor fixo mínimo de 1000 litros para o cálculo do volume do tanque séptico de norma.

Adotaram-se os seguintes valores como entrada nos modelos:

- $C_{contr} = 130$ litros/pessoa.dia
- $L_f = 1$ litro/pessoa.dia
- Temperatura do despejo = 20°C

- Temperatura ambiente mês mais frio = 15 °C
- Intervalo de limpeza = 1 ano
- Contribuintes = 10 a 70 pessoas (variando de 10 em 10)

QUADRO 15 – COMPARAÇÃO MODELO 2 COM NBR 7229/93

Parâmetros	Símbolo	Unidade	Entrada 1	Entrada 2	Entrada 3	Entrada 4	Entrada 5	Entrada 6	Entrada 7
Contribuintes	N	pessoas	10	20	30	40	50	60	70
Contribuição de Esgoto	C_{contr}	litros/pessoa.dia	130	130	130	130	130	130	130
Contribuição de Lodo	L_f	litros/pessoa.dia	1	1	1	1	1	1	1
Intervalo de limpeza		anos	1	1	1	1	1	1	1
Temp. ambiente mês mais frio	t	°C	15	15	15	15	15	15	15
Temp. do despejo	T	°C	20	20	20	20	20	20	20
Tempo de detenção	Td	dia	0,833	0,833	0,833	0,750	0,667	0,583	0,500
Tempo de detenção	Td	horas	20	20	20	18	16	14	12
Taxa de acumul. de lodo	K_{NBR}	dias	65	65	65	65	65	65	65
Vazão	Q	litros/dia	1300	2600	3900	5200	6500	7800	9100
Eficiência de Remoção		%	70%	70%	70%	64%	49%	35%	23%
Taxa de remoção	k	dia ⁻¹	1,351	1,351	1,351	1,378	1,010	0,723	0,518
Coef. Arrhenius	θ	-	1,047	1,047	1,047	1,047	1,047	1,047	1,047
Volume Reação/Decantação	Vol 1	litros	1159	2317	3476	3878	4283	4602	4506
Volume Digestão/Armaz. Lodo	Vol 2	litros	650	1300	1950	2600	3250	3900	4550
Volume Total (modelo 2)	V_{modelo}	litros	1809	3617	5426	6478	7533	8502	9056
Volume Total (NBR 7229/93)	$V_{NBR7229}$	litros	1950	3692	5200	6500	7583	8450	9100

	Entradas do modelo
	Dado automático (segundo critério estabelecido)
	Retorno automático do modelo

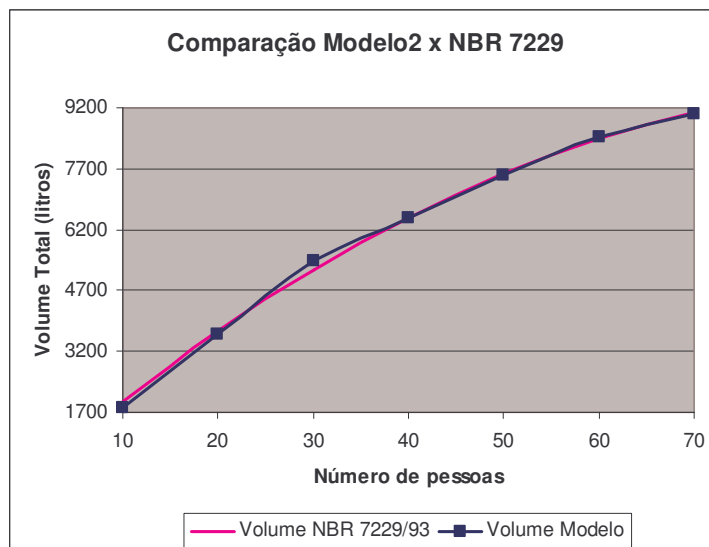
Obs.: Para as vazões de 1300l/dia e 2600l/dia (entrada 1 e 2) os tempos de detenção para o cálculo no modelo da NBR, segundo o critério da mesma, são 1,00 dia e 0,92 dias, respectivamente. Para as demais entradas, os tempos de detenção, coincidem com o do modelo 2.

Fonte: o autor

Basicamente os dois modelos (NBR e modelo 2 – sugerido) resultaram em volumes praticamente iguais. Por vezes o volume do modelo foi mais econômico (com volumes menores) e por vezes o volume segundo a NBR o foi.

Conforme vemos na figura 48 (extraída do quadro 15), que relaciona número de pessoas pelo volume total de tanque séptico, a variação entre modelos foi realmente pequena. Em cinco pontos o modelo 2 apresentou menor volume total e nos outros dois pontos o modelo da NBR 7229/93.

FIGURA 48 – VARIACÃO DO VOLUME EM RELAÇÃO AO NÚMERO DE CONTRIBUINTE PARA O MODELO 2 E A NBR 7229/93



Fonte: o autor

O volume da NBR 7229 ficou de +7% a -4% maior no caso positivo, ou menor no caso negativo, que o volume do modelo 2. A variação média de volumes entre os modelos foi de 1%.

O modelo 2 apresentou resultados compatíveis com os valores fornecidos em norma. A norma ainda recomenda um acréscimo de 1000 litros para o valor final obtido.

Essa compatibilidade de valores de volumes é positiva, uma vez que sustenta uma coerência de filosofia da NBR com o processo do modelo 2. Entretanto, por outro lado, é negativa, já que não traz contribuições na redução dos volumes necessários de tanques sépticos.

O modelo 2 não é necessariamente validado por apresentar resultados similares de volumes aos da NBR, afinal a própria norma pode estar superdimensionando tanques. Aparentemente, os parâmetros cinéticos obtidos nas prospecções realizadas nessa dissertação vão de acordo à filosofia da norma brasileira para a obtenção de volumes de reação e decantação necessários.

5.2.4. Testes no modelo 2

Nesse tópico algumas proposições são levantadas e simuladas no modelo 2 afim de uma melhor avaliação.

Ao dimensionarmos um tanque séptico para uma residência comum com quatro moradores chegaremos a um volume de 780 litros pela NBR 7229 e 723 litros pelo modelo 2. Parâmetros considerados:

- $C_{\text{contr}} = 130$ litros/pessoa.dia
- $L_f = 1$ litro/pessoa.dia
- Temperatura do despejo = 20°C
- Temperatura ambiente mês mais frio = 15°C
- Intervalo de limpeza = 1 ano
- Contribuintes = 4 pessoas
- $t_{d \text{ NBR}}$ (automático) = 1,00 dia (24 horas)
- $t_{d \text{ modelo 2}}$ (automático) = 0,83 dias (20 horas)
- Desprezado volume mínimo de 1000 litros (NBR 7229)

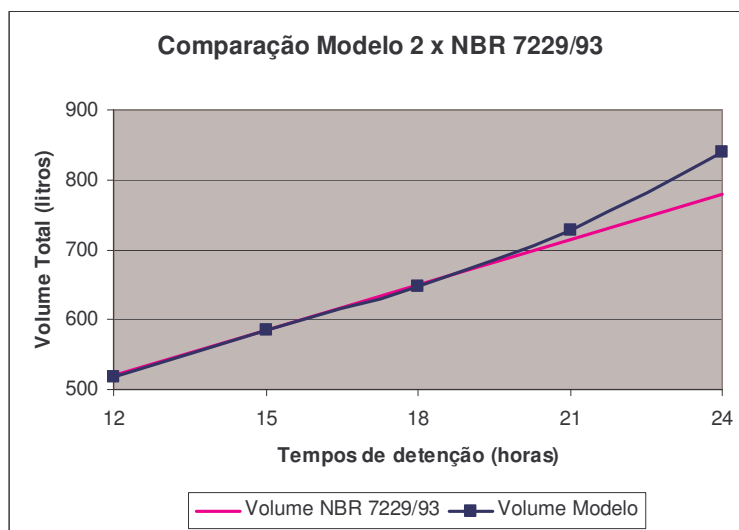
Ignorando o quadro de sugestão de tempos de detenção (para dadas vazões) da NBR e do modelo 2, foi redimensionado o tanque séptico variando-se os tempos de detenção e mantendo-se todos os demais parâmetros constantes. Essa condição de adotar qualquer valor de tempo de detenção é possível visto que o quadro é apenas sugestivo, ao mudar o tempo de detenção estaremos mudando a eficiência de remoção de matéria orgânica e a relação custo/benefício.

