



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA PILOTO PARA
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE SALA DE ORDENHA DE
BOVINOCULTURA**

EDU MAX DA SILVA

**CAMPINAS - SP
JULHO DE 2007**



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA PILOTO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DE SALA DE ORDENHA DE BOVINOCULTURA

Dissertação apresentada à Faculdade de
Engenharia Agrícola da Universidade
Estadual de Campinas como requisito
parcial para a obtenção do grau de mestre
em Engenharia Agrícola na Área de
Água e Solo

EDU MAX DA SILVA

Orientador: Prof. Dr. DENIS MIGUEL ROSTON

**CAMPINAS - SP
JULHO DE 2007**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

| | |
|-------|---|
| Si38t | <p>Silva, Edu Max da Avaliação de um sistema piloto para tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura / Edu Max da Silva. --Campinas, SP: [s.n.], 2007.</p> <p>Orientador: Denis Miguel Roston. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.</p> <p>1. Bovino - Criação. 2. Águas residuais. 3. Lagoas de estabilização. 4. Plantas aquáticas. I. Roston, Denis Miguel. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. III. Título.</p> |
|-------|---|

Título em Inglês: Evaluation of a pilot system treating milking parlor effluent.

Palavras-chave em Inglês: Dairy cattle, Treatment of effluent, Stabilization pond, Constructed wetland.

Área de concentração: Água e solo

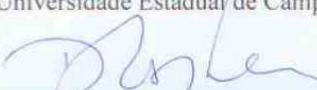
Titulação: Mestre em Engenharia Agrícola.

Banca examinadora: Antonio Carlos Turcati Tobias, Ranulfo Monte Alegre e José Euclides Stipp Paterniani.

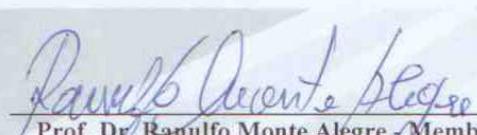
Data da defesa: 30/07/2007

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Agrícola

Este exemplar corresponde à redação final da **Dissertação de Mestrado** defendida por **Edu Max da Silva**, aprovada pela Comissão Julgadora em 30 de julho de 2007, na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas.


Prof. Dr. Denis Miguel Roston - Orientador
FEAGRI/UNICAMP


Prof. Dr. Antonio Carlos Turcati Tobias - Membro Titular
CRUEP/Espírito Santo do Pinhal - SP


Prof. Dr. Ranulfo Monte Alegre - Membro Titular
FEA/UNICAMP


Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani - Membro Titular
FEAGRI/UNICAMP

**Faculdade de
Engenharia Agrícola
Unicamp**

À minha esposa Maria Terêsa, aos meus filhos Marilya, Matheus, Heloisa e ao meu neto Igor, sem **VOCÊS** nada disso teria razão. Aos meus queridos Pais, Edu e Maria, o agradecimento eterno, “saudades” sem fim.

AGRADECIMENTOS

A **DEUS**, que sem ***ELE*** nada se cria, minha gratidão por permitir mais este degrau na minha formação;

Ao Prof. Dr. Denis Miguel Roston, pela orientação, amizade, apoio, dedicação e respeito;

A Angélica, do Laboratório de Saneamento da FEAGRI, meus especiais agradecimentos pelo profissionalismo e dedicação na realização das análises;

Ao Dr. Renato, Dra. Fernanda, Renatinho e Gustavo, pela confiança e desprendimento, por ceder o espaço para implantação da ETE no Sitio Nossa Senhora da Conceição;

Ao Sr. Romualdo e dona Sônia, pela amizade, consideração, incentivo para a conclusão deste trabalho e o fornecimento dos índices pluviométricos anotados no Sitio Jaboti;

Aos companheiros da equipe responsável pela mão de obra para a implantação da ETE piloto, Benedito Diogo (Bico), Ricardo (Pitchula) e João, os meus sinceros agradecimentos;

As minhas irmãs Nahima e Edumara, as sobrinhas Karim, Gabriela, Carolina e Marina e os cunhados Marcio e Renato, pelo apoio e incentivo;

A família Guaraldo (Marco, Cristina, Mateus e Marilia), pela oportunidade e incentivo para o desenvolvimento deste trabalho;

Aos professores da EAIFI/MG, Cíntia Zoratini, Ana Cristina e Welinton, pela disponibilidade, apoio e incentivo;

Aos colegas das disciplinas cursadas para a conclusão deste trabalho, pela atenção e respeito que sempre me dedicaram;

Aos Professores e Funcionários da FEAGRI, o meu apreço e os mais sinceros agradecimentos;

Ao Jesus Bento (Pedrão) e Luiz Fernando, técnicos responsáveis pela UEP de bovinocultura leiteira da EAIFI/MG, pelo apoio e dedicação no manejo do rebanho durante minha ausência;

Ao André da mecanografia da EAIFI/MG, pelas colaborações gerais neste trabalho;

Aos Professores, Funcionários e alunos das UEPs de piscicultura e bovinocultura leiteira da EAIFI/MG, pelo auxílio, apoio e incentivo;

SUMÁRIO

| | |
|--|-------------|
| SUMÁRIO..... | VII |
| LISTA DE SÍMBOLOS..... | XII |
| LISTA DE QUADROS..... | XIII |
| LISTA DE FIGURAS..... | XVI |
| RESUMO..... | XX |
| ABSTRACT..... | XXI |
| 1. INTRODUÇÃO..... | 01 |
| 2. OBJETIVOS..... | 03 |
| 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 04 |
| 3.1 Cadeia Produtiva do Leite..... | 04 |
| 3.2 Importância Econômica..... | 04 |
| 3.3 Estrutura física das propriedades leiteiras..... | 05 |
| 3.4 Instalações para Bovinocultura Leiteira..... | 05 |
| 3.4.1 Salas de Ordenha e de Leite..... | 06 |
| 3.5 Manejo de Ordenha..... | 06 |
| 3.5.1 Ordenha Manual..... | 07 |
| 3.5.2 Ordenha Mecânica..... | 07 |
| 3.6 Alimentação dos Bovinos..... | 07 |
| 3.7 Esterco de Curral..... | 09 |
| 3.7.1 Esterco de Curral Fresco..... | 09 |

| | |
|---|----|
| 3.7.2 Esterco de Curral Curtido..... | 10 |
| 3.8 Tratamento de Efluentes..... | 11 |
| 3.8.1 Gestão de Efluentes Pecuários..... | 11 |
| 3.8.2 Características dos efluentes líquidos da bovinocultura leiteira..... | 12 |
| 3.8.3 Resíduos líquidos de animais confinados e seus impactos ambientais..... | 13 |
| 3.8.4 Poluição do meio ambiente aquático..... | 14 |
| 3.8.5 Impurezas Encontradas na água..... | 15 |
| 3.8.5.1 Sólidos..... | 15 |
| 3.8.5.2 Matéria orgânica carbonácea..... | 17 |
| 3.8.5.3 Nitrogênio..... | 19 |
| 3.8.5.4 Fósforo..... | 20 |
| 3.8.5.5 Principais agentes patogênicos..... | 21 |
| 3.8.6 Doenças de veiculação hídrica..... | 22 |
| 3.8.7 Contaminação do solo..... | 22 |
| 3.9 Principais técnicas de tratamento de resíduos líquidos de animais confinados..... | 23 |
| 3.9.1 Técnicas de tratamento físico..... | 24 |
| 3.9.2 Técnicas de tratamento biológico..... | 24 |
| 3.9.2.1 Tratamento aeróbio..... | 25 |
| 3.9.2.2 Tratamento anaeróbio..... | 26 |
| 3.9.2.3 Processo Anaeróbio..... | 27 |
| 3.9.2.3.1 Hidrólise..... | 27 |
| 3.9.2.3.2 Acidogênese..... | 28 |
| 3.9.2.3.3 Acetogênese..... | 28 |
| 3.9.2.3.4 Metanogênese..... | 28 |
| 3.9.2.4 Fatores que interferem no processo anaeróbio..... | 29 |
| 3.9.2.4.1 Temperatura..... | 29 |
| 3.9.2.4.2 pH..... | 29 |
| 3.9.2.4.3 Carga da matéria orgânica..... | 29 |
| 3.9.2.4.4 Concentração de sólidos..... | 29 |
| 3.9.2.4.5 Substancias tóxicas..... | 30 |
| 3.9.2.4.6 Nutrientes..... | 30 |

| | |
|---|-----------|
| 3.10 Sistemas naturais de tratamento de águas residuárias..... | 31 |
| 3.10.1 Sistema de lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa..... | 31 |
| 3.10.2 Descrição do processo..... | 32 |
| 3.10.3 Critérios de projetos para lagoas anaeróbias..... | 33 |
| 3.10.4 Estimativa da Concentração efluente de DBO da lagoa anaeróbia..... | 34 |
| 3.10.5 Acúmulo de lodo nas lagoas anaeróbias..... | 34 |
| 3.10.6 Lagoas Facultativas..... | 35 |
| 3.10.7 Descrição do processo..... | 36 |
| 3.10.8 Influencia das algas..... | 37 |
| 3.10.9 Dimensionamento de lagoas facultativas após lagoas anaeróbias..... | 38 |
| 3.11 Leitos cultivados..... | 39 |
| 3.11.1 Comunidade biológica..... | 40 |
| 3.11.2 Utilização e tipos de leito cultivado..... | 41 |
| 3.11.3 Macrófitas aquáticas..... | 42 |
| 3.11.3.1 Conceito e classificação..... | 42 |
| 3.11.3.2 Macrófitas aquáticas no tratamento de águas residuárias..... | 43 |
| 3.11.3.3 Transferência de oxigênio..... | 44 |
| 3.11.3.4 Seleção do gênero..... | 45 |
| 3.11.3.5 Assimilação dos poluentes..... | 46 |
| 3.11.3.6 Fatores abióticos..... | 46 |
| 3.11.3.7 Sólidos suspensos..... | 47 |
| 3.11.3.8 Reações químicas de decomposição oxidativa e fermentativa..... | 48 |
| 3.11.3.9 Nitrogênio..... | 48 |
| 3.11.3.10 Fósforo..... | 51 |
| 3.11.3.11 Pesquisas realizadas com leitos cultivados..... | 53 |
| 4. MATERIAL E MÉTODOS..... | 55 |
| 4.1 Composição e manejo do rebanho da EAFI/MG..... | 55 |
| 4.2 Local de implantação do projeto piloto..... | 56 |
| 4.3 Descrição do Experimento..... | 57 |
| 4.3.1 Tanque plástico..... | 60 |

| | |
|--|------------|
| 4.3.2 Lagoa anaeróbia..... | 61 |
| 4.3.3 Lagoa facultativa..... | 63 |
| 4.3.4 Leito Cultivado..... | 64 |
| 4.4 Coleta das Amostras..... | 67 |
| 4.5 Controle de larvas na lagoa anaeróbia..... | 71 |
| 4.6 Parâmetros e Freqüência de análises..... | 71 |
| 5. RESULTADOS..... | 72 |
| 5.1 Comparação entre produção leiteira e produção de efluentes brutos..... | 72 |
| 5.2 Comparativo entre Produção Leiteira e Produção de Efluentes na UEP de bovinocultura-leite da EAFI/MG..... | 72 |
| 5.3 Lagoa anaeróbia..... | 73 |
| 5.4 Lagoa facultativa..... | 76 |
| 5.5 Lagoa de leito cultivado..... | 80 |
| 5.6 Resultado das analises laboratoriais..... | 84 |
| 5.6.1 Fósforo..... | 85 |
| 5.6.2 Fosfato (PO_4)..... | 88 |
| 5.6.3 Nitrogênio Amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$)..... | 92 |
| 5.6.4 Nitrato (NO_3)..... | 95 |
| 5.6.5 Demanda química de oxigênio (DQO)..... | 98 |
| 5.6.6 pH..... | 102 |
| 5.6.7 Sólidos totais (ST)..... | 105 |
| 5.6.8 Sólidos totais voláteis (STV)..... | 108 |
| 5.6.9 Turbidez..... | 111 |
| 6. CONCLUSÕES..... | 114 |
| 7. RECOMENDAÇÕES..... | 115 |
| 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 116 |

| | |
|---|------------|
| 9. ANEXOS..... | 125 |
| ANEXO 1 - Pluviometria Sítio Jabuti – Inconfidentes/MG..... | 126 |
| ANEXO 2 - Dimensionamento da Lagoa Anaeróbia..... | 127 |
| ANEXO 3 - Dimensionamento da Lagoa Facultativa..... | 128 |
| ANEXO 4 - Dimensionamento do Leito Cultivado..... | 129 |

LISTA DE SIMBOLOS

DBO₅ = demanda bioquímica de oxigênio, mg / litro;
DBO_u – Demanda Última de Oxigênio;
DQO = demanda química de oxigênio, mg / litro;
OD – Oxigênio Dissolvido;
COT – Carbono Orgânico Total;
PO₄ = Fosfato;
P₂O₅ = Pentóxido de Fósforo;
P = Fósforo;
NH₃ = Amônia;
NH₄ = Amônio;
NO₃ = Nitrato;
NT – Nitrogênio Total;
NTK – Nitrogênio Total Kjedal;
pH = Potencial Hidrogeniônico;
ST = Sólidos Totais;
STF = Sólidos Totais Fixos;
STV = Sólidos Totais Voláteis;
FAU – Unidades de Atenuação da Formazina;
UEP – Unidade Educativa de Produção;
EAFI/MG – Escola Agrotécnica Federal de Inconfidentes, Minas Gerais;
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto;
FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola;
UNICAMP/SP - Universidade Estadual de Campinas / São Paulo;
HPB – Holandês Preto e Branco;
ACGHMG – Associação dos Criadores de Gado Holandês de Minas Gerais;