A seguir apresentam-se a planilha de cálculos de dimensionamento do volume do tanque e a figura 49 ilustrando a diferença entre o volume obtido pelo modelo 2 e pela NBR 7229/93.

QUADRO 16 – VOLUMES DE TANQUE SÉPTICO PARA 4 CONTRIBUINTES

Parâmetros	Símbolo	Unidade	Entrada 1	Entrada 2	Entrada 3	Entrada 4	Entrada 5
Contribuintes	N	pessoas	4	4	4	4	4
Contribuição de Esgoto	C_{contr}	litros/pessoa.dia	130	130	130	130	130
Contribuição de Lodo	L_f	litros/pessoa.dia	1	1	1	1	1
Intervalo de limpeza		anos	1	1	1	1	1
Temp. ambiente mês mais frio	t	$^\circ\text{C}$	15	15	15	15	15
Temp. do despejo	T	$^\circ\text{C}$	20	20	20	20	20
Tempo de detenção	Td	dia	0,500	0,625	0,750	0,875	1,000
Tempo de detenção	Td	horas	12	15	18	21	24
Taxa de acumul. de lodo	K_{NBR}	dias	65	65	65	65	65
Vazão	Q	litros/dia	520	520	520	520	520
Eficiência de Remoção		%	23%	41%	64%	67%	37%
Taxa de remoção	k	dia^{-1}	0,518	0,857	1,378	1,229	0,418
Coef. Arrhenius	θ	-	1,047	1,047	1,047	1,047	1,047
Volume Reação/Decantação	Vol 1	litros	257	325	388	469	580
Volume Digestão/Armaz. Lodo	Vol 2	litros	260	260	260	260	260
Volume Total (modelo 2)	V_{modelo}	litros	517	585	648	729	840
Volume Total (NBR 7229/93)	V_{NBR7229}	litros	520	585	650	715	780

FIGURA 49 – VARIAÇÃO DO VOLUME EM RELAÇÃO AO TEMPO DE DETENÇÃO PARA 4 CONTRIBUINTES



Fonte: o autor

Essa análise da variação do tempo de detenção e sua influência no dimensionamento ilustra o porquê da sugestão do uso de tempos de detenção abaixo de 20 horas no modelo 2. Acima de 20 horas temos um significativo aumento de volume no modelo com eficiência de remoção baixa (conforme figura 47), ou seja, um cenário totalmente desfavorável. No trecho de 12 a aproximadamente 20 horas, temos uma relação muito próxima nos volumes.

Cabe ressaltar que o modelo é baseado nos dados reais do experimento de Barbosa, portanto estudos futuros são requeridos para confirmar essas conclusões. Essas análises podem ser encaradas como uma tendência do funcionamento do tanque.

Outra avaliação realizada foi a variação da temperatura do despejo no cálculo do volume do tanque séptico. A NBR 7229/1993 não considera esse tipo de variação, a temperatura considerada na norma é a da temperatura ambiente influenciando no cálculo do volume de armazenamento de lodo (que foi considerado igualmente para o modelo 2).

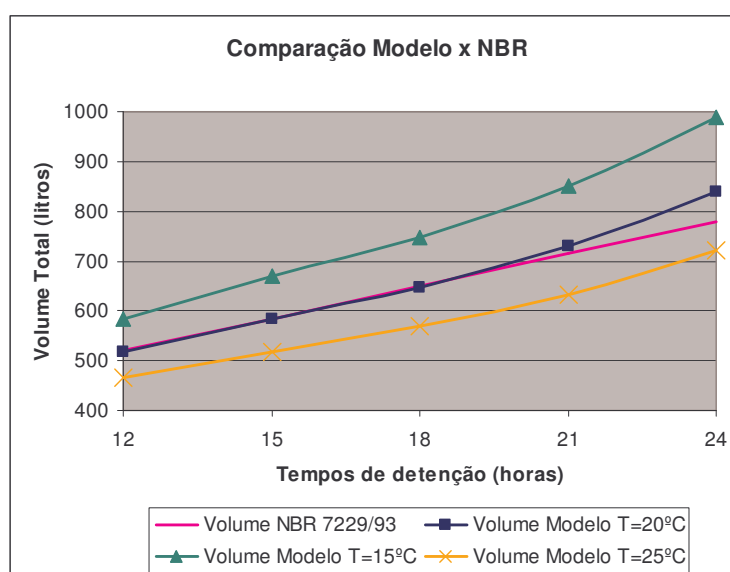
QUADRO 17 – VOLUMES DE TANQUE SÉPTICO VARIANDO A TEMPERATURA DO EFLUENTE

Parâmetros	Símbolo	Unidade	Entrada 1	Entrada 2	Entrada 3	Entrada 4	Entrada 5
Contribuintes	N	pessoas	4	4	4	4	4
Contribuição de Esgoto	C_{contr}	litros/pessoa.dia	130	130	130	130	130
Contribuição de Lodo	L_f	litros/pessoa.dia	1	1	1	1	1
Intervalo de limpeza		anos	1	1	1	1	1
Temp. ambiente mês mais frio	t	°C	15	15	15	15	15
Temp. do despejo	T1	°C	15	15	15	15	15
Temp. do despejo	T2	°C	20	20	20	20	20
Temp. do despejo	T3	°C	25	25	25	25	25
Tempo de detenção	Td	dia	0,500	0,625	0,750	0,875	1,000
Tempo de detenção	Td	horas	12	15	18	21	24
Taxa de acumul. de lodo	K_{NBR}	dias	65	65	65	65	65
Vazão	Q	litros/dia	520	520	520	520	520
Eficiência de Remoção		%	23%	41%	64%	67%	37%
Taxa de remoção	k	dia ⁻¹	0,518	0,857	1,378	1,229	0,418
Coef. Arrhenius	θ	-	1,047	1,047	1,047	1,047	1,047
Volume Reação/Decantação 1	Vol 1	litros	324	409	488	590	730
Volume Reação/Decantação 2	Vol 1	litros	257	325	388	469	580
Volume Reação/Decantação 3	Vol 1	litros	205	258	308	373	461
Volume Digestão/Armaz. Lodo	Vol 2	litros	260	260	260	260	260
Volume Total (modelo) T=15°C	V_{modelo}	litros	584	669	748	850	990
Volume Total (modelo) T=20°C	V_{modelo}	litros	517	585	648	729	840
Volume Total (modelo) T=25°C	V_{modelo}	litros	465	518	568	633	721
Volume Total (NBR 7229/93)	$V_{NBR7229}$	litros	520	585	650	715	780

Obs.: Os Volumes de Reação/Decantação 1, 2 e 3 foram calculados para as temperaturas 1, 2 e 3 respectivamente, isto é 15°C, 20°C e 25°C.

Fonte: o autor

FIGURA 50 – VARIAÇÃO DO VOLUME EM RELAÇÃO À TEMPERATURA DO EFLUENTE



Fonte: o autor

Observa-se uma variação média de mais 12% (para temperatura de 15°C) ou menos 12% (para temperatura de 25°C) do volume em relação à temperatura de 20°C (adotada como referência nas prospecções de obtenção dos parâmetros cinéticos). Esse intervalo de variação de temperatura (15 à 25°C) engloba praticamente todas as temperaturas observadas no experimento (referente à temperatura do líquido).