LISTA DE QUADROS

| | |
|---|----|
| Quadro 1 - Composição bromatológica e digestibilidade da matéria seca do cultivar Cameroum de capim elefante..... | 8 |
| Quadro 2 - Composição media e os elementos fertilizantes do esterco de fresco curral..... | 10 |
| Quadro 3 - Composição média do esterco de curral..... | 11 |
| Quadro 4 - Avaliação dos afluentes e dos efluentes do leito cultivado e não cultivado..... | 54 |
| Quadro 5 - Composição do rebanho leiteiro da UEP da EAFI/MG..... | 55 |
| Quadro 6 - Relação do numero de coletas, tempo de operação da ETE piloto e as datas das coletadas das amostras..... | 68 |
| Quadro 7 - Valores médios das amostras do efluente bruto oriundo da sala de ordenha da UEP de bovinocultura leite da EAFI/MG..... | 72 |
| Quadro 8 - Quadro comparativo entre a produção leiteira e a produção de dejetos no período de 01/05/2006 até 30/04/2007 na UEP de bovinocultura leite da EAFI/MG..... | 73 |
| Quadro 9 - Concentrações de Fósforo (P) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação (dias)..... | 85 |
| Quadro 10 - Porcentagem de Remoção de Fósforo (P) na ETE piloto..... | 87 |
| Quadro 11 - Porcentagem de Remoção de Fósforo (P) no leito cultivado..... | 87 |
| Quadro 12 - Concentrações de Fosfato (PO_4) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação (dias)..... | 88 |

| | |
|--|-----|
| Quadro 13 - Porcentagem de Remoção de Fosfato (PO_4) na ETE piloto..... | 90 |
| Quadro 14 - Porcentagem de Remoção de Fosfato (PO_4) no leito cultivado..... | 90 |
| Quadro 15 - Concentrações de Nitrogênio Amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação (dias)..... | 92 |
| Quadro 16 - Porcentagem de Remoção de Nitrogênio Amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) na ETE piloto..... | 94 |
| Quadro 17 - Porcentagem de Remoção de Nitrogênio Amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) no leito cultivado..... | 94 |
| Quadro 18 - Concentrações de Nitrato (NO_3) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação (dias)..... | 95 |
| Quadro 19 - Porcentagem de Remoção de Nitrato (NO_3) na ETE piloto..... | 97 |
| Quadro 20 - Porcentagem de Remoção de Nitrato (NO_3) no leito cultivado..... | 97 |
| Quadro 21 - Demanda Química de Oxigênio (DQO) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação (dias)..... | 98 |
| Quadro 22 - Porcentagem de Remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO) na ETE piloto..... | 100 |
| Quadro 23 - Porcentagem de Remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO) no leito cultivado..... | 100 |
| Quadro 24 - Variações de pH das amostras analisadas nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação (dias)..... | 102 |

| | |
|--|-----|
| Quadro 25 - pH médio das amostras de efluentes da ETE piloto | 104 |
| Quadro 26 - pH médio das amostras de afluente e do efluente do leito cultivado..... | 104 |
| Quadro 27 - Concentrações de Sólidos totais (ST) (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação (dias)..... | 105 |
| Quadro 28 - Porcentagem de Remoção de Sólidos Totais (ST) (mg/L) na ETE piloto..... | 107 |
| Quadro 29 - Porcentagem de Remoção dos Sólidos Totais (ST) (mg/L) no leito cultivado... 107 | |
| Quadro 30 - Concentrações de Sólidos Totais Voláteis (STV) (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação (dias)..... | 108 |
| Quadro 31 - Porcentagem de Remoção de Sólidos Totais Voláteis (STV) (mg/L) na ETE piloto..... | 110 |
| Quadro 32 - Porcentagem de Remoção de Sólidos Totais Voláteis (STV) (mg/L) no leito cultivado..... | 110 |
| Quadro 33 - Turbidez (FAU) das amostras analisadas nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação (dias)..... | 111 |
| Quadro 34 - Porcentagem de Redução da Turbidez (FAU) no leito cultivado..... | 113 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Efeitos da maturidade na digestibilidade do cultivar <i>Cameroum</i> | 09 |
| Figura 2 - Sistematização de Sustentabilidade Ambiental da Produção Pecuária Intensiva..... | 12 |
| Figura 3 - Distribuição dos sólidos do esgoto bruto..... | 17 |
| Figura 4 - Área escolhida para a implantação do projeto piloto..... | 56 |
| Figura 5 - Forma e coleta de fezes frescas das vacas leiteiras após as ordenhas..... | 57 |
| Figura 6 - Esquema da ETE Piloto implantada..... | 58 |
| Figura 7a - Imagem real da ETE piloto implantada no Sítio Nossa Senhora da Conceição..... | 60 |
| Figura 7b - Tanque plástico usado na diluição de dejetos e lançamento de efluentes..... | 61 |
| Figura 8 - Formato do encanamento e local de lançamento do efluente na lagoa Anaeróbia..... | 62 |
| Figura 9 - Detalhe do encanamento de entrada da lagoa facultativa..... | 63 |
| Figura 10 - Detalhe do encanamento de saída da lagoa facultativa..... | 64 |
| Figura 11 - Localização e detalhe do encanamento de saída do leito cultivado..... | 65 |
| Figura 12 - Local de instalação e detalhe do posicionamento da caixa de gordura..... | 65 |

| | |
|--|----|
| Figura 13 - Detalhe do sulco e transplante das mudas de taboa..... | 66 |
| Figura 14 - Leito cultivado com as mudas de taboa transplantadas..... | 67 |
| Figura 15 - Pontos de coletas de amostras na ETE piloto..... | 68 |
| Figura 16 - Tanque plástico com registro e a torneira lateral para coleta de amostras..... | 69 |
| Figura 17 - Coleta da amostra de efluente da lagoa anaeróbia..... | 70 |
| Figura 18 - Ponto e forma de coleta do efluente da lagoa facultativa..... | 70 |
| Figura 19 - Coleta das amostras do efluente do leito cultivado..... | 71 |
| Figura 20 - Aparência geral do primeiro lançamento de efluente na lagoa anaeróbia..... | 73 |
| Figura 21 - Quantidade de sólidos flutuantes na lagoa anaeróbia (10/12/2007)..... | 74 |
| Figura 22 - Aspecto da lagoa anaeróbia no 194º dia de funcionamento da ETE piloto..... | 75 |
| Figura 23 - Presença expressiva de algas no tanque facultativo..... | 76 |
| Figura 24 - Detalhe das tilápias no tanque facultativo..... | 77 |
| Figura 25 - Alteração na aparência na lagoa facultativa..... | 78 |
| Figura 26 - Tilápias mortas na lagoa facultativa em 26/04/2007..... | 79 |
| Figura 27 - Leito cultivado em 01/08/2006..... | 80 |

| | |
|--|-----|
| Figura 28 - Leito cultivado com outras plantas, taboa com cartuchos de florescimento após 158 dias..... | 81 |
| Figura 29 - Aparência das amostras de efluentes coletadas nas unidades da ETE piloto..... | 84 |
| Figura 30 - Representação gráfica das concentrações de Fósforo (P) (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação..... | 86 |
| Figura 31 - Representação gráfica das concentrações de Fosfato (PO_4) (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação..... | 89 |
| Figura 32 - Representação gráfica das concentrações de Amônia (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação | 93 |
| Figura 33 - Representação gráfica das concentrações de Nitrato (NO_3) (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação | 96 |
| Figura 34 - Representação gráfica da Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação | 99 |
| Figura 35 - Representação gráfica das variações do pH das amostras analisadas nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação (dias)..... | 103 |
| Figura 36 - Representação gráfica das concentrações de Sólidos Totais (ST) (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação..... | 106 |
| Figura 37 - Representação gráfica das concentrações de Sólidos Totais Voláteis (STV) (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação..... | 109 |
| Figura 38 - Representação gráfica da Turbidez das diversas amostras analisadas das unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação..... | 112 |

Figura 39 - Esquema de um tanque tipo séptico para retenção de sólidos flotantes.....115

Figura 40 - Representação gráfica dos índices pluviométricos no Sítio Jaboti
(Inconfidentes/MG).....116

RESUMO

Uma das maiores dificuldades no gerenciamento do confinamento de gado leiteiro é a grande quantidade de dejetos produzidos diariamente numa área reduzida, que pode ser uma ótima opção de fertilizantes ou um enorme potencial poluente, dependendo de como é feita a disposição destes dejetos, um dos principais desafios para criadores e especialistas. No Brasil, o destino dos efluentes brutos dos confinamentos de vacas leiteiras, foi e continua sendo os cursos d'água usando o ultrapassado método da diluição, como única forma para eliminar os resíduos das instalações e com isso podendo provocar a eutrofização de rios, riachos, lagos e lagoas. Foi implantado um projeto piloto, no Sítio Nossa Senhora da Conceição, com as condições tanto topográficas como climáticas idênticas, para tratar 10% de um efluente similar ao produzido na UEP de bovinocultura leiteira da EAFI/MG. A ETE piloto era composta por três unidades, sendo uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e um pós-tratamento utilizando um leito cultivado (*"constructed wetland"*). A lagoa anaeróbia não suportou o lançamento do efluente bruto lançado na ETE piloto para tratamento de águas residuárias oriundas da sala de ordenha da bovinocultura leiteira. Para reduzir a quantidade de sólidos flutuantes na lagoa anaeróbia, a recomendação apresentada foi a construção de um tanque tipo séptico capaz de reter os sólidos flotantes. O leito cultivado foi a unidade da ETE piloto que não apresentou mudanças externas. A ETE piloto registrou uma remoção média dos parâmetros analisados em torno de: fósforo na forma de (P) e (PO₄) 80%; amônia (NH₃-N) e nitrato (NO₃) 88%; DQO 89%, pH médio das amostras analisadas em 6,23; sólidos (ST) e (STV) 67%; turbidez 60%. Em se tratando de resíduos líquidos da produção animal, pode-se afirmar que o resultado é positivo, demonstrando que está opção de sistema de tratamento tem grande potencial de aplicação.

Palavras-chave – Bovinocultura leiteira, tratamento de efluente, lagoa de estabilização, leito cultivado.

ABSTRACT

One of the major concerns in dairy cattle lodging management is the great amount of manure produced daily in a reduced area, that can be an excellent fertilizer option or an enormous pollutant potential, depending on the disposal procedures. In Brazil, the destination of raw effluent of lodged dairy cattle was in the past and continues nowadays being the water courses using the conventional and condemned method of the dilution, as only form to eliminate the residues of the installations which is one of the reasons for eutrophication of rivers, streams, lakes and ponds. A pilot plant was installed to treat 10% of the effluent produced in the dairy parlor installations of the EAFI/MG. The pilot plant was designed with three units: an anaerobic lagoon followed by a facultative pond and a subsurface constructed wetland. The pilot plant presented the following average removal: phosphorus, 80%; nitrate, 88%; COD, 89%; total solids, 67%; and turbidity, 60%. The pH during the whole operation maintained around the value of 6,2. The study concluded that the system presented a great potential for treatment of dairy parlor effluent.

keywords - dairy cattle, treatment of effluent, stabilization pond, constructed wetland.

EVALUATION OF A PILOT PLANT FOR TREATMENT OF EFFLUENT OF THE PLACE TO MILK OF COWS

1. INTRODUÇÃO

O elevado volume de resíduos orgânicos gerados pelos confinamentos de animais domésticos pode ser uma ótima opção de fertilizantes ou um enorme potencial poluente, dependendo de como é feita a disposição destes dejetos. Os prejuízos ambientais causados pela falta de tratamento e um manejo adequado dos resíduos da produção animal confinada são incalculáveis. Em muitos países, os efluentes brutos dos confinamentos são as principais fontes de poluição dos recursos hídricos, superando os índices das indústrias poluidoras consideradas até então, as grandes vilãs da degradação ambiental.

Uma das maiores dificuldades no gerenciamento do confinamento de gado leiteiro é a grande quantidade de dejetos produzidos diariamente numa área reduzida. A disposição destes efluentes das instalações é um dos principais desafios para criadores e especialistas, pois envolvem aspectos técnicos, sanitários e econômicos. Pouquíssimos são os criadores que estão conscientizados desta questão.

A contaminação do solo, lagos e rios pelos resíduos animais, a infiltração de águas residuárias no lençol freático, o desenvolvimento de moscas e gases mal-cheirosos, também são poluentes ambientais provocados pelos dejetos dos animais. Mesmo em países mais desenvolvidos, raras são as fazendas produtoras de leite, com um sistema satisfatório de manejo de efluentes.

No Brasil, o destino dos efluentes brutos dos confinamentos de vacas leiteiras, foi e continua sendo os cursos d'água, usando o ultrapassado método da diluição como única forma para eliminar os resíduos das instalações. Os prejuízos ambientais são ainda maiores quando os efluentes orgânicos que possuem alta Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), são arrastados diretamente para esses cursos, reduzindo o seu teor de oxigênio e podendo provocar a eutrofização de rios, riachos, lagos e lagoas. As justificativas usadas são os baixos custos de implantação associados à falta ou ao difícil acesso dos recursos para os setores de saneamento. Esta alteração, não fica restrita apenas aos locais onde os dejetos são lançados, uma vez que esses cursos d'água podem abastecer vários produtores. Portanto não é correto que um consumidor venha a captar água já poluída advinda de uma outra propriedade poluidora.

Na prática, trata-se de uma preocupação que vem ganhando interesse público em diversas partes do mundo, pois a deposição desordenada de esterco tem causado sérios danos ao meio

ambiente. Instituir um manejo correto dos dejetos na propriedade leiteira, deixou de ser apenas uma iniciativa ligada à preservação do meio ambiente, a questão também é econômica.

2. OBJETIVO GERAL

2.1 Caracterizar o efluente bruto da sala de ordenha da UEP de bovinocultura-leite da Escola Agrotécnica federal de Inconfidentes / MG (EAFI/MG);

2.2 Implantar um sistema de tratamento piloto para água resíduária similar aos efluentes da sala de ordenha da UEP de bovinocultura-leite da EAFI/MG, composta por uma lagoa anaeróbia, seguida por uma lagoa facultativa e pós-tratamento, com leito cultivado de fluxo sub-superficial;

2.3 Avaliar a eficiência de um sistema natural para tratamento de efluentes brutos oriundos da bovinocultura leiteira manejada em regime de confinamento.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Cadeia Produtiva do Leite

A cadeia produtiva do leite é uma das mais importantes do complexo agroindustrial brasileiro. Movimenta anualmente cerca de US\$10 bilhões, emprega 3 milhões de pessoas, das quais acima de 1 milhão são produtores e produz aproximadamente 20 bilhões de litros de leite por ano, provenientes de um dos maiores rebanhos do mundo, com grande potencial para abastecer o mercado interno e exportar. Entre 1990 e 2000, a produção nacional de leite cresceu 37%, enquanto na Região Centro-Oeste o crescimento foi de 81% e no Estado de Goiás, 105%. A Região Centro-Oeste abriga 35% do rebanho bovino nacional, com uma das principais concentrações de indústrias de laticínios do País (CARVALHO, 2002).

3.2 Importância Econômica

O leite está entre os seis produtos mais importantes da agropecuária brasileira, ficando à frente de produtos tradicionais como café beneficiado e arroz. O agronegócio do leite e seus derivados desempenham um papel relevante no suprimento de alimentos e na geração de emprego e renda para a população (CARVALHO, 2002).

O Brasil é o sexto maior produtor de leite do mundo e cresce a uma taxa anual de 4%, superior a de todos os países que ocupam os primeiros lugares. Respondemos por 66% do volume total de leite produzido nos países que compõem o Mercosul. Pelo faturamento de alguns produtos da indústria brasileira de alimentos na última década, pode-se avaliar a importância relativa do produto lácteo no contexto do agronegócio nacional, registrando 248% de aumento contra 78% de todos os segmentos (CARVALHO, 2002).

Além da sua importância nutritiva, na economia o leite desempenha um relevante papel social, principalmente na geração de empregos. O País tem, hoje, acima de 1,1 milhões de propriedades que exploram leite, ocupando diretamente 3,6 milhões de pessoas. O agronegócio do leite é responsável por 40% dos postos de trabalho no meio rural. Para ter-se uma idéia mais objetiva do impacto deste setor na nossa economia, a elevação na demanda final por produtos lácteos em um milhão de reais gera 195 empregos permanentes. Este impacto supera

o de setores tradicionalmente importantes como o automobilístico, o de construção civil, o siderúrgico e o têxtil. Numa análise retrospectiva, a produção brasileira de leite nos últimos 25 anos aumentou 150% (CARVALHO, 2002).