A temperatura tem uma participação no processo. Da forma que foi considerada (equação de Van't Hoff Arrhenius corrigindo um K de referência) fica evidente que quanto maior a temperatura, menor será o volume requerido para reação e decantação, uma vez que o K será corrigido aumentando seu valor (aumento da remoção possibilitando redução de volume para manter mesma eficiência). Para temperaturas menores que 20°C, o K será reduzido após correção implicando em aumentos de volumes para manter a eficiência de remoção. Essa consideração é correta, porém limitada. Para aumentos de temperaturas expressivos, o K aumentaria substancialmente implicando em volumes ínfimos. Isso na prática não se verifica. Há limites biológicos envolvidos (saturação de bactérias). Portanto, para pequenos intervalos de variação de temperatura a equação de Van't Hoff Arrhenius é válida da forma que foi empregada.

A variação de temperatura na prática é uma variável dificilmente mensurada e sua influência no cálculo do volume do tanque séptico fica 'diluída' na variação do volume destinado ao lodo, que habitualmente costuma ser adotado como alto. As variações de temperatura são reduzidas em tanques sépticos reais enterrados.

A avaliação da temperatura neste trabalho tem caráter ilustrativo para uma situação idealizada.

Outra avaliação possível de ser feita é a variação da temperatura ambiente média e o intervalo de limpeza na fossa. Essa variação interfere no volume para armazenamento e digestão do lodo, trazendo aumentos significativos ao volume total. Porém em termos de análise da variação de volumes nos diferentes tempos de detenção e modelos, pouco muda. Acresce-se uma parcela de igual valor para todas as situações (a parcela $N \cdot K_{NBR} \cdot Lf$), ou seja, é um tipo de mudança que interfere no parâmetro K_{NBR} (NBR7229/93) apenas.

6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

A presente dissertação realizou uma ampla discussão do equacionamento matemático que caracteriza as reações de purificação (sob o aspecto da redução de matéria orgânica) do efluente sanitário dentro de um tanque séptico.

Nas simulações desenvolvidas, alguns parâmetros foram obtidos, fornecendo uma base de conceitos teóricos e valores numéricos que propiciam o entendimento do funcionamento hidráulico de um tanque séptico.

O universo de dados de entrada no modelo foi limitado e deve ser considerado a existência da dificuldade de compatibilidade de escalas (escala hidráulica e biológica são difíceis de compatibilizar num modelo reduzido). Estas restrições impedem a extrapolação imediata dos valores obtidos de constante cinética e fluxo hidráulico para qualquer situação que utilize tanque séptico. Futuros estudos são sugeridos para melhor fundamentação dos resultados aqui apresentados.

Os parâmetros obtidos no modelo foram testados em outras bases de dados de outros autores onde se verificaram erros aceitáveis nas simulações. O próprio método de prospecção proposto para definição dos parâmetros cinéticos e hidráulicos foi validado através de testes em valores de DQO idealizados de um modelo perfeito criado (com K e fluxo definidos e conhecidos), onde o método indicou precisamente os parâmetros. Mesmo diante da limitação do universo de dados disponíveis, pode-se dizer que o tanque séptico tende a um regime fluxo em pistão considerando as validações e calibrações realizadas.

O regime hidráulico fluxo em pistão apresentou os menores erros de previsão na remoção da matéria orgânica, entretanto os demais fluxos testados (disperso e mistura completa) não registraram erros muito distantes. Observa-se uma suave diferença nos erros, mas sempre, em todas as simulações, o fluxo em pistão registrou o menor erro padrão de estimativa. Foram considerados apenas regimes hidráulicos clássicos de literatura para teste, porém como os erros foram relativamente altos pode ser que um regime novo (a ser desenvolvido) venha a apresentar melhor previsibilidade nas simulações.

Valores de constante cinética de degradação para DQO total foram definidos e indicam, ao menos, uma aproximação do seu valor real. A metodologia de

análise do valor da constante de remoção K possibilitou uma avaliação sob diversos aspectos. Primeiramente foram analisados isoladamente os parâmetros de remoção de carga orgânica, para cada tempo de detenção hidráulica obtendo-se valores de K para cada um. Depois novas tentativas foram realizadas a fim de considerar um K único: simulação completa com todos os valores de DQO (considerando a variação do tempo de detenção), simulação com os valores médios de DQO por tempo de detenção e média aritmética dos valores de K resultantes de cada tempo de detenção. Para os três casos o valor único de K foi próximo a $0,900 \text{ dia}^{-1}$. A priori, a adoção de valores separados para cada tempo de detenção refletem o valor mais real do parâmetro. A adoção de um valor único de K para o tanque séptico serve como uma estimativa global do fenômeno de degradação da matéria orgânica no processo de digestão.

O denominado modelo 2, desenvolvido nessa dissertação é nada mais que uma aplicação dos parâmetros obtidos nas prospecções do modelo 1, num exercício de dimensionamento. Os resultados de dimensionamento do volume necessário de tanque séptico pelo modelo 2 foram similares aos resultados que o modelo da NBR 7229/1993 propõe.

No dimensionamento de volumes, a proposta sugerida pela NBR 7229/93 quanto a adoção de tempos de detenção é baseada na contribuição diária de vazões afluentes ao tanque. A norma sugere valores de tempo de detenção sem permitir uma análise de padrão de tratamento desejado. Pela norma, por exemplo, temos um tempo de detenção sugerido de 0,5 dia para vazões superiores a 9000 litros/dia. A análise dos resultados experimentais, apresentados nessa dissertação, permite vislumbrar que a eficiência média de remoção de matéria orgânica será extremamente baixa para esse tempo de detenção de 0,5 dia. A partir desse trabalho e de outros futuros por vir, será possível uma melhor análise na adoção do valor de tempo de detenção, possibilitando considerar a qualidade final esperada ao efluente, quanto a remoção de matéria orgânica de forma mais precisa.

A parcela de volume de armazenamento e digestão de lodo não foi avaliada nesse trabalho. Algumas proposições foram testadas, mas nenhuma resultou em valores práticos para aplicação. Sugere-se em futuros estudos uma avaliação de um efluente com caracterização mensurável de sólidos sedimentáveis, o que poderá trazer novos parâmetros na determinação do volume de armazenamento e digestão de lodo para dimensionamento de tanques sépticos. Ou mesmo sugere-

se a utilização de dados de experimentos já realizados sobre lodos em tanques sépticos a fim de aplicá-los em modelagem matemática, possibilitando, dessa forma, a avaliação do parâmetro K_{NBR} (taxa de acumulação total de lodo - obtido numa tabela da NBR 7229 que correlaciona temperatura média do mês mais frio com o intervalo de limpeza). Esse parâmetro é um dos principais a ser considerado no dimensionamento do volume para lodo. A influência da taxa de acumulação de lodo no tamanho final do tanque é grande e a adoção de intervalos de limpeza distintos para a mesma configuração resultam em volumes bastante diferentes.

Um dos problemas dos tanques sépticos é a falta de manutenção. Mesmo sendo extremamente fácil de operar, os usuários negligenciam as etapas de limpeza, o que prejudica em muito a eficiência da fossa ao longo do tempo. Por isso a análise do fenômeno de digestão do lodo e seu armazenamento são importantes.

Um importante resultado obtido no modelo 1 e utilizado no modelo 2 é a determinação do tempo de detenção onde a remoção de matéria orgânica é máxima. Pelos dados, esse tempo de detenção é próximo a 20 horas. É realmente difícil afirmar, pois os dados de DQO indicam um máximo perto do TDH de 19 ou 20 horas e uma seqüente redução de eficiência. Já os dados de DBO também indicam um máximo para o mesmo valor de tempo de detenção, entretanto indicam uma estabilização (ou leve redução) na eficiência de remoção para tempos de detenção maiores. Como o modelo 2 foi analisado em termos de DQO (por ter maior quantidade de dados), fica indicado o uso de tempos de detenção no intervalo de 12 a 20 horas, em função da relação custo e benefício. Os valores acima de 20 horas (até 24 horas) demonstram-se pouco interessantes, pois o acréscimo de volumes resultantes não implica em ganho de eficiência. Esta análise que o experimento permitiu requer ampla discussão e fundamentação de pesquisas futuras.

A NBR 7229/93 indica valores de tempo de detenção em função da vazão afluente ao tanque. Dessa forma, a avaliação dos intervalos de tempos de detenção feita nessa dissertação pode ser encarada como sugestão a norma brasileira, uma vez que fica possível optar por um ou outro valor de tempo de detenção (para dimensionamento do tanque) sob a ótica da eficiência de remoção desejada.

Conforme já mencionado na introdução do presente trabalho são conhecidas às limitações do tanque séptico como tecnologia de tratamento.

Os resultados dos ensaios físico-químicos demonstraram reduzida eficiência de remoção de matéria orgânica e as quase desprezíveis remoções de outros macronutrientes. Entretanto, a carência de saneamento básico e dos sistemas de tratamentos de esgotos é tal que a implantação fundamentada desse tanque já representa uma enorme conquista. Por isso, a razão de estudá-lo e aperfeiçoá-lo, mesmo diante de suas limitações.

As pesquisas para o aperfeiçoamento de tecnologias simples, como o tanque séptico, são de extrema importância no intuito de amenizar as carências ambientais e de saneamento do planeta. Restringir-se ao aprimoramento e desenvolvimento de tecnologias de ponta não atende imediatamente às necessidades mais básicas atuais da grande parte da população. Por outro lado, estas pesquisas, com sistemas mais sofisticados, são essenciais no contexto do desenvolvimento de tratamento de efluentes em indústrias ou centros urbanos com densidade populacional elevada.

Com um aperfeiçoamento das tecnologias existentes, como o caso do objeto dessa dissertação, espera-se melhorar a qualidade de vida das pessoas e a condição de esgotamento doméstico do planeta, permitindo ainda, num futuro próximo, a adoção de sistemas ainda mais eficazes e sofisticados, que virão a atender populações já preliminarmente saneadas por tecnologias mais simples. Tecnologias simples que poderiam ser chamadas de emergenciais, em face da carência de saneamento básico de grande parte da sociedade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos.** Rio de Janeiro, 1993.

ABNT. **NBR 7229: Construção e instalação de fossa séptica e disposição dos efluentes finais.** Rio de Janeiro, 1982.

ABNT. **NBR 13969: Tanques sépticos – Unidades de Tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro, 1997.

ALL SEPTIC SYSTEM INFORMATION WEBSITE. **Septic Tank Capacity vs Usage.** Divulgado no site www.inspect-ny.com/septic/tanksize.htm (acessado em 28.10.05)

ANDRADE NETO, Cicero O. de. **Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários – Experiência Brasileira.** Rio de Janeiro: ABES, 1997.

ANDRADE NETO, Cicero O. de; GUIMARÃES, P.; PEREIRA, M. G.; SOUZA MELO, H. N. de., “**Decanto-Digestor seguido de filtros anaeróbios**”. In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo – coletânea de trabalhos técnicos. Projeto PROSAB, São Carlos: ABES, 2000. p.162-178

AISSE, Miguel M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2000.

ÁVILA, Renata de O. **Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 2005.

AWWA/APHA/WEF, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20th Edition, Washington: American Water Works Association, American Public Health Association, Water Environmental Federation, 1998.

BARBOSA, Samuel A. **Avaliação do biofiltro aerado submerso como pós-tratamento do efluente do tanque séptico**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BÓRIO, Tânia M. T.; OLIVEIRA, Eni A.; QUEIROZ; Sandra M. P. **Decaimento bacteriano e remoção de DBO₅ em lagoa de maturação**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10., 1979, Manaus. Anais do 10º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Manaus: ABES, 1979.

CAMPOS, José R. (coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CAMPOS, José R. (coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo – coletânea de trabalhos técnicos**. Projeto PROSAB, São Carlos: ABES, 2000.

CHERNICHARO, Carlos A. de L. (coordenador). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – coletânea de trabalhos técnicos**. Volume 2. Projeto PROSAB, Belo Horizonte: ABES, 2001.

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

CHAPRA, Steven C. **Surface Water-Quality Modeling**. McGraw-Hill International Editions, 1997.

CHAVES, Lúcia da C. D. **Estudo da cinética da formação de biofilmes em superfícies em contato com água potável.** Dissertação (Mestrado) – Universidade do Minho, Departamento de Engenharia Biológica, Braga – Portugal, 2004.

CONAMA, **Resolução do CONAMA 20 de 18 de junho de 1986.** Estabelece classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional.

CONAMA, **Resolução do CONAMA 357 de 17 de março de 2005.** Estabelece classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional.

CPRH, **Dimensionamento de Tanques Sépticos e Unidades Básicas Complementares.** Manual técnico. 2ª edição. Recife: CPRH – Agência estadual de meio ambiente e recursos hídricos, 2004. 55p.

CYBIS, Luiz. F. e PESCADOR, Fernanda S. **Tratamento de esgotos em reatores seqüenciais em batelada anaeróbios.** In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo – coletânea de trabalhos técnicos. Projeto PROSAB, São Carlos: ABES, 2000. p.144-161

EEA – EMPRESA DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 2004. **Curso de Tratamento de Esgoto.** Divulgado no site www.comitepcj.sp.gov.br (consulta em 26.10.05)

ESPENSON, James H. **Chemical kinetics and reaction mechanisms.** 2nd Edition. McGraw-Hill International Editions, 1995.

ESTEVES, Francisco de A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência/ FINEP, 1988.

FERNANDES, Fernando; ANDRIOLI, Cleverson V.; PEGORINI, Eduardo S.; SOUZA, Marcos L. de P.; FERREIRA, Andréia C. **Reciclagem de lodo de esgoto – experiência na região metropolitana de Curitiba.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001. João

Pessoa. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa : ABES, 2003.

IBGE, **Censo Demográfico 2000**. Divulgado no site www.ibge.gov.br (consulta em 01.11.05)

JORDÃO, Eduardo P. e PESSÔA, Constantino A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

MARA, David D. e SILVA, Salomão A. **Tratamento biológico de águas residuárias – lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro: ABES, 1979.

METCALF, Leonard e EDDY, Harrison. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. 3rd Edition. Nova Iorque, NY: McGraw-Hill International Editions, 1991.

LOUSTARINEN, Sari A. e RINTALA, Jukka A. **Anaerobic on-site treatment of black water and dairy parlour wastewater in UASB-septic tanks at low temperatures**. Artigo científico da Revista Water Research n.º. 39. 2005. p. 436-448.

PANG, Liping; CLOSE, Murray; GOLTZ, Mark; SINTON, Lester; DAVIES, Helen; HALL, Carollyn; STANTON, Greg. **Estimation of septic tank setback distances based on transport of E. coli and F-RNA phages**. Artigo científico da Revista Environment International n.º 29 .2003. p. 907 – 921.

PARKER, Wayne J. **Application of the ADM1 model to advanced anaerobic digestion**. Artigo científico da Revista Bioresource Technology n.º. 96. 2005. Pág. 1832 - 1842

PARSEKIAN, Marilu P. S. **Aplicação de lise celular forçada em sistema de tratamento aeróbio precedido de reator UASB**. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

- PAWLOWSKY, Urivald; RODA, Luciana S. A.; PATZA, Maria da G. B. **Filtro Anaeróbico para tratamento de despejos de laticínios.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 13., 1985, Maceió. Anais do 13º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Maceió: ABES, 1985.
- PATZA, Maria da G. B; PAWLOWSKY, Urivald; OLIVEIRA, Eni. A. **Tratamento de despejos de fecularias por lodos ativados.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 11., 1981, Fortaleza. Anais do 11º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Fortaleza: ABES, 1981.
- PILOTTO, Juliana S. **Contribuições para modelagem matemática do comportamento dos tanques sépticos para remoção de matéria orgânica.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.
- PINTO, Nelson L. S.; NEIDERT, Sinildo H.; FILL, Heinz, D. O. A.; LAMBROS, Demétrios; REIS, Fernando C. A.; TOZZI, Marcos José; OTA, José J. **Notas de aula da disciplina de Mecânica dos Fluidos.** Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1998.
- SAWYER, Clair N. e McCARTY, Perry L. **Chemistry for Environmental Engineering.** 3rd ed. Nova Iorque, NY: The McGraw-Hill Companies, 1967.
- UFSC; Notas de aula de química ambiental. Divulgado no site www.remas.ufsc.br (consulta em 10.10.05)
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Onsite Wastewater Treatment Systems Manual.** 2002 Divulgado no site www.epa.gov/ORD/NRMRL/Pubs/625R00008/625R00008totaldocument.pdf (acessado em 28.10.05).
- VALENTIM, Marcelus A. A.; ROSTON, Denis M.; MAZZOLA, Marcelo. **Avaliação de um tanque séptico modificado.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Anais do 22º

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville: ABES, 2003. p. 1-5.