A produção de leite tem perspectiva de continuar crescendo nos próximos anos, com condições reais de mudança do panorama de país importador para exportador de produtos lácteos. Dentro do cenário mundial, o mercado brasileiro tem um potencial como poucos. Para tal, esforços têm sido direcionados para impulsionar as vendas externas de lácteos, o que, associado ao crescimento da produção nos últimos anos, garante excedentes de oferta, refletindo diretamente na redução das importações de produtos lácteos (CARVALHO, 2002).

3.3 Estrutura física das propriedades leiteiras

A definição da estrutura física de uma propriedade destinada à produção leiteira, está relacionada à área disponível e ao programa de uso de solo. A partir destes referenciais, determinar o tamanho e a evolução do rebanho leiteiro, fatores determinantes para uma segunda fase, que consiste no planejamento das instalações, benfeitorias, a quantidade de máquinas, motores e equipamentos necessários à condução do sistema de produção (CARVALHO, 2002).

3.4 Instalações para a bovinocultura leiteira

A intensificação dos sistemas de produção de leite tem evoluído para um sistema de exploração na qual o uso de tecnologia e capital passa a exigir do produtor melhor gerenciamento sobre os recursos produtivos. Esta tendência afeta o sistema de produção como um todo, em que os investimentos realizados precisam ser analisados com efetividade. Assim, a adoção de uma exploração tecnificada poderá ser dirigida para o manejo animal em regime de pasto associado à estabulação parcial (semiconfinamento) ou estabulação completa (confinamento total). Esses tipos de manejo requerem o planejamento de instalações funcionais visando aumentar a eficiência da mão-de-obra, oferecer condição de conforto aos animais, reduzir o número de acidentes, bem como reduzir os custos de produção de leite.

Deste modo, torna-se essencial dar atenção ao planejamento dos componentes que constituem uma instalação típica para a exploração de bovinos de leite (MICHELETTI, 1985).

As instalações devem ser localizadas em área ampla, de fácil acesso, boa drenagem e relativa distância de construções particulares, para que possam evitar possíveis problemas com doenças, moscas e odores. Também devem oferecer condições para que os animais sejam mantidos sob conforto físico e térmico quando são alimentados, ordenhados ou outra atividade de manejo (MICHELETTI, 1985).

As instalações escolhidas devem proporcionar alto grau de eficácia da mão-de-obra, que está diretamente envolvida com a movimentação de alimentos, esterco, leite e animais (MICHELETTI, 1985).

3.4.1 Salas de Ordenha e de Leite

A sala de leite deve ficar localizada junto à sala de ordenha para facilitar o transporte do leite para o tanque de expansão ou resfriador e também para o livre acesso dos ordenhadores e ajudantes. Deve ter espaço suficiente para abrigar todos os equipamentos e utensílios de refrigeração do leite, pia ou tanque para limpeza dos equipamentos de ordenha. A sala de ordenha visa permitir que as vacas fiquem posicionadas num único sentido e contidas, de acordo com o manejo de ordenha. O piso deve ser de concreto com um declive de 2%. Ao final de cada ordenha, as vacas devem ser transferidas para o curral de alimentação. A sala de ordenha é raspada para a coleta do estrume sólido e lavada com água sob pressão, ficando assim preparada para a próxima ordenha (CARVALHO, 2004).

3.5 Manejo de ordenha

A ordenha das vacas é o lucro da atividade leiteira. Esse ato deve ser feito sem paradas, com os tetos limpos e secos em um ambiente asseado, tranquilo, sem umidade e longe de outros animais. As vacas leiteiras são animais condicionados, portanto, podem liberar o leite quando estimuladas com sinais do tipo cheiro de pastos frescos, oferta de ração concentrada, presença de outras vacas, funcionamento da ordenhadeira mecânica e especialmente o tratamento diferenciado de um ordenhador gentil (CARVALHO, 2004).

As vacas leiteiras quando são bem tratadas, entram tranqüilas e de forma rápida na sala de ordenha, sem defecar, urinar e sem provocar desconforto inclusive para os outros animais. Ao contrário, quando são mal manejadas as vacas leiteiras podem liberar o hormônio adrenalina antes da ordenha, interferindo negativamente na descida do leite. Economicamente, é recomendado ao produtor de leite, um mínimo de duas ordenhas (intervalo aproximado de 12 horas) e um máximo de três ordenhas (intervalo aproximado de oito horas) por dia (EMBRAPA,1978).

3.5.1 Ordenha manual

Esse tipo de ordenha predomina no mundo e, ao contrário do que muitos imaginam, é perfeitamente possível realizar ordenha manual e obter leite de qualidade (CARVALHO, 2004), obedecendo e executando as normas estabelecidas pelo Regulamento Técnico de Produção, Identidade, qualidade, Coleta e Transporte de Leite (INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº. 51, DE 18 DE SETEMBRO DE 2002).

3.5.2 Ordenha mecânica

É a ordenha realizada por uma máquina conhecida por ordenhadeira que constitui o principal equipamento existente em um sistema de produção de leite. É a única máquina que fica em contato direto com a vaca leiteira pelo menos duas vezes por dia, durante os 365 dias do ano (CARVALHO, 2004).

3.6 Alimentação dos bovinos

As dietas para bovinos leiteiros incluem os alimentos volumosos (fibrosos), os alimentos concentrados e os alimentos suplementares. Os alimentos volumosos são todos aqueles que possuem teor de fibra bruta superior a 18% na matéria seca (MS), como é o caso dos capins verdes, silagens, fenos e palhadas. Os concentrados são aqueles alimentos com menos de 18% de fibra bruta na matéria seca, que também são classificados como alimentos protéicos ou energéticos. Os alimentos suplementares são os minerais, as vitaminas, entre

outros, que podem estar presentes na dieta para atender um requisito de cada rebanho ou uma categoria animal específica (GONÇALVES, 1988).

O consumo voluntário dos alimentos volumosos (plantas forrageiras) pelos ruminantes, depende basicamente da sua digestibilidade, que por sua vez é diretamente dependente da idade da planta, (vide quadro 1). Assim, quando uma planta forrageira está com seu ponto de maturação avançado, a digestibilidade do alimento volumoso é baixa. O alimento maduro ocupa mais espaço no rúmen dos animais e durante mais tempo (menor digestibilidade), em consequência, o consumo de alimento volumoso será menor, conforme demonstra o quadro 1.

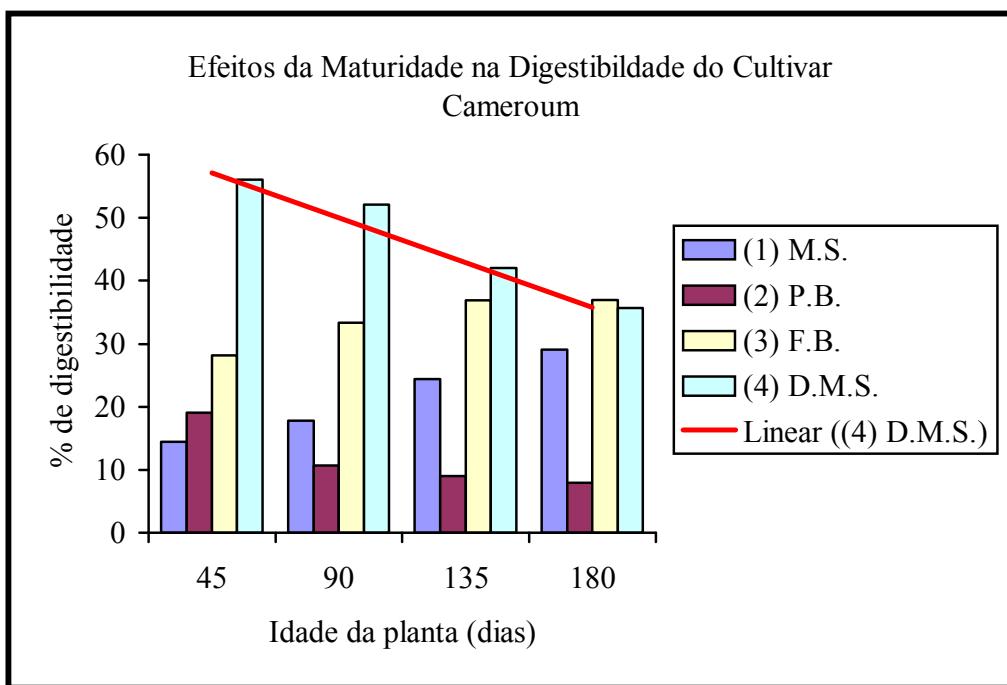
Quadro 1 - Composição Bromatológica e Digestibilidade da Matéria Seca
do cultivar Cameroun de Capim-elefante, sob os efeitos da Maturidade:

| Cultivares | Dias de Idade | (1)M.S.(%) | (2)P.B.(%) | (3)F.B.(%) | (4)D.M.S.(%) |
|------------|---------------|------------|------------|------------|--------------|
| | 45 | 14,41 | 19,06 | 28,17 | 56,02 |
| Cameroun | 90 | 17,83 | 10,67 | 33,32 | 52,11 |
| | 135 | 24,39 | 8,99 | 36,87 | 42,02 |
| | 180 | 29,11 | 7,89 | 36,94 | 35,64 |

Fonte: GONÇALVES, 1988

- (1) M.S. - % de Matéria Seca;
- (2) P.B. - % de Proteína Bruta;
- (3) F.B. - % de Fibra Bruta;
- (4) DMS – % da Digestibilidade de Matéria Seca

A representação gráfica da figura 1 com uma linha de tendência adicionada, mostra a queda da digestibilidade da matéria seca conforme o grau de amadurecimento do cultivar Cameroun de Capim Elefante, um dos alimentos volumosos mais usados na alimentação dos bovinos.



Adaptado GONÇALVES, 1988.

- (1) M.S. - Matéria Seca;
- (2) P.B. - Proteína Bruta;
- (3) F.B. - Fibra Bruta;
- (4) DMS – Digestibilidade de Matéria Seca

Figura 1 – Efeitos da maturidade na digestibilidade do cultivar *Cameroum*

3.7 Esterco de curral

É o resultado da raspagem do esterco sólido, dos restos de alimentos volumosos e concentrados após a saída dos animais das instalações (BUENO, 1986).

3.7.1 Esterco de curral fresco

Todos os dias, quando as vacas manejadas no sistema de confinamento vão para sala de ordenha nas propriedades leiteiras, têm provocado consequências nada animadoras no que

se refere à falta de higiene (mau cheiro, proliferação de moscas) e poluição do meio ambiente (contaminação de cursos d'água e do solo). Assim, o acúmulo de tais dejetos vem incentivando pesquisadores a apostarem no desenvolvimento de métodos adequados e eficazes para mais essa questão de manejo (BUENO,1986).

A forma tradicional de tratamento de estrume envolve, no mínimo, três etapas: a raspagem do estábulo, o carregamento a uma área a ser cultivada e o preparo da terra com arado. Procedimentos que exigem gastos excessivos com mão-de-obra e energia, o que, muitas vezes, contribui para o descaso de o pecuarista despende uma atenção maior no que se refere ao manejo de esterco. O fim mais correto para o esterco é a sua incorporação ao solo. Jogá-lo aleatoriamente no campo pode causar sérias complicações sanitárias, como a poluição de córregos e rios, que acabam por transportar o problema para outros locais (BUENO,1986).

O quadro 2 - Composição média e os elementos fertilizantes
do esterco fresco de curral:

| Esterco fresco e elementos fertilizantes | |
|--|-------------------|
| Elementos | Produção (kg / %) |
| Esterco fresco | 100 |
| Matéria seca | 12 |
| Nitrogênio (N) | 0,55 |
| Fósforo (P2O5) | 0,21 |
| Potássio (K2O) | 0,45 |

Fonte: CAMPOS, et al, 1994.

3.7.2 Esterco de curral curtido

A composição química do esterco de curral curtido é variável. Esta variação se deve principalmente ao seu teor em água, ao sistema que foi empregado para sua conservação e, logicamente, na riqueza das fezes, em elementos minerais, dos animais que as produziram (CAMPOS, et al, 1994).

Quadro 3 - Composição média do esterco de curral:

| Componentes | % |
|-------------------------------|---------------|
| Água | 75,00% |
| Matéria orgânica | 18,0% a 20,0% |
| Cinzas | 4,0% a 5,0% |
| N | 0,4% a 0,5% |
| P ₂ O ₅ | 0,2% a 0,3% |
| K ₂ O ₅ | 0,4% a 0,6% |

Fonte: (CAMPOS, et al, 1994)

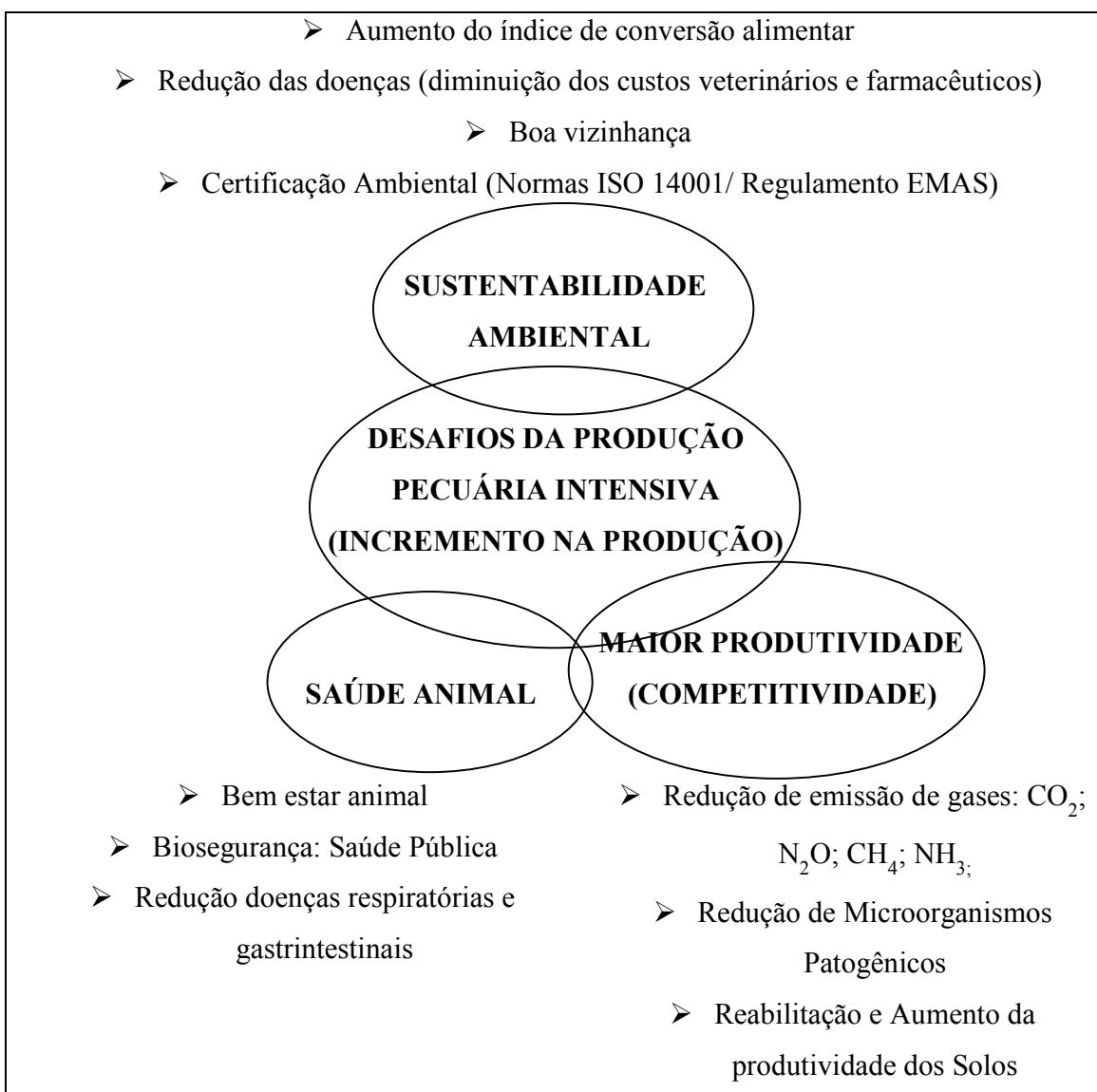
3.8 Tratamento de efluentes

Na exploração leiteira, os animais geralmente são mantidos em regime semi ou de estabulação completa. O esterco na forma sólida é armazenado na esterqueira e/ou é distribuído diretamente nos campos de culturas ou pastos. Na forma líquida geralmente é direcionado para as lagoas e/ou cursos de água, utilizando-se da água da lavagem das instalações e equipamentos como veículo. Recentemente, a Embrapa Gado de Leite introduziu um sistema de manejo de esterco, baseado em fermentação aeróbia, no qual esterco e urina são depositados em tanques acrescidos de quantidade de água suficiente para estabelecer uma solução líquida, sendo artificialmente aerada e homogeneizada para reutilização na limpeza automática dos galpões de confinamento. Após a estabilização, este esterco líquido (biofertilizante) é utilizado nas áreas de culturas pelo sistema de irrigação (CAMPOS, et al, 1994).