VON SPERLING, Marcos, **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, 1996^a.

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

WORLD RESOURCES. **A guide to the Global environment. Environmental change and human Health**. Disponível no site www.wri.org/wri/wr (consulta em 27.09.05)

ZENG, Y.; MU, S. J.; LOU, S. J.; TARTAKOVSKY, B.; WU, P.; GUIOT, S. R. **Hydraulic modeling and axial dispersion analysis of UASB reactor**. Artigo científico da revista *Biochemical Engineering Journal* nº. 25. 2005. Pág. 113 - 123.

ANEXO 1

1- PROCEDIMENTO DE CÁLCULO PARA PROSPECÇÕES DO MODELO 1

Apresenta-se a marcha de cálculos realizados para a determinação do regime hidráulico e constante cinética no tanque séptico. Na parte 5 (metodologia) e 6 (resultados) são descritos o método e apresentados os valores obtidos, respectivamente.

A marcha de cálculo é exemplificada para o tempo de detenção de 12 horas. Para os outros tempos de detenção o procedimento é idêntico.

TABELA 62 – DADOS RETIRADOS DO EXPERIMENTO PARA O Td 12 HORAS

data	DQOa (mg/l)	DQOe (mg/l)	Temp (°C)	Eficiência
29/ago	461,50	307,70	26,0	33,33%
31/ago	300,80	225,60	18,9	25,00%
2/set	313,20	261,10	18,9	16,63%
5/set	261,20	186,60	16,9	28,56%
15/set	534,40	515,30	14,5	3,57%
20/set	250,80	196,30	14,7	21,73%
22/set	378,80	246,20	15,8	35,01%

Observação: Temperatura interna no TS

$DQOa = DQO \text{ afluente} / DQOe = DQO \text{ efluente}$

Fonte: o autor

No quadro abaixo as colunas hachuradas (em azul) indicam o valor de K ideal, ou de menor erro de estimativa, para cada regime.

d= 0,3		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,4	do Erro	0,5	do Erro	0,500	do Erro
29/ago	461,50	380,86	48,9195	363,83	46,9727	363,90	46,9728
31/ago	300,80	248,24		237,14		237,18	
2/set	313,20	258,47		246,91		246,96	
5/set	261,20	215,56		205,92		205,96	
15/set	534,40	441,02		421,30		421,38	
20/set	250,80	206,98		197,72		197,76	
22/set	378,80	312,61		298,63		298,69	

d= 0,4		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,5	do Erro	0,6	do Erro	0,504	do Erro
29/ago	461,50	364,59	46,9766	348,86	48,4896	363,88	46,9728
31/ago	300,80	237,64		227,39		237,17	
2/set	313,20	247,43		236,76		246,95	
5/set	261,20	206,35		197,45		205,95	
15/set	534,40	422,19		403,97		421,36	
20/set	250,80	198,14		189,59		197,75	
22/set	378,80	299,26		286,35		298,67	

d= 0,5		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,5	do Erro	0,6	do Erro	0,509	do Erro
29/ago	461,50	365,18	46,9849	349,64	48,3382	363,74	46,9728
31/ago	300,80	238,02		227,89		237,08	
2/set	313,20	247,83		237,29		246,85	
5/set	261,20	206,68		197,89		205,87	
15/set	534,40	422,86		404,87		421,19	
20/set	250,80	198,45		190,01		197,67	
22/set	378,80	299,74		286,99		298,56	

d= 3		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,5	do Erro	0,6	do Erro	0,529	do Erro
29/ago	461,50	368,26	47,1063	353,75	47,6679	363,94	46,9728
31/ago	300,80	240,03		230,57		237,21	
2/set	313,20	249,92		240,07		246,99	
5/set	261,20	208,43		200,21		205,98	
15/set	534,40	426,43		409,63		421,43	
20/set	250,80	200,13		192,24		197,78	
22/set	378,80	302,27		290,36		298,72	

d= 4		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,5	do Erro	0,6	do Erro	0,531	do Erro
29/ago	461,50	368,48	47,1201	354,04	47,6280	363,89	46,9728
31/ago	300,80	240,17		230,76		237,18	
2/set	313,20	250,07		240,27		246,96	
5/set	261,20	208,55		200,38		205,95	
15/set	534,40	426,69		409,97		421,37	
20/set	250,80	200,25		192,40		197,75	
22/set	378,80	302,45		290,60		298,68	

d= 20		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,5	do Erro	0,6	do Erro	0,536	do Erro
29/ago	461,50	369,06	47,1587	354,81	47,5307	363,80	46,9728
31/ago	300,80	240,55		231,26		237,12	
2/set	313,20	250,46		240,79		246,89	
5/set	261,20	208,88		200,81		205,90	
15/set	534,40	427,35		410,85		421,26	
20/set	250,80	200,56		192,82		197,70	
22/set	378,80	302,92		291,23		298,61	

Fonte: o autor

Dessa forma obtemos o quadro abaixo (já apresentado no decorrer da dissertação) como resultado do processo.

TABELA 63 – RESUMO DOS CÁLCULOS

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	0,475	dia ⁻¹	46,9728
d=0,05	0,482	dia ⁻¹	46,9728
d=0,10	0,486	dia ⁻¹	46,9728
d=0,20	0,494	dia ⁻¹	46,9728
d=0,30	0,500	dia ⁻¹	46,9728
d=0,40	0,504	dia ⁻¹	46,9728
d=0,50	0,509	dia ⁻¹	46,9728
d=3,00	0,529	dia ⁻¹	46,9728
d=4,00	0,531	dia ⁻¹	46,9728
d=20,0	0,536	dia ⁻¹	46,9728
Mist Compl.	0,537	dia ⁻¹	46,9728

Fonte: o autor

2 - PROCEDIMENTO DE CÁLCULO PARA PROSPECÇÕES DO MODELO 1 (CONSIDERANDO EFEITO DA TEMPERATURA)

O procedimento é idêntico, a única alteração é que as constantes cinéticas testadas agora se referem ao valor K de referência para 20°C. Portanto ao gerar os valores de DQOe, o valor de K entra corrigido para a temperatura em questão.