3.8.1 Gestão de efluentes pecuários

A produção intensiva na pecuária enfrenta grandes desafios para estabelecer o equilíbrio das estreitas relações que existem entre a produção intensiva, a saúde animal e a sustentabilidade ambiental (MTNEZ-ALMEIDA et al., 2004).

A figura 2 esquematiza a sustentabilidade ambiental na produção pecuária intensiva.



Adaptado de MTNEZ-ALMEIDA et al. (2004).

Figura 2 - Sistematização de Sustentabilidade Ambiental da Produção Pecuária Intensiva

3.8.2 Características dos efluentes líquidos da bovinocultura leiteira

Os efluentes líquidos da bovinocultura leiteira apresentam variações na sua composição e concentração de seus componentes, dependendo ainda da diluição e da

modalidade como são manejados e armazenados. A quantidade total de resíduos líquidos produzidos por bovinos leiteiros confinados varia de 9,0% a 12,0% do seu peso vivo por dia. A quantidade de urina influí nos dejetos que por sua vez, depende diretamente da ingestão de água (CAMPOS, et al., 1994).

O volume total dos resíduos líquidos de um sistema leiteiro também depende do volume de água utilizada na lavagem e desinfecção das instalações e equipamentos da unidade de produção (CAMPOS, et al., 1994).

3.8.3 Resíduos líquidos de animais confinados e seus impactos ambientais

Para atender as exigências do crescente aumento da população humana por alimentos, o confinamento de animais domésticos é a opção para aumentar a produção e a produtividade agropecuária. No caso em questão, o aumento do numero de sistemas de vacas leiteiras confinadas, a quantidade de dejetos também é cada vez maior. Não havendo sistemas de tratamento e ou aproveitamento destes resíduos orgânicos, o destino mais comum dos efluentes, são os cursos d'água naturais (OLIVEIRA, 1993). O fato acima, gera aumento na quantidade de efluentes orgânicos. Proporcional a isso, também aumenta a demanda por água potável para suprir as necessidades dos animais. Desmatamentos irracionais, diminuíram consideravelmente o volume d'água dos mananciais, somado ao aumento das águas residuárias, o prejuízo de algumas áreas no período da estiagem, fica ainda mais visível (SILVA, 1979; PEREIRA, 1976).

Os efluentes orgânicos dos sistemas de produção leiteira confinada, quando lançados num corpo receptor (riachos, rios, lagos, lagoas entre outros), denomina-se diluição. Procedimento adotado em praticamente todas as propriedades rurais, uma vez que não possuem sistemas de tratamentos desses resíduos (VON SPERLING, 1998). Este método prejudica o meio ambiente, provoca alterações físicas e químicas nos mananciais, oferece riscos à saúde publica e ao abastecimento porque podem estar presentes na água potável, seres ou elementos contaminantes, patogênicos e tóxicos. Os resíduos líquidos de confinamento animal quando lançados em um corpo d'água receptor, são desperdiçados nutrientes e tornam as águas receptoras poluídas e contaminadas (PEREIRA, 1976; VON SPERLING, 1998).

3.8.4 Poluição do meio ambiente aquático

O ambiente aquático é habitado normalmente por organismos de vida livre, podendo, ainda, abrigar microrganismos patogênicos que não o habitam, mas apenas “*passam por ele*”. Os seres patogênicos ao contrário dos habitantes deste meio, não provocam, em geral, quaisquer modificações ecológicas no meio aquático, uma vez que as suas relações de troca recíprocas de substâncias (nutrição, respiração, excreção) se dão em relação ao organismo parasitado, que é o seu meio ecológico natural e não a água que é apenas o seu veículo eventual (PEREIRA, 1976; VON SPERLING, 1998).

A água poluída pode tornar-se um veículo direto de vários agentes contaminantes, causadores de doenças graves de caráter epidêmico, atingindo grande porcentagem de pessoas que dela se abastecem, envolvendo assim, um aspecto sanitário do mais alto significado (OLIVEIRA, 1993; SILVA, 1979).

Os principais tipos de microrganismos patogênicos existentes em águas contaminadas são: vírus, bactérias, fungos, protozoários e vermes. A presença dos agentes contaminantes é originada do lançamento de águas residuárias, uma vez que esses organismos patogênicos são excretados através da urina e fezes de animais aparentemente saudáveis e por isso são encontrados nos resíduos dos animais, inclusive do homem. Mesmo quando estes resíduos são tratados através de remoção de sólidos, aeração ou desidratação, os patógenos não são erradicados (OLIVEIRA, 1993; SILVA, 1979).

Presume-se que a infecção dos animais no sistema de confinamento, aconteça porque um grande número de patógenos podem ser eliminados em rios, riachos e lagoas. Por outro lado, devemos levar em conta que alguns animais podem eliminar patógenos sem manifestar sintomas de infecção. Isso ocorre especialmente no caso da *Salmonelose* (OLIVEIRA, 1993).

O lançamento de dejetos líquidos tratados ou não em um manancial, provoca alterações nas propriedades físicas e químicas da água, o que pode resultar em profundas e severas alterações ecológicas no meio ambiente aquático. A consequência principal do lançamento de efluente orgânico no meio ambiente aquático é uma maior demanda de oxigênio no meio aquático, provocada pela estabilização da matéria orgânica, que resulta na formação de pequenas quantidades de sais minerais dissolvidos na água, principalmente nitrogênio e fósforo, cuja presença leva ao desenvolvimento excessivo de algas e consequente eutrofização

dos corpos receptores de águas lênticas (represas, lagos e lagoas). A demanda de oxigênio é compensada pela reoxigenação através da atmosfera. Um rio, depois de poluído, sofre um processo de autodepuração mediante o qual ele volta as suas características iniciais de água limpa, contudo, à medida que a quantidade de resíduos aumenta, diminui a capacidade de recuperação do aquífero (VON SPERLING, 1998, SILVA, 1979).

3.8.5 Impurezas encontradas na água

O grau de pureza da água pode ser retratado de uma maneira ampla e simplificada, conforme as características físicas, químicas e biológicas. Estas características podem ser traduzidas na forma de parâmetros de qualidade da água (VON SPERLING, 1998).

As principais características da água podem ser expressas como:

a) Características físicas - em sua maior parte, as impurezas enfocadas do ponto de vista físico, são os sólidos presentes na água. Estes sólidos podem estar em suspensão, coloidais ou dissolvidos, conforme o tamanho (VON SPERLING, 1998).

b) Características químicas - as características químicas podem ser interpretadas através de uma das duas classificações: matéria orgânica ou inorgânica (VON SPERLING, 1998).

c) Característica biológica - os seres presentes na água podem ser vivos ou mortos. Os seres vivos pertencem aos reinos animal, vegetal ou protista. (VON SPERLING, 1998).

3.8.5.1 Sólidos

Com exceção dos gases dissolvidos, todos os contaminantes contribuem para a carga dos sólidos, que podem ser classificados conforme as suas características físicas em tamanho e estado (sólidos em suspensão ou não filtráveis, coloidais de tamanho intermediário e

dissolvidos ou filtráveis) e de acordo com suas características químicas (sólidos orgânicos e inorgânicos) (VON SPERLING, 1998).

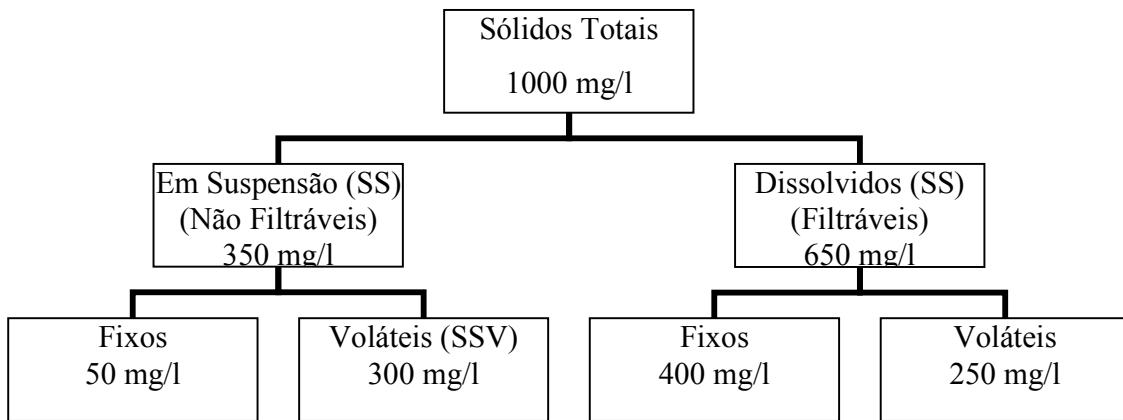
a) Classificação por tamanho - as partículas capazes de passar por um papel de filtro de tamanho especificado são os sólidos dissolvidos. As partículas maiores que ficam retidas nesse filtro são os sólidos em suspensão. Esta é uma divisão prática, onde os termos sólidos filtráveis e não filtráveis são mais adequados. Os sólidos coloidais, importantes no tratamento da água estão numa faixa intermediária, porém de difícil identificação pelos métodos simplificados de filtração em papel (VON SPERLING, 1998).

b) Classificação pelas características químicas - os sólidos quando submetidos a uma temperatura de 550 °C tem a fração orgânica volatilizada com uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos. A fração que permanece são os sólidos não voláteis (fixos) é a matéria inorgânica ou mineral (VON SPERLING, 1998).

Os sólidos totais (ST - mg/l) correspondem à somatória da matéria orgânica (sólidos voláteis) mais a fração da matéria inorgânica (sólidos fixos) e os solúveis.

c) Classificação por decantabilidade - os sólidos sedimentáveis são capazes de sedimentar no período de uma hora. O valor é expresso por ml/l, medido no cone Imhoff. A fração não sedimentada, são os sólidos não sedimentáveis (usualmente não expressos nos resultados da análise) (VON SPERLING, 1998).

A figura 3 esquematiza a distribuição típica e a quantidade dos diversos tipos de sólidos da composição média do esgoto bruto.



Fonte: VON SPERLING, 1998.

Figura 3 - Distribuição dos sólidos do esgoto bruto

3.8.5.2 Matéria orgânica carbonácea

A matéria orgânica é o principal problema de poluição das águas, pois causa consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Os poluentes orgânicos presentes nas águas residuárias são principalmente compostos de proteínas, carboidratos, gorduras e óleos, uréia, surfactantes, fenóis pesticidas e outros (em menor quantidade) (SILVA, 1979; PEREIRA, 1976).

Baseada no carbono orgânico, a matéria orgânica carbonácea presente nas águas residuárias é dividida nas seguintes frações:

- classificação quanto à forma e tamanho - em suspensão (particulada) e dissolvida (solúvel);
- classificação quanto à biodegradabilidade - inerte e biodegradável (VON SPERLING, 1998)

Há uma grande dificuldade no laboratório para determinar os diversos componentes da matéria orgânica nas águas resíduárias, face às múltiplas formas e compostos em que a mesma pode se apresentar. Assim sendo, pode ser adotado:

a) método indireto (medição de oxigênio)

- I) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)
- II) Demanda Ultima de Oxigênio (DBO_u)
- III) Demanda Química de Oxigênio (DQO)

b) método direto: medição do carbono orgânico

IV) Carbono Orgânico Total (COT) (VON SPERLING, 1998).

Os parâmetros de controle para determinar a qualidade de um efluente devem ser confiáveis e significativos. No caso de efluentes brutos de animais confinados, os principais parâmetros utilizados são os seguintes:

I) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO-mg/l): a DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável. A DBO é a principal unidade de medição de poluição dos efluentes. Corresponde a quantidade de oxigênio necessário para que as bactérias depuradoras possam digerir as cargas poluidoras na água. Quanto maior a DBO maior a poluição. No processo de digestão desta carga poluidora as bactérias necessitam de certa quantidade adicional de oxigênio, que é denominada de DBO_5 . A diferença entre o teor de Oxigênio Dissolvido (OD) no dia zero e no dia 5, representa o oxigênio consumido para oxidação da matéria orgânica. Para esgoto doméstico típico, este quinto dia pode ser correlacionado com o consumo total final (DBO_5). (VON SPERLING, 1998).

II) Demanda Ultima de Oxigênio (DBO_u) - corresponde ao consumo de oxigênio exercido após o 5º dia de estabilização da matéria orgânica, embora em taxas mais lentas. Para esgotos domésticos, considera-se em termos práticos que aos 20 dias de teste a estabilização esteja praticamente completa (VON SPERLING, 1998).

III) Demanda Química de Oxigênio (DQO-mg/l) - é uma indicação indireta do teor de matéria orgânica. Mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica. É a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica e inorgânica oxidável da água, ou seja, a quantidade de oxigênio consumida por diversos compostos sem a intervenção de microorganismos (VON SPERLING, 1998).

IV) Carbono Orgânico Total (COT) – é determinado através de oxidação a quente com dicromato de potássio e titulação com sulfato ferroso amoniacial (EMBRAPA, 1997). O carbono orgânico da fração pesada é determinado através de digestão a frio com dicromato de sódio mais ácido sulfúrico e determinação por colorimetria (RAIJ E QUAGGIO, 1983). O carbono orgânico da fração leve é determinado utilizando aparelho Perkin-Elmer CHNS/O Analyser Series II 2400.