TABELA 64 – DADOS RETIRADOS DO EXPERIMENTO PARA O Td 12 HORAS

data	DQOa (mg/l)	DQOe (mg/l)	Temp (°C)	Eficiência
29/ago	461,50	307,70	26,0	33,33%
31/ago	300,80	225,60	18,9	25,00%
2/set	313,20	261,10	18,9	16,63%
5/set	261,20	186,60	16,9	28,56%
15/set	534,40	515,30	14,5	3,57%
20/set	250,80	196,30	14,7	21,73%
22/set	378,80	246,20	15,8	35,01%

Observação: Temperatura interna no TS

DQOa = DQO afluente / DQOe = DQO efluente

Fonte: o autor

QUADRO 19 – ROTEIRO DE CÁLCULO PARA OBTENÇÃO DOS PARÂMETROS K E REGIME HIDRÁULICO – CONSIDERANDO EFEITO DA TEMPERATURA

Fluxo Pistão		DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro
data	DQOa (mg/l)	0,3		0,4		0,5	
29/ago	461,50	378,76	51,2012	354,62	43,3008	332,02	39,8041
31/ago	300,80	260,83		248,72		237,17	
2/set	313,20	271,58		258,97		246,95	
5/set	261,20	229,34		219,61		210,29	
15/set	534,40	475,63		457,51		440,09	
20/set	250,80	222,98		214,41		206,17	
22/set	378,80	334,73		321,22		308,24	
		DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro
		0,6		0,7		0,522	
		310,86	41,0704	291,05	46,1144	327,25	39,6891
		226,16		215,66		234,71	
		235,49		224,55		244,38	
		201,37		192,82		208,30	
		423,32		407,20		436,35	
		198,24		190,62		204,40	
		295,79		283,85		305,46	

Mistura Completa		DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro
data	DQOa (mg/l)	0,5		0,6		0,591	
29/ago	461,50	347,17	41,5680	330,78	40,3391	332,23	40,3271
31/ago	300,80	243,03		234,05		234,85	
2/set	313,20	253,05		243,69		244,53	
5/set	261,20	214,66		207,27		207,93	
15/set	534,40	447,50		433,40		434,67	
20/set	250,80	209,70		203,05		203,64	
22/set	378,80	314,06		303,68		304,61	

d= 0,05		DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro
data	DQOa (mg/l)	0,5		0,6		0,529	
29/ago	461,50	333,68	39,9299	313,09	40,8715	327,56	39,7502
31/ago	300,80	237,80		227,02		234,61	
2/set	313,20	247,60		236,37		244,28	
5/set	261,20	210,75		202,00		208,17	
15/set	534,40	440,86		424,39		436,01	
20/set	250,80	206,54		198,75		204,25	
22/set	378,80	308,85		296,64		305,26	

d= 0,1		DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro
data	DQOa (mg/l)	0,5		0,6		0,533	
29/ago	461,50	335,10	40,0499	314,97	40,7236	328,21	39,8027
31/ago	300,80	238,33		227,75		234,73	
2/set	313,20	248,16		237,13		244,41	
5/set	261,20	211,15		202,54		208,23	
15/set	534,40	441,53		425,32		436,04	
20/set	250,80	206,86		199,19		204,26	
22/set	378,80	309,38		297,36		305,31	

d= 0,2		DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro	DQOe p K (d ⁻¹)	Est. do Erro
data	DQOa (mg/l)	0,5		0,6		0,542	
29/ago	461,50	337,32	40,2622	317,90	40,5325	328,89	39,8877
31/ago	300,80	239,19		228,90		234,74	
2/set	313,20	249,05		238,33		244,42	
5/set	261,20	211,78		203,40		208,17	
15/set	534,40	442,61		426,78		435,79	
20/set	250,80	207,37		199,89		204,15	
22/set	378,80	310,23		298,51		305,18	

d= 0,3		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,5	do Erro	0,6	do Erro	0,549	do Erro
29/ago	461,50	338,92	40,4343	320,00	40,4267	329,38	39,9511
31/ago	300,80	239,81		229,73		234,75	
2/set	313,20	249,69		239,20		244,43	
5/set	261,20	212,25		204,03		208,13	
15/set	534,40	443,39		427,85		435,62	
20/set	250,80	207,74		200,40		204,07	
22/set	378,80	310,84		299,34		305,09	

d= 0,4		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,5	do Erro	0,6	do Erro	0,555	do Erro
29/ago	461,50	340,10	40,5713	321,55	40,3666	329,75	39,9994
31/ago	300,80	240,27		230,35		234,76	
2/set	313,20	250,17		239,84		244,44	
5/set	261,20	212,59		204,49		208,10	
15/set	534,40	443,98		428,64		435,48	
20/set	250,80	208,02		200,78		204,01	
22/set	378,80	311,30		299,96		305,02	

d= 0,5		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,5	do Erro	0,6	do Erro	0,559	do Erro
29/ago	461,50	341,00	40,6812	322,72	40,3313	330,04	40,0371
31/ago	300,80	240,62		230,82		234,77	
2/set	313,20	250,54		240,33		244,45	
5/set	261,20	212,85		204,84		208,08	
15/set	534,40	444,42		429,25		435,38	
20/set	250,80	208,24		201,07		203,96	
22/set	378,80	311,65		300,43		304,96	

d= 3		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,5	do Erro	0,6	do Erro	0,583	do Erro
29/ago	461,50	345,73	41,3404	328,89	40,2974	331,68	40,2533
31/ago	300,80	242,47		233,29		234,82	
2/set	313,20	252,47		242,91		244,50	
5/set	261,20	214,24		206,70		207,96	
15/set	534,40	446,78		432,43		434,84	
20/set	250,80	209,36		202,58		203,72	
22/set	378,80	313,50		302,92		304,69	

d= 4		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,5	do Erro	0,6	do Erro	0,585	do Erro
29/ago	461,50	346,07	41,3932	329,34	40,3050	331,80	40,2703
31/ago	300,80	242,60		233,47		234,83	
2/set	313,20	252,61		243,09		244,51	
5/set	261,20	214,34		206,84		207,96	
15/set	534,40	446,95		432,66		434,80	
20/set	250,80	209,44		202,69		203,70	
22/set	378,80	313,63		303,10		304,67	

d= 20		DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.	DQOe p K (d ⁻¹)	Est.
data	DQOa (mg/l)	0,5	do Erro	0,6	do Erro	0,590	do Erro
29/ago	461,50	346,95	41,5319	330,49	40,3306	332,14	40,3150
31/ago	300,80	242,95		233,93		234,84	
2/set	313,20	252,96		243,57		244,52	
5/set	261,20	214,59		207,18		207,94	
15/set	534,40	447,39		433,25		434,70	
20/set	250,80	209,65		202,98		203,66	
22/set	378,80	313,97		303,56		304,62	

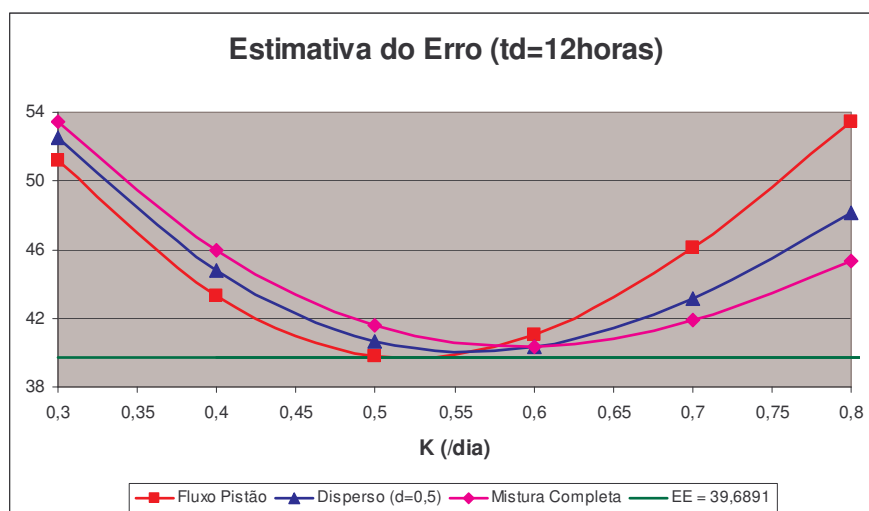
Fonte: o autor

TABELA 65 – RESUMO DOS CÁLCULOS

Regime	K	unid	EE
Fluxo Pistão	0,522	dia ⁻¹	39,6891
d=0,05	0,529	dia ⁻¹	39,7502
d=0,10	0,533	dia ⁻¹	39,8027
d=0,20	0,542	dia ⁻¹	39,8877
d=0,30	0,549	dia ⁻¹	39,9511
d=0,40	0,555	dia ⁻¹	39,9994
d=0,50	0,559	dia ⁻¹	40,0371
d=3,00	0,583	dia ⁻¹	40,2533
d=4,00	0,585	dia ⁻¹	40,2703
d=20,0	0,590	dia ⁻¹	40,3150
Mist Compl.	0,591	dia ⁻¹	40,3271

Fonte: o autor

FIGURA 51 – GRÁFICO ESTIMATIVA DO ERRO VERSUS K PARA SIMULAÇÕES COM t_d 12 HORAS E CONSIDERANDO EFEITO DA TEMPERATURA



Fonte: o autor

ANEXO 2

O modelo foi concebido com pré-tratamento em tanque séptico e pós-tratamento em biofiltro aerado submerso. BARBOSA (2006) realizou a análises para todo o conjunto, seguem os resultados.

QUADRO 20 – RESUMO DOS RESULTADOS DE BARBOSA (2006)

Data	TDH	Temp. (°C)	DQO (mg/l)			TOC (mg/l)			DBO (mg/l)		
			Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS
29/8		26,0	461,5	307,7	153,8	201,9	108,3	9,0			
31/8		18,9	300,8	225,6	37,6	121,1	89,6	7,5			
2/9		18,9	313,2	261,1	20,9	174,0	124,0	13,5	148,9	114,8	10,2
5/9	12h	16,9	261,2	186,6	37,3	190,6	143,2	18,4			
13/9		13,9	314,8	351,9	37,0	149,1	149,5	30,8			
15/9		14,5	534,4	515,3	209,9	198,3	151,5	19,5			
20/9		14,7	250,8	196,3	61,8	349,2	77,3	13,5	113,7	73,3	27,5
22/9		15,8	378,8	246,2	75,8	183,3	83,4	15,4			
17/10		23,6	821,3	195,0	53,9	367,0	93,0	11,0	318,2	74,7	24,4
19/10		18,3	428,6	178,6	17,9	143,6	99,1	12,6			
24/10	18h	23,1	421,2	146,5	18,3	248,8	84,8	7,6			
26/10		23,9	611,1	203,7	148,1	424,2	216,2	38,6			
31/10		19,8	645,8	239,9	36,9	295,5	113,5	10,9			
3/11		22,7	1176	235,2	58,8	311,5	123,9	11,5	523,7	107,4	20,8
7/11		19,7				284,8	104,4	16,3			
9/11	21h	18,7	693,84	321,44	39,2	177,6	98,6	9,6	273,3	108,5	15,1
10/11		20,2	421,2	146,5	18,3	195,5	89,7	11,0			
16/11		23,9	460,0	280,0	60,0	153,2	122,5	13,13			
21/11		24,2	468,8	371,1	58,6	286,7	88,2	16,9			
23/11		24,6	647,8	344,1	60,7	260,8	71,3	12,7	398,5	108,0	11,2
28/11	24h	22,4	485,8	445,3	81,0						
30/11		23,3	652,2	395,3	118,6						
2/12		23,1	614,4	204,8	77,8				262,6	94,0	37,6
6/12		20,0	527,3	351,6	39,1	288,7	135,4	19,9			
7/12		20,9	223,6	203,3	61,0	220,8	92,0	25,9			
8/12	15h	20,1	561,2	237,6	57,3	263,0	154,0	26,6	237,3	116,3	25,6
9/12		22,9	365,9	142,3	61,0	210,5	168,6	13,5			
14/12		20,1	483,3	311,3	56,5	216,2	117,9	17,6	199,2	110,3	16,5
22/12		20,0	286,7	225,3	41,0	168,7	110,8	22,4	120,5	71,9	20,2

Data	TDH	pH			Alcalinidade Total			Acidez Volátil		
		Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS
29/8		6,6	6,5	7,1	17,4	20,5	7,7	6,5	9,2	2,2
31/8		6,7	6,5	7,0	15,9	20,5	6,2	7,7	8,7	2,2
2/9		6,4	6,6	6,9	14,9	19,4	9,2	5,7	6,2	3,2
5/9	12h	6,2	6,6	6,8	14,6	20,1	9,7	5,3	5,8	3,5
13/9		6,9	7,0	7,6	17,4	20,4	22,7	8,7	9,9	7,8
15/9		6,6	6,7	7,3	17,2	19,1	19,5	6,9	5,3	5,1
20/9		6,9	6,4	7,3	17,4	19,5	14,8	6,1	5,7	3,1
22/9		6,4	6,7	7,4	16,1	20,0	15,3	8,4	9,0	5,5
17/10		6,9	7,1	7,2	20,4	22,3	4,4	7,0	7,8	2,0
19/10		7,2	7,2	7,7	20,1	23,4	13,4	6,2	7,9	2,6
24/10	18h	8,0	7,8	8,3	54,0	29,5	55,7	11,3	14,1	3,0
26/10		7,0	7,3	8,2	19,0	32,7	52,7	7,8	9,0	5,7
31/10		7,2	7,3	7,5	22,0	25,3	18,1	7,8	8,0	5,6
3/11		7,0	7,2	7,3	23,0	25,5	10,6	8,5	7,6	2,4
7/11		6,5	7,4	6,6	12,0	8,1	2,8	26,7	24,6	25,6
9/11	21h	6,9	7,4	7,3	21,7	26,8	7,9	7,6	6,6	2,5
10/11		7,3	7,3	7,5	23,4	26,4	13,6	6,1	7,4	3,9
16/11		7,0	7,3	8,2	27,7	27,1	8,6	7,6	6,7	2,7
21/11		7,2	7,4	7,4	27,5	29,3	9,5	6,4	6,7	2,3
23/11		7,1	7,4	7,6	19,1	27,0	24,3	8,8	8,3	5,3
28/11	24h	7,8	7,9	7,8	25,6	29,9	24,7	6,2	7,5	5,8
30/11		7,1	7,0	7,7	22,4	26,8	25,4	7,7	10,7	8,3
2/12		7,2	7,3	8,0	20,6	26,4	23,4	6,2	10,2	6,9
6/12		7,1	7,3	7,7	25,8	28,1	27,7	12,8	12,0	14,7
7/12		7,3	7,5	7,9	23,0	27,6	27,5	6,7	7,7	6,4
8/12	15h	7,1	7,2	7,6	19,3	23,9	20,5	6,0	7,1	3,1
9/12		7,0	7,3	7,7	18,3	24,9	21,9	8,3	7,2	3,9
14/12		7,2	7,2	7,6	8,8	9,6	4,1	8,5	22,8	14,3
22/12		7,1	7,4	7,2	26,6	26,3	8,4	10,7	7,5	2,3

Data	TDH	Sólidos Susp.Total			Sól. Susp. Volátil			Sól. Dissolvido Total		
		Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS
29/8		187	79	61	80	52	21	922	815	357
31/8		325	85		357	125	4	627	712	516
2/9		39	55	11	37	58	10	722	636	606
5/9	12h	146	98	22	121	58	5	860	833	685
13/9		40	50	12	74	80	40	676	675	565
15/9		74	58	46	41	25	16	894	790	668
20/9		278	12	7	251	8	6	1144	691	655
22/9		398	117	200	364	72	154	1297	649	562
17/10		218	37	10	125	27	9	1079	823	690
19/10		48	36	5	41	28	3	1470	750	601
24/10	18h	138	57	13	104	40	8	911	717	1260
26/10		32	23	16	18	13	5	1490	1293	699
31/10		65	24	7	61	22	5	941	771	691
3/11		218	37	10	125	27	9	1019	792	690
7/11		236	41	79	192	29	56	730	715	725
9/11	21h	164	65	9	157	50	9	865	757	635
10/11		163	70	23	122	46	15	722	747	621
16/11		234	110	52	200	92	42	749	581	605
21/11		84	12	7	76	10	7	723	661	706
23/11		121	54	27	111	14	22	776	621	661
28/11	24h	106	37	9	96	33	6	712	864	874
30/11		210	57	56	179	43	30	734	817	668
2/12		290	28	23	90	8	7	717	729	621
6/12		148	24	14	126	14	8	830	824	650
7/12		142	30	15	130	19	5	814	658	468
8/12	15h	194	38	13	186	28	6	686	753	437
9/12		166	25	17	114	2	9	830	838	658
14/12		198	26	23	178	22	13	697	720	620
22/12		244	26	25	200	22	13	650	713	605