3.8.5.3 Nitrogênio

O ciclo do nitrogênio na biosfera alterna entre várias formas e estados de oxidação, como resultado de diversos processos bioquímicos. No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado nas formas:

- a) nitrogênio molecular (N_2) - que escapa para atmosfera;
- b) nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão);
- c) amônia (livre – NH_3 e ionizada – NH_4^+);
- d) nitrito (NO_2^-)

e) nitrato (NO_3^-)

O nitrogênio é importante na geração e no próprio controle da poluição das águas. Na poluição das águas é um elemento indispensável para o crescimento de algas, pode conduzir lagos e represas ao fenômeno da eutrofização. Nos processos de conversão da amônia em nitrito e este a nitrato, implica no consumo de oxigênio dissolvido no corpo d'água receptor. O nitrogênio na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes e o nitrogênio na forma de nitrato está associado a doenças como metahemoglobinemia. No tratamento de esgotos, o nitrogênio é indispensável para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgotos. O nitrogênio, no processo de conversão de nitrato a nitrogênio gasoso (desnitrificação) que eventualmente possa ocorrer numa estação de tratamento de esgoto, favorece a economia de oxigênio e alcalinidade, quando realizado de forma controlada ou deterioração da decantabilidade do iodo, quando não controlada. Conforme a forma predominante do nitrogênio nos cursos d'água, pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição. Se recente, o nitrogênio estará basicamente na forma orgânica ou amônia, se antiga, na forma de nitrato. No esgoto bruto, as formas predominantes são o nitrogênio orgânico e a amônia. Conjuntamente são determinados em laboratório pelo método Kjedal, denominado o Nitrogênio Total Kjedal (NTK - mg/l). O Nitrogênio Total (NT) é igual a soma do NTK (nitrogênio orgânico + amônia) + Nitrito (NO_2^-) + Nitrato (NO_3^-) (VON SPERLING, 1998).

3.8.5.4 Fósforo

O fósforo na água é encontrado principalmente nas seguintes formas: ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos estão disponíveis para o metabolismo biológico sem a necessidade de conversão à forma mais simples. A forma em que os ortofosfatos se apresentam na água dependente do pH. Estas formas são: (PO_4^{3-}) , (HPO_4^{2-}) , $(\text{H}_2\text{PO}_4^-)$, (H_3PO_4) . Em esgotos brutos, a forma predominante é o HPO_4^{2-} . O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento de algas, por isso, em certas condições, conduz lagos e represas ao fenômeno da eutrofização (VON SPERLING, 1998).

3.8.5.5 Principais agentes patogênicos

Os agentes patogênicos geralmente encontrados nas águas residuárias são bactérias, coliformes, vírus, algas, protozoários e vermes.

As doenças mais importantes são aquelas que provocam as doenças intestinais, tais como cólera, disenteria, febre tifóide e paratifóide, provocadas por bactérias. São organismos altamente virulentos e responsáveis, a cada ano, por milhares de óbitos nos trópicos. A propagação é facilitada pelas precárias condições sanitárias e falta de higiene que prevalecem na maioria das regiões de clima tropical. A bactéria mais comum nas águas residuárias é a *Salmonella*. A presença de coliformes nas águas residuárias em determinadas concentrações, deve ser encarada como um sinal de alerta indicando a possibilidade de haver poluição fecal. Os coliformes são de dois gêneros, *Escherichia* e *Aerobacter* (OLIVEIRA, 1993, SILVA, 1979).

É muito grande a variedade de vírus, a maioria deles patogênicos causando males que variam entre resfriados comuns, sarampos, paratifo, hepatite infecciosa, varíola, poliomielite e outros (OLIVEIRA, 1993; SILVA, 1979; BRANCO, 1972).

As algas que podem parasitar invertebrados são variadas e na maioria dos casos vivem no interior daqueles organismos em perfeita associação simbiótica. As algas que parasitam peixes, também são encontradas em certas lesões micóticas, pulmonares, renais, entre outras e em humanos, cujos efeitos ainda não estão perfeitamente determinados (SILVA, 1979; PEREIRA, 1976).

Os protozoários que podem ser veiculados pela água, causam moléstias variadas aos organismos humanos. A *Giárdia lamblia* provoca diarréia, ou outros distúrbios intestinais devidos ao *Trichonomas hominis*. Do ponto de vista sanitário, o principal protozoário é a *Entamoeba histolytica*, causadora da Amebíase, transmissível por água contaminada (SILVA, 1979, BRANCO, 1972).

O verme nematóide *Ascaris lumbricoides*, contamina os corpos hídricos com seus ovos através das fezes de animais infectados. O novo hospedeiro é contaminado quando ingere essa água. No Brasil, a verminose mais difundida é a esquistossomose, provocada pelo verme helminto, *Shistosoma mansoni*, cujo ciclo biológico necessita de um molusco para hospedeiro

intermediário, o caramujo aquático do gênero *Australorbis*. A partir do caramujo, a cercaria infecta o homem através da pele ou das mucosas bucais (SILVA, 1979; PEREIRA, 1976).

3.8.6 Doenças de veiculação hídrica

A água é o veículo que transporta o agente causador da doença de um indivíduo para outro (SILVA, 1979; PEREIRA, 1976; BRANCO, 1972).

A enfermidade pode ser causada diretamente pelo agente no organismo atacado ou através das toxinas liberadas por esses patógenos no meio aquático, que podem causar intoxicação nos seres que as ingerem (PEREIRA, 1976).

Das principais doenças veiculadas pela água, enumeramos a poliomielite, a cólera, a febre tifóide, a febre paratifo, a disenteria bacilar, o antrax, a brucelose, a tuberculose, a leptospirose e a disenteria (SILVA, 1979).

3.8.7 Contaminação do solo

O esterco líquido quando aplicado aleatoriamente no solo, ou armazenado em locais não revestidos, impermeabilizados, durante vários anos, poderá trazer sobrecarga da capacidade de infiltração desse solo e retenção dos nutrientes do esterco. Nestas circunstâncias, alguns dos nutrientes ou agentes contaminantes do efluente orgânico, poderão atingir as águas superficiais e até mesmo as subterrâneas, acarretando problemas de contaminação. O fósforo do esterco difunde-se mais rapidamente no solo que o contido nos fertilizantes comerciais, porque a matéria orgânica favorece a solubilização dos fosfatos. Outra substância importante a ser considerada sob o aspecto de proteção ambiental é o nitrato, cujos teores no lençol freático de terras tratadas com altos níveis de esterco durante vários anos ($160\text{ m}^3/\text{ha}$), eram dez vezes maiores que os encontrados nas terras não tratadas (OLIVEIRA, 1993).

3.9 Principais técnicas de tratamento de resíduos líquidos de animais confinados

O tratamento dos efluentes brutos oriundos de confinamentos de animais domésticos, de forma a adequá-los a uma qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente, está associado aos conceitos do nível de tratamento e eficiência do tratamento. A despoluição de águas residuárias é usualmente classificada através dos seguintes níveis: preliminar, primária, secundária e terciária (VON SPERLING, 1998).

A forma preliminar destina-se principalmente à remoção de sólidos grosseiros e areia. O mecanismo básico de remoção é de ordem física. A remoção dos sólidos grosseiros é feita por meio de grades ou peneiras. A remoção da areia contida no esgoto é feita por desarenadores, um processo simples de sedimentação (VON SPERLING, 1998).

O tratamento primário tem por objetivo remover os sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes. Após passar pelas unidades de tratamento preliminares, uma parte significativa destes sólidos em suspensão é compreendida pela matéria orgânica em suspensão. Sua remoção por processo simples como a sedimentação, implica na redução da carga de DBO. O tratamento secundário visa a remoção da matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel), somente por processos físicos como a sedimentação. A matéria orgânica em suspensão (DBO suspensa ou particulada) em grande parte é removida no tratamento primário, porém os sólidos de decantabilidade mais lenta, ainda persistem na massa líquida. Este processo acelera os mecanismos de degradação que ocorrem naturalmente nos corpos receptores. A essência do tratamento secundário é a inclusão de uma etapa biológica. O tratamento terciário tem como objetivo remover nutrientes específicos (usualmente tóxicos ou compostos não degradáveis) ou a remoção complementar de poluentes removidos parcialmente no tratamento secundário. Usualmente são organismos patogênicos, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão remanescentes (VON SPERLING, 1998).

3.9.1 Tratamento físico

Os tratamentos físicos são o método de separação de fases e o da desidratação.

Separar as fases consiste na remoção das partículas maiores contidas na fração líquida dos efluentes, é a separação dos sólidos sedimentáveis em suspensão e dos sólidos flutuantes para obtenção de dois produtos, a fração líquida e a fração sólida (VON SPERLING, 1998; OLIVEIRA, 1993).

O objetivo dessa separação é reduzir o tempo de permanência quando do tratamento do efluente em lagoas e reatores. Outro ponto importante da remoção dos sólidos é a redução de carga da DBO, porque uma parte significativa dos sólidos é compreendida por matéria orgânica em suspensão (OLIVEIRA, 1993).

A desidratação dos dejetos consiste na redução da umidade (aumentar % matéria seca). A diminuição do teor de umidade ajuda no controle da poluição e melhora a forma de manuseio do produto. A desidratação dos dejetos para níveis de 10 a 15% de umidade produz um material livre de odores para o armazenamento, transporte, uso como fertilizante (OLIVEIRA, 1993).

3.9.2 Técnicas de tratamento biológico

Os dejetos orgânicos são degradados por microrganismos aeróbios e anaeróbios, resultando num material estável e isento de organismos patogênicos. Os dejetos com características sólidas no tratamento biológico podem ser feitos através do processo de compostagem, enquanto que as águas residuárias podem ser tratadas pelo processo de lagoas de estabilização, sistema capaz de equacionar o aproveitamento e tratamento dos efluentes orgânicos de projetos leiteiros de vacas confinadas. O tratamento biológico sugere a separação das frações sólidas e líquidas dos dejetos com aproveitamento da primeira como fertilizante e tratamento da fração líquida. O processo de separação remove aproximadamente 50% do material sólido dos dejetos. O tratamento da fração líquida pode ser realizada através de três tipos de lagoas, ligadas em série, sendo a primeira anaeróbia, seguida de uma facultativa e por ultimo, uma lagoa de leito cultivado. As lagoas têm o objetivo de remover a carga orgânica,

nutrientes e os patógenos indesejáveis, deixando o efluente líquido de acordo com a legislação ambiental (VON SPERLING, 1996a).

Esse sistema tem vantagens que permitem adequar e maximizar a utilização dos dejetos como fertilizante de acordo com a realidade de cada propriedade, e tratar o excesso de efluentes visando atender os parâmetros da legislação ambiental; reduz os custos de armazenagem e distribuição, aumenta a concentração de NPK por unidade de volume para uso agrícola, remove 98% da carga orgânica poluente. As desvantagens são: o custo relativamente elevado para implantação do sistema e a exigência de áreas adequadas para a construção das lagoas (VON SPERLING, 1996a).

3.9.2.1 Tratamento aeróbio

Nos processos aeróbios de tratamento de efluentes são empregados microrganismos que para bioxidar a matéria orgânica, utilizam o oxigênio molecular O₂ como receptor de elétrons. Normalmente há um consórcio de microrganismos atuando conjuntamente nos processos de estabilização da matéria orgânica. A microfauna é composta por protozoários, fungos, leveduras, micrometazoários e sem dúvida a maioria é composta por bactérias. Há uma grande variedade de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuais; as mais empregadas são lagoas facultativas, lagoas aeradas, filtros biológicos aeróbios, valos de oxidação, disposição controlada no solo e uma das opções mais utilizadas é o lodo ativado (BARROS, 1995).

As unidades de lagoas de estabilização são construídas com a finalidade específica de tratar esgotos. São construções simples, baseadas principalmente em movimentos de terra de escavação e preparação de taludes (VON SPERLING, 1998). As lagoas de estabilização, sob o ponto de vista de tratamento, podem ser classificadas em lagoas anaeróbias, lagoas facultativas, lagoas aeróbias (aeração natural) e lagoas aeradas (aeração mecânica). (SILVA, 1979).

3.9.2.2 Tratamento anaeróbio

Os sistemas de tratamento anaeróbios são mais apropriados como uma primeira etapa no tratamento de efluentes com elevadas concentrações de matéria orgânica. É o caso específico dos efluentes de confinamentos de vacas leiteiras. A remoção de DBO é satisfatória, ocorre sem gasto de energia elétrica e com a utilização de reduzidas áreas de implantação (VON SPERLING, 1998).

Como sistemas de tratamento anaeróbio, são citados as lagoas de estabilização anaeróbias e os digestores anaeróbios. Essas lagoas são formas alternativas de tratamento, onde condições estritamente anaeróbias são essenciais. Este requisito é alcançado pelo lançamento de uma grande carga de DBO por unidade de volume de lagoa, superando em várias vezes a taxa de produção de oxigênio. O tratamento anaeróbio não tem como objetivo a purificação da água e sim a destruição e estabilização da matéria orgânica pra um tratamento secundário posterior (VON SPERLING, 1996; OLIVEIRA, 1993; SILVA, 1979).

O tratamento de efluentes orgânicos pela fermentação anaeróbia, tem sido empregado para estabilizar a matéria orgânica presente no efluente bruto. É uma etapa limitada face à produção de gás metano pelas bactérias metanogênicas que crescem numa velocidade lenta. Este fato reflete num tempo longo de retenção de sólidos e também de retenção hidráulica, exigindo grandes tanques para fermentação. Outro aspecto a ser considerado é que os efluentes da digestão anaeróbia (biodigestores) possuem alta concentração de matéria orgânica solúvel ou insolúvel, portanto, este efluente de biodigestor requer tratamento antes de ser descartado. (OLIVEIRA, 1993).

No processo natural de digestão anaeróbia para tratamento de efluentes brutos são empregados microrganismos que degradam a matéria orgânica na ausência de oxigênio molecular. Nesse tipo de processo, a grande maioria dos microrganismos que compõem a microfauna é de bactérias, basicamente as acidogênicas e as metanogênicas resultando os gases metano, dióxido de carbono e amônia (FORESTI, 1994, McCARTY, 1982).

As vantagens da digestão anaeróbia em relação aos processos aeróbios são o baixo consumo de energia, a baixa produção de lodo e a produção de gás metano como fonte de energia. As desvantagens por sua vez são a alta sensibilidade do processo e as mudanças de

condições ambientais como temperatura, pH e alcalinidade (FORESTI, 1994, McCARTY, 1982).

3.9.2.3 Processo anaeróbio

No processo de digestão anaeróbia, diversos grupos de bactérias participam, cada qual com funções distintas e específicas, interagindo com os outros grupos e promovendo um mecanismo auto-regulador e intrínseco.

O processo global de tratamento anaeróbio segue um esquema muito complexo de reações múltiplas com muitos processos intermediários, o qual pode ser considerado um processo em série, apesar de algumas etapas serem em série ou paralelas. Pesquisadores do processo de tratamento anaeróbio apresentam diversas formas, quanto às etapas intermediárias (LEMA et al., 1991).

A subdivisão do processo em etapas é muito conveniente, mas a realidade biológica é muito mais complexa. Entre os microorganismos existem interações tão estreitas que, por exemplo, a atividade dos metabolismos metanogênicos influí decididamente sobre os produtos da etapa de fermentação, inclusive a hidrolise (SOUBES, 1994).

VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) descrevem as quatro etapas cinéticas da digestão anaeróbia que são divididas em hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

3.9.2.3.1 Hidrólise

A hidrólise da matéria orgânica é um processo lento realizado por enzimas extracelulares, onde ocorre a solubilização de substratos complexos (HENZE & HARREMOËS, 1983).

Os substratos complexos geralmente são sólidos orgânicos em suspensão e freqüentemente incluem mistura variável de fragmentos de alimentos frescos ou parcialmente decompostos, porções de resíduos e microrganismos mortos ou de linhas de processos de tratamento de efluentes líquidos. Materiais poliméricos também são moléculas, não podem ser microrganismos sem que sejam quebrados em compostos solúveis (geralmente monômeros ou dímeros) e que possam atravessar a membrana celular (McCARTY, 1982).

Os principais produtos da hidrolise são os aminoácidos, os peptídeos, os açúcares simples, os ácidos graxos e as poliolefinas ou fenóis que serão fermentados durante a etapa da acidogênese (SOUBES, 1994).

3.9.2.3.2 Acidogênese

Os compostos dissolvidos gerados no processo de hidrolise são absorvidos pelas células das bactérias fermentativas e após a acidogênese, são excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático e compostos minerais como hidrogênio, gás carbônico, amônia, gás sulfídrico e outros (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Na etapa de acidogênese, ocorre a fermentação de açúcares e de aminoácidos. Os produtos mais importantes desta etapa são o lactato, propionato, acetato, butanodiol, formiato, isopropanol e hidrogênio (SOUBES, 1994).

3.9.2.3.3 Acetogênese

Nesta etapa, os álcoois, ácidos graxos e compostos aromáticos gerados na etapa anterior, degradam-se e há produção de ácido acético, gás carbônico e hidrogênio que são os substratos das metanogênicas (SOUBES, 1994). A pressão parcial do gás hidrogênio influencia significativamente a cinética dessa etapa (NOUR, 1996).

3.9.2.3.4 Metanogênese

Em geral é o passo que depende da velocidade do processo da digestão anaeróbia, embora em temperatura abaixo dos 20° C a hidrolise possa se tornar limitante. O metano é produzido pelas bactérias hidrogenófilicas a partir da redução de ácido acético ou pelas bactérias hidrogenófilicas, a partir da redução de dióxido de carbono pelo hidrogênio (GUJER & ZEHNDER, 1983).

3.9.2.4 Fatores que interferem no processo anaeróbio

Os fatores que afetam o processo biológico da digestão anaeróbia são temperatura, pH, velocidade de decomposição da matéria orgânica, concentração de sólidos, substâncias tóxicas e nutrientes (OLIVEIRA, 1993).

3.9.2.4.1 Temperatura

Afeta a velocidade de decomposição da matéria orgânica e está diretamente ligada ao controle da velocidade de crescimento dos microorganismos (OLIVEIRA, 1993). Existem duas faixas ótimas onde ocorre a metanogênese: uma mesofílica (entre 30 e 37º C), mais comum e outra termofílica (entre 50 e 65°C) (NOUR, 1996).

3.9.2.4.2 pH

O pH favorável à digestão anaeróbia encontra-se entre 6,8 a 7,2 (NOUR, 1996), sendo possível nos limites de 6,5 a 7,5. Este parâmetro tem efeito marcante na atividade biológica da biometanização, influindo no processo da digestão anaeróbia (OLIVEIRA, 1993).

3.9.2.4.3 Carga da matéria orgânica

A atividade biológica da digestão anaeróbia também é dependente da quantidade da carga diária da matéria orgânica. No caso dos dejetos dos animais é requerida uma carga de matéria orgânica na faixa de 1,6 a 3,2 kg de sólidos voláteis/ m³/ dia (OLIVEIRA, 1993).

3.9.2.4.4 Concentração de sólidos

A concentração de sólidos no afluente afeta a produção de gás. Quanto maior a sua presença, maior será a possibilidade de ocorrer incremento na produção de gás, sendo que a faixa ideal de concentração de sólidos varia de 10 a 12% (OLIVEIRA, 1993).

3.9.2.4.5 Substancias tóxicas

Dentre as substancias tóxicas e inibidoras para o processo de fermentação anaeróbio destacam-se os ácidos voláteis, amônia, oxigênio, antibióticos e cátions.

A amônia livre em concentrações acima de 150 mg/litro ocasiona inibição do processo de fermentação. A toxidez da amônia é o resultado do excesso de nitrogênio e pode ser corrigida através do controle da reação C/N ou pela diluição com água (OLIVEIRA, 1993).

Ácidos graxos voláteis são tóxicos ao processo, pois aumento excessivo em sua concentração, resulta em consumo da alcalinidade presente, produzindo desequilíbrio entre as várias etapas do processo (NOUR, 1996).

As bactérias metanogênicas são obrigatoriamente anaeróbias, a presença de oxigênio ou materiais altamente oxidados como nitritos e nitratos, são inibidores do processo anaeróbio (OLIVEIRA, 1993).

Os antibióticos nos alimentos dos animais também inibem o desenvolvimento das bactérias metanogênicas durante a digestão. Diluição dos dejetos com água ou outros dejetos não contaminados poderá resolver o problema (OLIVEIRA, 1993, LAMBAIS, 1992).

Cátions como o sódio, potássio, cálcio e magnésio também poderão ser tóxicos para as bactérias se presentes em altas concentrações (OLIVEIRA, 1993).

3.9.2.4.6 Nutrientes

Os nutrientes requeridos para a digestão anaeróbia são carbono, nitrogênio, hidrogênio e fósforo. Os mais importantes nutrientes deste grupo são carbono e nitrogênio. Para se obter os melhores resultados, a relação C/N é alta. O processo é limitado pela disponibilidade de nitrogênio; se a relação C/N é baixa haverá excesso de amônio que inibirá a atividade bacteriana (OLIVEIRA, 1993).

3.10 Sistemas naturais de tratamento de águas residuárias

O termo “sistemas naturais” é usado por REED et. al. (1995) para descrever os processos de tratamento de resíduos que tenham como principais componentes a força gravitacional, microrganismos, plantas e animais.

Todo lançamento de dejetos líquidos em um corpo receptor está obrigado a seguir padrões de qualidade contemplados nas legislações municipais, estaduais, federais e internacionais que dizem respeito à proteção dos corpos de água. Estes padrões baseiam-se no princípio de restabelecimento do equilíbrio e da autodepuração do corpo receptor, sendo que esses são os responsáveis pela conservação de compostos orgânicos inertes e não prejudiciais do ponto de vista ecológico (VON SPERLING, 1996a). É fundamental conhecer e quantificar esses mecanismos para desenvolver processos de tratamento de águas residuárias para otimizar o que ocorre na natureza.

Os processos de tratamento da águas residuárias, baseados nos sistemas naturais que voltaram à tona nos EUA com o advento de CLEAN WATER ACT de 1972, possuem as seguintes vantagens em relação aos sistemas convencionais: baixo custo de implantação, operação pouco mecanizada, necessita de baixa manutenção e são de fácil operação. O Brasil é um dos países que oferecem excelentes condições climáticas e ambientais para a implantação desse tipo de sistema, além de apresentar enorme carência de tratamento de águas residuárias, especialmente em pequenas comunidades rurais.

3.10.1 Sistema de lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa

As lagoas anaeróbias são formas alternativas de tratamento de resíduos líquidos em condições estritamente anaeróbias. Esta condição é alcançada através do lançamento de grande carga de DBO por unidade de volume da lagoa, fazendo com que a taxa de oxigênio seja várias vezes superiores à taxa de produção. No balanço de oxigênio, a produção pela fotossíntese e pela reaeração atmosférica são, neste caso, desprezíveis. As lagoas anaeróbias têm sido utilizadas para tratamento de esgotos domésticos, de confinamentos de animais e despejos industriais que sejam predominantemente orgânicos, com altos teores de DBO, como matadouros, laticínios, bebidas, confinamentos etc. São usualmente profundas, da ordem de 3

a 5 metros. A profundidade é importante no sentido de reduzir a possibilidade da penetração do oxigênio produzido na superfície para as demais camadas. A profundidade da lagoa com área requerida deve ser proporcionalmente menor. A eficiência da remoção de DBO nas lagoas anaeróbias é usualmente em torno de 50 a 70%. Apesar disso, a DBO afluente, ainda é elevada implicando na necessidade de mais unidades de tratamento posterior. As unidades mais utilizadas são as lagoas facultativas, compondo o sistema australiano. A remoção de DBO na lagoa anaeróbia proporciona uma substancial diminuição da área para a lagoa facultativa, em torno de 45 a 70% do requisito de uma lagoa facultativa única (VON SPERLING, 1986).

A preocupação da existência de uma etapa anaeróbia em um reator aberto será sempre devido à possibilidade da geração de maus odores. Com o sistema equilibrado, o mau cheiro não deve ocorrer, porém, eventuais problemas operacionais podem conduzir à liberação de gás sulfídrico (H_2S), responsável por odores desagradáveis. Por essas razões, o sistema australiano é normalmente localizado onde é possível afastar o máximo de residências. (MARA et al., 1992).

3.10.2 Descrição do processo

A conversão anaeróbia de forma simplificada desenvolve-se em duas etapas: através das bactérias acidogênicas (liquefação e formação de ácidos) e através das bactérias metanogênicas (formação de metano). As condições ambientais influenciam a atividade das bactérias metanogênicas, portanto, é fundamental que se tenha um equilíbrio adequado entre as duas comunidades. Para o desenvolvimento das bactérias metanogênicas, é importante ausência de oxigênio dissolvido (anaerobiose total), temperatura do líquido acima de 15°C e pH próximo ou superior a 7. Não há remoção de DBO na primeira fase, apenas conversão da matéria orgânica nas formas de moléculas mais simples e depois ácido. Numa segunda etapa, a DBO é removida com a matéria orgânica sendo convertida em metano, gás carbônico e água. O carbono orgânico é removido do meio líquido porque o metano escapa para a atmosfera. As bactérias metanogênicas são bastante sensíveis às condições ambientais. Caso reduza sua taxa de reprodução, os ácidos formados na primeira etapa ficarão acumulados e ocorrerá interrupção da remoção de DBO e geração de maus odores, pois os ácidos são extremamente

fétidos. É fundamental que se tenha equilíbrio entre as duas comunidades de bactérias para garantir a consecução de ambas as etapas. A ausência de oxigênio dissolvido (as bactérias metanogênicas são estritamente anaeróbias), temperatura do líquido acima de 15 °C e pH próximo ou superior a 7 são fatores fundamentais para o desenvolvimento das bactérias metanogênicas (VON SPERLING, 1986).

A anaerobiose afeta a natureza dos sólidos, tanto que na lagoa facultativa eles apresentam menor tendência à fermentação e flutuação, além de se decompor mais facilmente (VON SPERLING, 1986).

3.10.3 Critérios de projetos para lagoas anaeróbias

Para projetar lagoas anaeróbias, os principais parâmetros a serem observados são a taxa de aplicação volumétrica, tempo de detenção, profundidade e relação comprimento/largura (geometria) (VON SPERLING, 1986).

a) Taxa de aplicação volumétrica (**Lv**), dada em kg de DBO₅/m³/dia é o principal fator a ser observado para projetar as lagoas anaeróbias. As temperaturas médias mais quentes permitem que a lagoa receba cargas mais elevadas. Para o esgoto mais diluído adota-se o volume final para as lagoas anaeróbias, cujos critérios mais usados são o tempo de detenção e a taxa volumétrica. Para os efluentes mais concentrados, o critério definidor é a taxa volumétrica (VON SPERLING, 1986).

MARA (1997) propõe as taxas de aplicação volumétrica ($Lv = \text{kgDBO}/\text{m}^3.\text{dia}$) de 0.35 kgDBO/m³/dia para temperaturas acima de 25°C. A taxa apresentada é um valor admissível, portanto, o projetista poderá ficar a favor da segurança, adotando taxas menores.

b) Tempo de detenção hidráulica (**TDH**): para esgotos domésticos o TDH, situa-se entre 3 a 6 dias. Para as lagoas anaeróbias, a presença de oxigênio é indesejável e fatal para as bactérias metanogênicas. Estas lagoas não podem oscilar entre as condições anaeróbias, facultativas e aeróbias (VON SPERLING, 1986).

c) Profundidade das lagoas anaeróbias (**H**): deve ser elevada para garantir a anaerobiose, evitando que a lagoa trabalhe como facultativa. Na prática, quanto mais profunda a lagoa, melhor. A inclusão de uma caixa de areia antes da lagoa anaeróbia é benéfica. Um desarenador minimiza os problemas de acúmulo de areia próximo à tubulação de entrada (VON SPERLING, 1986).

d) Geometria (**L / B**): é a relação entre o comprimento e a largura da lagoa anaeróbia. Estas lagoas variam entre quadradas ou levemente retangulares, com relação recomendada comprimento/largura (**L / B**) igual 1 a 3 (VON SPERLING, 1986).

3.10.4 Estimativa da concentração efluente de DBO da lagoa anaeróbia

Os modelos matemáticos conceituais de utilização generalizada que possibilitem uma estimativa de concentração efluente de DBO das lagoas anaeróbias ainda não existem. Estas lagoas têm sido dimensionadas por critérios empíricos. MARA (1997), em função da temperatura, propõe eficiência de remoção de DBO em torno de 50% para temperaturas entre 10 a 25 °C e remoção de 70% para temperatura acima 25 °C.

Na abordagem empírica, a DBO efluente é considerada igual à DBO total. Nos cálculos da lagoa facultativa, a DBO efluente é fracionada em DBO solúvel e DBO particulada, em função das algas (VON SPERLING, 1986).

3.10.5 Acúmulo de lodo nas lagoas anaeróbias

A taxa de acúmulo é da ordem de 0,03 a 0,10m³ por habitante ano (GONÇALVES, 2000; MENDONÇA, 1990). Em climas quentes, a faixa inferior é a mais usada. GONÇALVES, (2000), SILVA, (1993) e CETESB (1989) disponibilizam outras taxas de acúmulo em torno de 2 a 8 cm por ano.

As lagoas anaeróbias podem operar durante vários anos, eventualmente durante todo o período do projeto, sem a necessidade da remoção do lodo. Devido ao menor volume das lagoas anaeróbias, o acúmulo de lodo se faz sentir mais rápido. Com este fato, faz-se

necessário um adequado planejamento relacionado ao gerenciamento do lodo. Um bom sistema de desarenação é essencial (VON SPERLING, 1986).

As lagoas anaeróbias devem ser limpas quando a camada de lodo atingir aproximadamente um terço da altura útil, ou remover certo volume por ano incluindo esta etapa de limpeza de forma sistemática na estratégia operacional da lagoa. O processo de remoção parcial do lodo faz com que a lagoa anaeróbia não tenha que iniciar a partida novamente (VON SPERLING, 1986).