Data	TDH	N-NH3			N-ORG			NTK		
		Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS
29/8		6,9	14,4	0,0	27,7	14,9	3,2	34,6	29,3	3,2
31/8		11,5	13,7	0,5	1,1	0,5	0,0	12,6	14,3	0,5
2/9		5,5	12,9	0,1	20,5	12,2	1,8	26,0	25,1	1,8
5/9	12h	9,9	17,0	4,9	12,1	3,8	4,9	22,0	20,9	9,9
13/9		6,5	13,5	17,1	9,9	0,5	0,0	16,3	14,1	17,1
15/9		11,2	14,1	13,5	9,3	1,6	0,5	20,5	15,8	14,1
20/9		12,9	14,6	13,4	7,9	8,2	2,6	20,7	22,8	16,0
22/9		8,2	15,9	9,3	23,6	15,4	3,8	31,8	31,3	13,2
17/10		14,6	19,6	1,4	3,9	0,0	0,0	18,5	19,6	1,4
19/10		3,8	16,5	1,1	27,4	13,2	2,7	31,3	29,6	3,8
24/10	18h	13,2	24,7	0,0	34,0	17,6	2,7	47,2	42,3	2,7
26/10										
31/10		13,7	15,4	0,5	44,5	29,6	8,8	58,2	45,0	9,3
3/11		9,7	19,3	0,2	6,9	12,2	1,8	16,5	31,5	2,0
7/11		11,2	19,4	1,2	20,5	8,9	0,8	31,7	28,3	2,0
9/11	21h	14,6	21,7	0,2	14,0	5,2	1,5	28,6	26,9	1,7
10/11		14,8	23,0	2,7	18,1	9,9	1,6	32,9	32,9	4,4
16/11		19,4	20,6	0,0	14,8	9,9	4,9	34,2	30,4	4,9
21/11		17,1	18,8	0,6	23,5	11,2	2,9	40,7	30,0	3,5
23/11										
28/11	24h									
30/11										
2/12										
6/12		13,1	20,6	18,3	27,0	12,3	7,1	40,2	32,9	25,3
7/12		11,4	20,6	17,7	25,9	10,6	5,3	37,3	31,1	23,0
8/12	15h	11,4	18,8	12,0	25,3	12,3	7,1	36,7	31,2	19,1
9/12		9,8	15,5	13,6	13,8	9,0	2,1	23,6	24,5	15,7
14/12		12,0	19,4	8,6	27,6	16,5	5,3	39,6	35,9	13,9
22/12		15,1	26,6	3,8	27,6	16,5	12,3	42,8	43,1	16,1

Data	TDH	NO2			NO3			NT		
		Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS
29/8		0,3	0,1	0,1	0,2	0,2	13,7	35,1	29,5	17,0
31/8		0,1	0,2	7,4	0,2	0,2	13,6	12,9	14,6	21,5
2/9		0,7	0,1	8,0	0,2	0,2	10,8	27,0	25,3	20,6
5/9	12h	0,0	0,0	1,1	0,5	0,2	1,3	22,4	21,0	12,3
13/9		0,0	0,0	0,3	0,1	0,1	0,1	16,4	14,1	17,4
15/9		0,4	0,3	1,5	0,1	0,1	0,6	21,0	16,2	16,1
20/9		0,0	0,0	8,2	0,1	0,1	3,0	20,8	22,9	27,1
22/9		0,0	0,0	5,0	0,1	0,1	2,7	31,9	31,4	20,9
17/10		0,0	0,0	2,3	0,1	0,1	8,6	18,6	19,7	12,3
19/10		0,0	0,0	2,4	0,1	0,1	7,6	31,4	29,7	13,9
24/10	18h	0,0	0,0	1,9	0,2	0,1	9,8	47,4	42,3	14,5
26/10										
31/10		0,0	0,0	0,4	0,1	0,1	8,0	58,3	45,1	17,7
3/11		0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	5,3	16,5	31,5	7,5
7/11		0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	8,9	31,7	28,3	12,4
9/11	21h	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	7,9	28,6	26,9	12,4
10/11		0,0	0,0	1,7	0,1	0,1	9,3	33,0	33,0	15,4
16/11		0,0	0,0	1,0	0,1	0,1	10,5	34,3	30,5	16,4
21/11		0,0	0,0	0,5	0,1	0,1	10,1	40,7	30,1	14,1
23/11										
28/11	24h									
30/11										
2/12										
6/12		0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	40,3	33,0	25,6
7/12		0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,1	37,4	31,2	24,0
8/12	15h	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,8	36,8	31,3	21,0
9/12		0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	1,4	23,6	24,6	18,2
14/12		0,0	0,0	3,5	0,0	0,0	5,5	39,7	36,0	22,9
22/12		0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	13,8	42,8	43,2	32,4

Data	TDH	Turbidez			P-TOTAL			Sólidos Totais		
		Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS	Esgoto	TS	BAS
29/8		66,5	20,9	15,0	1,8	1,7	1,0	1109	894	418
31/8		27,9	14,9	2,1	3,3	3,0	2,0	952	797	503
2/9		28,3	28,8	7,6	3,9	3,4	2,6	761	691	617
5/9	12h	29,4	12,3	1,6	2,7	4,1	3,1	1006	931	707
13/9		20,0	14,3	4,9	3,6	3,1	2,6	716	725	577
15/9		20,9	14,4	5,7	3,6	3,3	3,0	968	848	714
20/9		30,4	15,5	4,2	4,1	3,4	2,9	1422	703	662
22/9		57,0	19,4	4,4	4,4	3,7	3,4	1695	766	762
17/10		136,0	21,5	4,9	13,5	7,2	11,5	1455	885	700
19/10		30,2	22,3	6,9	3,9	3,6	2,7	1688	787	606
24/10	18h	165,0	18,6	2,5	4,9	3,8	3,5	959	753	1273
26/10		64,7	32,7	7,7				1628	1350	715
31/10		123,0	19,1	7,0	4,0	3,6	3,2	973	794	698
3/11		39,1	21,6	10,2	6,9	7,0	6,5	1084	816	700
7/11		71,0	13,8	4,5	4,4	4,1	3,8	966	756	804
9/11	21h	97,5	23,8	3,8	5,2	4,8	4,0	1029	822	644
10/11		64,8	20,6	2,6	4,1	3,7	3,5	885	817	644
16/11		40,1	19,1	5,1	3,4	3,0	2,7	983	691	657
21/11		10,8	11,8	9,3	4,4	4,1	3,8	807	673	713
23/11		29,2	18,4	7,2				897	675	688
28/11	24h	72,5	20,7	3,8				818	901	883
30/11		41,6	20,6	4,1				944	874	724
2/12		68,7	24,1	5,7				1007	757	644
6/12		32,5	18,9	6,9	4,0	3,4	3,1	978	848	664
7/12		66,5	15,6	9,2	3,9	3,5	3,2	956	688	483
8/12	15h	69,5	25,4	5,8	3,8	3,3	2,9	880	791	450
9/12		58,0	24,9	3,2	8,9	6,6	5,7	996	863	675
14/12		55,0	28,1	3,8	4,3	4,1	3,7	895	746	643
22/12		41,1	18,4	5,6	4,0	3,6	3,5	894	739	630

Observações

1. Valores em mg/l;
2. Datas referentes a 2005;
3. Período de 22/09 a 17/10/05 (medição do tempo de detenção de 15 horas) foi descartado. Entre 6/12 e 22/12 as medições para 15 horas foram refeitas.
4. Esgoto = Entrada do efluente no Tanque Séptico
5. TS = Saída do efluente no Tanque Séptico
6. BAS = Saída do efluente no Biofiltro Aerado Submerso

Fonte: adaptado de BARBOSA (2006)