3.10.6 Lagoas facultativas

O processo das lagoas facultativas consiste na retenção de efluentes brutos por um período de tempo longo, o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam. As lagoas facultativas são a variante mais simples de lagoas de estabilização. As principais vantagens e desvantagens das lagoas facultativas estão associadas, portanto, à predominância dos fenômenos naturais. As vantagens relacionam-se à grande simplicidade e à confiabilidade da operação. Os processos naturais são confiáveis, não há equipamentos ou esquemas especiais requeridos. No entanto, a natureza é lenta, necessita de longos tempos de detenção para que as reações se completem, o que implica em grandes requisitos de área (VON SPERLING, 1986).

A atividade biológica é bastante afetada pela temperatura, principalmente nas condições naturais das lagoas facultativas. Por esta razão são mais apropriadas em locais onde a terra é mais barata, o clima é mais quente e se faça a opção por um método de tratamento onde não há necessidade de equipamentos ou capacitação especial dos operadores (ARCEIVALA, 1981).

A construção das lagoas facultativas são simples e os custos operacionais são baixos quando comparados com outros métodos de tratamento. A eficiência do sistema é satisfatória podendo chegar a níveis comparáveis à da maior parte dos tratamentos secundários (VON SPERLING, 1986).

3.10.7 Descrição do processo

As águas residuárias afluentes entram em uma extremidade e a saída é na extremidade oposta da lagoa. Neste percurso que demora vários dias, uma série de mecanismos contribuem para a purificação da mesma. Esses mecanismos ocorrem nas três zonas das lagoas, denominadas zona anaeróbia, aeróbia e facultativa. A DBO particulada (matéria orgânica em suspensão), com tendência a sedimentar, transforma no lodo do fundo da lagoa (zona anaeróbia). Esse lodo sofre o processo de decomposição por microrganismos anaeróbios, sendo convertido lentamente em gás carbônico, água, metano e outros. Após certo período, apenas a fração inerte (não biodegradável) permanece na camada do fundo. O gás sulfídrico gerado não causa mau cheiro, por ser oxidado por processos químicos e bioquímicos na camada aeróbia superior. A DBO solúvel (matéria orgânica dissolvida), em conjunto com a matéria orgânica em suspensão de pequenas dimensões (DBO finamente particulada) não sedimenta, permanecendo dispersa na massa líquida. Na camada mais superficial (zona aeróbia), a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração aeróbia. A presença de oxigênio é suprida pela fotossíntese realizada pelas algas (VON SPERLING, 1986).

O sol representa a fonte de energia necessária para a realização da fotossíntese. Locais com elevada radiação solar e baixa nebulosidade são bastante propícios à implantação de lagoas facultativas. A fotossíntese que depende da energia solar é maior próximo à superfície. À medida que a penetração de luz é menor, ocasiona a predominância do consumo de oxigênio (respiração) sobre a produção (fotossíntese), resultando numa eventual ausência de oxigênio dissolvido a partir de certa profundidade. A fotossíntese só ocorre durante o dia, fazendo com que durante a noite possa prevalecer a ausência de oxigênio. Devido a esses fatos, é essencial que haja diversos grupos de bactérias responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e que possam sobreviver e proliferar tanto na presença, quanto na ausência de oxigênio (zona facultativa). Essa condição é a que também origina o nome da lagoa (VON SPERLING, 1986).

O efluente de uma lagoa facultativa possui as seguintes características principais (CETESB, 1989): cor verde devidos às algas, elevado teor de oxigênio dissolvido, e sólidos em suspensão, embora esses não sejam sedimentáveis.

3.10.8 Influencia das algas

As algas desempenham importante papel nas lagoas facultativas. A concentração de algas é maior que a concentração de bactérias e isso faz com que o líquido da superfície da lagoa seja predominantemente verde (ARCEIVALA, 1981).

Os grupos de algas importantes encontrados nas lagoas de estabilização são:

a) algas verdes (clorofíceas) – conferem uma cor esverdeada predominante à lagoa. Os principais gêneros das algas são as *Chamydomonas*, *Euglenas* e *Chlorellas*. As duas primeiras aparecerem primeiramente nas lagoas, tendem a ser dominantes nos períodos frios e possuem flagelos (capacidade de locomoção e a otimização da posição em relação à incidência de luz e temperatura) (VON SPERLING, 1986).

b) cianobacterias (algas cianofíceas ou algas verde-azuladas, anteriormente denominadas) – esses organismos apresentam características de bactérias e de algas e atualmente são classificados como bactérias. As cianobacterias que não apresentam cílios, flagelos ou pseudodópodes, deslocam-se por deslizamento. Podem proliferar em qualquer ambiente onde haja apenas CO₂, N₂, água, alguns minerais e luz. Organismos típicos de pH baixos e poucos nutrientes nos esgotos. Entre os principais gêneros podemos citar *Oscillatoris*, *Phormidium*, *Anacystis* e *Anabaena* (VON SPERLING, 1986).

A fotossíntese é realizada pelas algas durante as horas do dia sujeitas à radiação luminosa. Neste período as algas produzem matéria orgânica suficiente para sua sobrevivência e converte a energia luminosa em energia química condensada. As algas produzem 15 vezes

mais oxigênio (fotossíntese) do que o consumem (respiração), conduzindo a um balanço positivo ao sistema (ABDEL-RAZIK, 1991).

Em razão à necessidade luminosa, a maior quantidade de algas situa-se próximo à superfície da lagoa, local de alta produção de oxigênio. À medida que a luminosidade diminui reduz também a concentração de algas. Há um ponto ao longo da profundidade da lagoa, onde a produção de oxigênio se iguala ao consumo pelas próprias algas e microrganismos decompositores. Esse ponto é chamado de oxipausa. Acima desse ponto, predominam as condições aeróbias, enquanto que abaixo do ponto da oxipausa, prevalecem as condições anóxicas ou anaeróbias (VON SPERLING, 1986).

3.10.9 Dimensionamento de lagoas facultativas após lagoas anaeróbias

O efluente da lagoa anaeróbia será encaminhado para a lagoa facultativa que para ser dimensionada, segue os parâmetros da taxa de aplicação superficial, profundidade, tempo de detenção e geometria (relação comprimento/largura). Há evidências de que a taxa de aplicação superficial para a lagoa facultativa, pode ser um pouco superior à adotada para a lagoa anaeróbia, no entanto, para efeito de projeto, é melhor posicionar-se a favor da segurança e considerar ambas iguais (MARA ET AL., 1992).

A taxa de aplicação superficial (carga orgânica por unidade de área) é o principal item do projeto, baseia-se na necessidade de determinada área de exposição à luz solar na lagoa para o processo da fotossíntese. O critério da taxa de aplicação superficial é baseado na necessidade de oxigênio para a estabilização da matéria orgânica, que está relacionada à atividade das algas e ao balanço entre produção e consumo de oxigênio (VON SPERLING, 1986).

A profundidade influí nos aspectos físicos, biológicos e hidrodinâmicos da lagoa. Através da adoção de um valor para a taxa de aplicação superficial e da profundidade, resulta o volume da lagoa. O tempo de detenção (TDH) não é um parâmetro direto de projeto. É resultado da determinação do volume da lagoa. O TDH é o tempo necessário para que os microrganismos procedam a estabilização da matéria orgânica na lagoa e está diretamente relacionado à atividade das bactérias. A geometria da lagoa facultativa é mais flexível podendo ser mais alongada, porque os problemas de sobrecarga no trecho inicial da lagoa são

reduzidos, devido à grande remoção de DBO na lagoa anaeróbia. O coeficiente de remoção (**K**) de DBO é obtido em função da DBO de entrada, da DBO de saída e do tempo de detenção hidráulica. O valor de **K** é sempre calculado em função do modelo hidráulico assumido. Neste caso em que a lagoa facultativa precede uma anaeróbia, o valor de **K** será um pouco menor, isso porque a matéria orgânica de estabilização mais fácil foi removida na lagoa anaeróbia. O remanescente da matéria orgânica é de degradação mais difícil, o que implica em taxas de estabilização mais lentas. Ao se projetar lagoas ou estações de tratamento de esgoto, deve-se ter sempre em mente que a incerteza no dimensionamento não está apenas nos coeficientes do modelo. Os dimensionamentos devem ter sempre esta incerteza em perspectiva, de forma a não exagerar na sofisticação na obtenção de certos coeficientes, esquecendo-se de analisar a confiabilidade de outros dados possivelmente de maior influência (VON SPERLING, 1995a).

3.11 Leitos cultivados

Os leitos cultivados são baseados nos alagados, nas várzeas naturais que são áreas de solo hidromórfico permanentemente inundados ou saturados por águas superficiais ou subterrâneas, onde vegetam várias espécies de plantas que são diretamente dependentes da hidrologia, do meio suporte e dos nutrientes característicos da região onde se encontram. Esses sistemas foram criados para controlar sistematicamente o tratamento e aperfeiçoar a habilidade do sistema de várzea em remover ou transformar os poluentes dos efluentes, além de criar um ambiente favorável ao desenvolvimento da vida selvagem (PATERNIANI & ROSTON, 2003).

Os leitos cultivados, levando-se em consideração o regime hidrológico, referem-se às áreas inundadas ou saturadas por águas superficiais ou subterrâneas a uma freqüência e duração suficientes para manter as condições de saturação das referidas áreas (U.S.E.P.A, 1988).

Os solos hidromórficos e sua vegetação típica ocorrem em relevo plano de áreas, geralmente com período de encharcamento pronunciado e sujeitas à oscilação do lençol freático, onde existem condições de hidromorfismo para a formação de solos de cores neutras, cinzentas, mosqueados vermelhos, amarelos e acinzentados, provenientes de reações de oxidação e redução (VIEIRA & VIEIRA, 1983).

A inundaçāo, o alagamento ou saturação resulta na ocupação dos espaços intersticiais do solo pela água. Acontece a substituição dos gases atmosféricos que ocupam os poros do solo pela água. O resultado é um déficit de oxigênio que é consumido pelo metabolismo bacteriano, tornando o solo anóxico ou sem oxigênio, com exceção da estreita camada superficial. As raízes das plantas que habitam estas áreas não dispõem de oxigênio atmosférico para respiração do referido órgão (HAMMER, 1997).

3.11.1 Comunidade biológica

Os alagados naturais, na sua maioria, são habitados por uma variedade de microrganismos, especialmente bactérias, fungos e espécies de plantas típicas. Estes organismos, com a sua diversidade genética e adaptação funcional, são capazes de usar os constituintes das águas poluídas para o seu crescimento e reprodução. Ao usar os constituintes, estes microorganismos mediam transformações químicas, físicas e biológicas dos poluentes e modificam a qualidade da água. Nos alagados são encontradas as seguintes bactérias que realizam estas modificações, são elas: fototrópicas, encapsuladas, de brotamento, quimitróficas gram-negativas, gram-negativas aeróbias, gram-negativas anaeróbias, gram-negativas facultativas anaeróbias, produtoras de metano, formadora de endósporos, actinomicetos e organismos correlatos. A maioria das bactérias é heterotrófica, são as bactérias que obtém alimento e energia para o seu desenvolvimento em compostos orgânicos; outras são bactérias autotróficas, isto é, sintetizam moléculas orgânicas a partir do carbono inorgânico. (MANSOR, 1998).

Nos ambientes alagados, os fungos heterotróficos são abundantes e sua nutrição é predominantemente saprofítica. São fungos ecologicamente importantes nos alagados porque fazem a mediação de uma significativa proporção da reciclagem de carbono e nutrientes (KADLEC & KNIGHT, 1996).

3.11.2 Utilização e tipos de leitos cultivados

Os leitos cultivados (**LC**) agem como filtro biológico de águas superficiais e subterrâneas, onde os responsáveis pela remoção de poluentes são os mecanismos físico-químicos, reações de degradação biológica aeróbia e anaeróbia (WOOD, 1995).

Os leitos cultivados, geralmente são constituídos por uma ou mais unidades dispostas em serie ou paralelo, normalmente escavados no solo e recobertos com material impermeável. Podem ser cultivados em monocultura, com uma espécie de macrófita emergente ou ser cultivados com uma seleção de espécies (TROTTER et al., 1994).

De acordo com o seu fluxo, os leitos cultivados podem ser classificados em superficial (**FS**), subsuperficial (**FSS**) e vertical (**FV**), (U.S.E.P.A, 1988).

Apresentam as seguintes características:

a) Leitos cultivados de fluxo superficial (**FS**):

São canais contendo algum tipo de barreira subsuperficial que pode ser o solo, palha de arroz ou uma composição dessas. Esses substratos fornecem condições para o desenvolvimento das plantas, onde elas fixam as suas raízes. Nesse sistema a água flui a uma pequena velocidade acima do meio suporte (MANSOR, 1998; U.S.E.P.A., 1988). Esse tipo de tratamento requer maior área superficial, sendo apropriado para locais com acesso controlado, a fim de prevenir a exposição humana aos microrganismos patogênicos (TROTTER et al., 1994).

b) Leitos cultivados de fluxo subsuperficial (**FSS**):

Os sistemas de leitos cultivados de fluxo subsuperficial (**LCFSS**) são essencialmente filtros lentos horizontais, preenchidos com brita, solo, palha de arroz, vermiculita ou uma combinação dessas como meio suporte, onde as raízes das plantas se desenvolvem. Este é o sistema proposto neste trabalho por se mostrar eficiente no tratamento secundário de águas residuárias (ROSTON, 1994; SOUZA & BERNARDES, 1996). Os mecanismos de remoção são mais numerosos e efetivos em leito com brita (MANSOR, 1998).

Este sistema mostra-se eficiente no tratamento de águas residuárias, elimina odores, não oferece condições para o desenvolvimento e proliferação de mosquitos e impossibilita o contato de pessoas e animais com a lâmina de água, pois essa se encontra a alguns centímetros abaixo da superfície do meio suporte (SOUZA & BERNARDES, 1996, ROSTON, 1994).

As águas residuárias escoam por gravidade horizontalmente e/ou verticalmente através do meio suporte do leito, entrando em contato com os microrganismos facultativos que vivem em associações com o meio suporte e com as raízes das macrófitas emergentes. O fundo do leito geralmente possui 1% de inclinação (COOPER, 1983).

c) Leitos cultivados de fluxo vertical (FV):

São filtros de vazão vertical intermitente e preenchidos com brita ou areia. O nível de água encontra-se abaixo do meio suporte, impossibilitando seu contato com os animais e as pessoas. É um sistema que apresenta grande potencial para nitrificação (VALENTIM, 1999). Os leitos cultivados de fluxo vertical (FV) requerem área 5 vezes menor que os leitos cultivados de fluxo subsuperficial (FSS) sendo mais aeróbio, favorecendo a nitrificação e remoção de DBO, porém, não favorecem boa desnitrificação e são menos eficientes na remoção de sólidos suspensos e fósforo que os outros sistemas (VYMAJAL, 1998).

3.11.3 Macrófitas aquáticas

3.11.3.1 Conceito e classificação

As macrófitas aquáticas são plantas que vivem em ambientes aquáticos e em solos saturados. São vegetais superiores adaptados para estas condições e que habitam as várzeas naturais.

Conforme o tipo de fixação, as macrófitas são classificadas:

- a) plantas flutuantes – podem estar fixas ou não ao fundo e sua folhagem principal flutua na superfície da água;

- b) plantas submersas – crescem debaixo d’água e podem ou não estar fixas por raízes;
- c) plantas emergentes – sua folhagem principal está em contato com o ar e suas raízes estão fixadas ao solo.

As plantas aquáticas vasculares fluorescentes são as maiores representantes das macrófitas incluindo os musgos e a maioria das águas marinhas. O desenvolvimento das plantas aquáticas reflete a qualidade das águas em que vivem podendo ocupar extensas áreas. Na água doce, são encontradas desde as minúsculas *Wolffia spp* com o tamanho da cabeça de um alfinete, passando pelas taboas, *Typha spp* e até árvores de ciprestes, *Taxodium spp* (APHA, 1995)

A presença e a distribuição dos vários tipos de macrófitas são determinadas pela concentração dos nutrientes no ambiente, o tipo de sedimento onde estão fixadas, a profundidade da lamina d’água, a presença ou não de correnteza, a turbidez, o ataque de herbívoros e as atividades humanas (WOOD & McATAMNEY, 1996; APHA, 1995)

3.11.3.2 Macrófitas aquáticas no tratamento de águas residuárias

Nos leitos cultivados, os poluentes são removidos por processos físicos, químicos e biológicos realizados de modo concomitante e influenciados pelo tipo de fluxo do leito, pelas plantas cultivadas, pelo meio suporte e também pelas características da água residuária a ser tratada (VALENTIM, 1999).

Varias espécies são testadas para o uso nos processos de tratamento de águas residuárias. As plantas emergentes mais utilizadas são *Scirpus spp*, *Phragmites australis*, *Typha sp.*, *Canna faccida* e *Eleocharis spp*. Dentre as plantas submersas destacam-se a *Elodea nuttallii*, *Egeria densa* e *Ceratophyllum demersum*. As plantas flutuantes mais utilizadas são a *Lemna spp*, *Spirodela spp*, *Eichhornia crassipes*, *Wolffia arrhiza* e *Azolla caroliniana* (VALENTIM, 1999).

As macrófitas também propiciam:

- a) tratamento de efluentes – promove tratamento aeróbio e anaeróbio do efluente, retira os sólidos suspensos e microrganismos patogênicos;
- b) controle de odor – as plantas associadas com os sedimentos agem como biofiltro de odor, possibilitando a instalação do sistema próximo a galpões de confinamento e residências;
- c) controle de insetos – a massa superficial (planta e meio suporte) limita o desenvolvimento de vários insetos, principalmente moscas e mosquitos;
- d) controle estético – o benefício da vegetação, quando comparada com filtro de solo ou pedras na redução de materiais orgânicos e sólidos suspensos, é a estética e o apelo ecológico das unidades de várzea. O uso de plantas como a *Iris pseudacorus* (conhecida nos EUA como “Yellow Flag”) e a *Canna lilies* são citadas por BRIX (1994).

3.11.3.3 Transferência de oxigênio

O tratamento de águas resíduárias é o resultado entre as interações físicas, químicas e biológicas que acontecem nos leitos cultivados com a presença do meio suporte, das comunidades bacterianas e também das macrófitas. As bactérias merecem destaque especial, porque realizam a degradação da matéria orgânica usando processos anaeróbios, anóxicos e aeróbios. Como o ambiente dos leitos cultivados é predominantemente anaeróbio, as condições aeróbias e anóxicas, somente são conseguidas mediante o fornecimento de oxigênio pelas raízes das macrófitas (VALENTIM, 1999).

A transferência de oxigênio através da superfície da água ocorre por combinação da difusão molecular e mistura, causada por diversos agentes, tais como precipitações que transportam oxigênio dissolvido e promovem a mistura. Não existem estudos específicos de transporte de oxigênio a partir do ar para água em movimento em um leito de escoamento sub-superficial (KADLEC & KNIGHT, 1996).

O movimento interno do oxigênio para as partes inferiores das macrófitas destina-se a suprir a demanda respiratória dos tecidos do sistema radicular, bem como para oxigenar a sua rizosfera. As microzonas oxigenadas conduzem reações de oxidação, e o meio suporte anaeróbio circundante conduz reações de redução. As condições de oxidação que juntamente com as condições anóxicas presentes, estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico, o crescimento de bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos às raízes das plantas (KADLEC & KNIGHT, 1996, BRIX, 1994).

A liberação de oxigênio principalmente pelas pontas das raízes das macrófitas é fundamental para o convívio em simbiose com os diversos microrganismos presentes na água. Essa particularidade no leito cultivado de fluxo subsuperficial nos mostra que as macrófitas são de extrema importância para o sucesso do sistema de tratamento, sendo vital o conhecimento de suas características, suas habilidades, suas necessidades e seu manejo (VALENTIM, 1999).

3.11.3.4 Seleção do gênero

Em virtude do ainda pequeno número de pesquisas em torno do assunto, não existe um critério geral para a escolha da macrófita apropriada para um tratamento específico de um resíduo líquido, sendo que é aconselhável observar as espécies presentes nas proximidades de onde será instalado o tratamento. Dentre as várias espécies cultivadas de fluxo subsuperficial, o gênero *Typha spp*, por serem abundantes e bem adaptadas na região será a escolhida.

A *Typha spp* é uma macrófita pertencente à ordem *Pandanales*, ordem das *monocotiledôneas*, família *Typhaceae*, de caule mais ou menos cilíndrico e não lenhoso; folhas lineares de bainha bem desenvolvida, ensiformes espessas, esponjosas, coriáceas, lineares oblongas de até 4 metros de comprimento. A planta é encontrada em ambos os hemisférios, nas regiões temperadas e tropicais, de distribuição cosmopolita, conhecida popularmente como taboa. Cresce vigorosamente nas margens de lagoas, represas, canais de drenagem e baixadas pantanosas. Considerada bastante agressiva, pode produzir até 7 mil kg de rizomas por hectare, vegeta com facilidade e pode resultar em até 4 cortes por ano (LORENZI, 1982, JOLY, 1979).

A typha spp é uma planta que apresenta elevados índices de saturação luminosa, suporta altas temperaturas e com os índices anteriores atendidos, produzem altas taxas de transpiração com grandes perdas de água pelos seus estômatos, para que sua temperatura interna permaneça equilibrada, cessando momentaneamente a fotossíntese (GUNTENSPERGEN, et al., 1988)

3.11.3.5 Assimilação dos poluentes

O suprimento de oxigênio para os microrganismos, a condutividade hidráulica e as condições químicas do meio suporte, regulam os mecanismos de assimilação de poluentes nos leitos cultivados (HABERL et al., 1995).

Os representantes da matéria orgânica são as proteínas, os carboidratos, a gordura e os óleos, além de uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros, sendo que parte é encontrada em solução, os sólidos orgânicos dissolvidos que são rapidamente biodegradáveis e parte em suspensão, que se referem aos sólidos suspensos no meio que são lentamente biodegradáveis. Os sólidos orgânicos dissolvidos são diretamente utilizados pelas bactérias heterotróficas, enquanto que os sólidos em suspensão são convertidos em solúvel através da hidrólise, realizada pela ação das enzimas intra e extracelulares produzidas pelas bactérias e que servem de catalizadores nas reações de oxidação (METCALF & EDDY, 1991).

A maioria das transformações químicas ocorridas nos leitos são controladas pelos microrganismos presentes, através da produção de enzimas e catalizadores (KADLEC & KNIGHT, 1996).

3.11.3.6 Fatores abióticos

Os processos biológicos ocorridos dentro dos leitos cultivados têm como fatores abióticos de relevância, a temperatura, a quantidade de oxigênio dissolvido e o pH (MANSOR, 1998).

A temperatura do efluente a ser tratado é aproximadamente igual à média diária da temperatura do ar devido às formas dominantes de transferência de energia, ganho pela radiação solar, perda por irradiação, condução, evaporação (predominante em lagoas e nos

leitos cultivados de fluxo superficial) e evapotranspiração (leitos cultivados). Ela influencia a atividade microbiana e a solubilidade do oxigênio na água (MANSOR, 1998).

A concentração de oxigênio dissolvido nos leitos cultivados, além da influência exercida pela temperatura, também é afetada pelos sais dissolvidos no efluente, atividade biológica e meio suporte. O oxigênio residual contido no fluxo de alimentação dos leitos é suplementado pelo oxigênio transferido a partir da atmosfera, pela superfície da água e por transporte convectivo a partir de folhas e caules das plantas (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A maioria dos leitos construídos recebem carga de carbono e nitrogênio orgânico suficientes para consumir oxigênio dissolvido nas águas residuárias até cerca de 1 a 2 mg/litro. Porém, as bactérias heterotróficas, responsáveis pela oxidação do carbono competem com as bactérias nitrificantes por locais de fixação nos leitos. Como consequência, há a oxidação preferencial dos compostos carbonáceos, até que a sua demanda por oxigênio se reduza ao mesmo nível daquela do íon amônio (METCALF & EDDY, 1991).

A decomposição da matéria orgânica pela ação das bactérias saprófitas gera no meio, condições de alcalinidade, a base para a ocorrência da nitrificação. O oxigênio consumido na nitrificação pode ser reciclado, quando da ocorrência da desnitrificação (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A redução nos leitos de nitrato e sulfato ocorrem em ambientes anóxicos e em zonas moderadamente anaeróbias. Já a metanogênese, acontece em condições extremamente anaeróbias (MANSOR, 1998).

Outro fator importante é a alcalinidade que mede a quantidade de íons na água que vão reagir para neutralizar os íons de hidrogênio (capacidade tampão). É originado naturalmente pela reação do CO₂ (oriundos da atmosfera ou resultante da decomposição da matéria orgânica) com a água. Processos oxidativos (como a nitrificação) tendem a consumir a alcalinidade atingindo baixos valores; pode resultar em valores reduzidos de pH (VON SPERLING, 1996a).

3.11.3.7 Sólidos suspensos

Os leitos cultivados de escoamento subsuperficial são eficientes na redução de elevadas concentrações de sólidos suspensos, através dos processos físicos da infiltração em

meio granular, sedimentação nos interstícios, retenção por filtração e colisão com adesão dos grânulos ao meio suporte. As baixas velocidades do fluxo, somadas à presença de vegetação e da brita usada como meio suporte, promovem os processos descritos (KADLEC & KNIGHT, 1996; METCALF & EDDY, 1991).

Nos leitos também ocorre a geração de material particulado. As partes submersas das macrófitas (raízes e rizomas) produzem fragmentos e detritos por decaimento e morte, o que também acontece com algas, fungos e bactérias. Estes microrganismos são irregularmente distribuídos dentro dos leitos, sendo concentrados na região da entrada do efluente, e próximos ao fundo dos leitos (KADLEC & KNIGHT, 1996).

3.11.3.8 Reações químicas de decomposição oxidativa e fermentativa

O desenvolvimento da vegetação nos leitos cultivados requer gás carbônico e fotossíntese. Outras vias também levam à produção microbiana de gás carbônico e de gás metano nos leitos. Estes dois gases são dissolvidos na água, portanto, há transferência ativa de carbono entre a água e a atmosfera. Os compostos de carbono degradáveis são utilizados rapidamente nos leitos. Uma grande variedade de processos de decomposição produzem ao mesmo tempo carbono disponível. Em geral, as quantias de carbono cíclicas nos leitos excedem em muito as quantias presentes nas águas residuárias (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A remoção da matéria orgânica pode ocorrer por meio dos processos de desassimilação ou catabolismo oxidativo (oxidação da matéria orgânica) e fermentativo (fermentação da matéria orgânica). No sistema em estudo tem-se a presença de condições aeróbias nas rizosfera, anóxica em sua vizinhança e anaeróbias nas outras regiões dos leitos cultivados (VON SPERLING, 1996b).

3.11.3.9 Nitrogênio

As formas de nitrogênio inorgânico de maior importância nos leitos cultivados são amônia (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2 ou N_2O_4), gás nitrogênio (N_2) (estes quatro se apresentam no estado gasoso dissolvido), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). As formas orgânicas de maior importância incluem produtos naturais como aminoácidos, aminas, uréia,

purinas e pirimidinas (KADLEC & KNIGHT, 1996). Todas essas formas do nitrogênio são bioquimicamente interconvertíveis e são componentes do complexo ciclo de nitrogênio dos alagados (HUSSAR, 2001).

O nitrogênio para ser removido da solução deve ser convertido em NH_4^+ , a seguir NO_2 e NO_3 e então desnitrificado. A remoção pode ser afetada por fatores limitantes como zona aeróbia, zona anaeróbia, alcalinidade, material orgânico, tempo de resistência hidráulica e de sólidos (HAMMAER & KNIGHT, 1994).

O nitrogênio orgânico entra no sistema de forma particulada, é convertido em solúvel pela hidrólise, e daí convertido em amônia também por hidrólise e por bactérias heterotróficas quimiossintetizantes (VON SPERLING, 1996a).

O gás nitrogênio e o óxido nitroso são quase que completamente inertes em se tratando de eutrofização e toxicidade das plantas (o óxido nitroso é um produto intermediário da desnitrificação) (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A amônia é a forma de nitrogênio mais reduzida, pode estar presente como amônia molecular ou ionizada (NH_4^+), sendo que este equilíbrio na água depende da temperatura e do pH (VON SPERLING, 1996a)

Nos alagados construídos e expostos à temperatura médias de 25°C e pH próximo de 7, predomina a forma de nitrogênio e o NH_4^+ . Nos leitos cultivados a remoção pode ser através da troca de cátions com detritos, sedimentos inorgânicos e meio suporte. As macrófitas e as bactérias autótrofas têm preferência por esta forma de nitrogênio. A amônia não ionizada é quimicamente reduzida, portanto, pode ser prontamente oxidada em águas naturais, resultando em consumo significativo de oxigênio, além de ser tóxica a muitas formas de vida aquática (KADLEC & KNIGHT, 1996).

O nitrato é a forma de nitrogênio de maior estado de oxidação presente nos sistemas de alagados. É um nutriente essencial para muitos organismos autótrofos fotossintéticos, porém em excesso conduz as águas superficiais à eutrofização (TROTTER et al., 1994).

Nos leitos cultivados, o nitrogênio é mobilizado pelos processos físicos de decantação e suspensão de partículas, deposição a partir da atmosfera, difusão das formas dissolvidas, assimilação e translocamento pelas plantas, volatilização da amônia, adsorção de nitrogênio solúvel pelo meio suporte, liberação através de sementes, migração de microrganismos e acumulação resultante do decaimento da planta (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Os principais processos de transformação química do nitrogênio ocorridos nos leitos cultivados são a amonificação, nitrificação, desnitrificação, fixação biológica e assimilação (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Amoniação é a transformação do nitrogênio orgânico em amônia, com liberação de energia. Os microrganismos responsáveis pela decomposição são bactérias, fungos de diversos gêneros e actinomicetos. Esse processo de decomposição pode ser tanto aeróbio como anaeróbio, depende do organismo considerado (MALAVOLTA, 1976). A temperatura ideal varia entre 40 e 60 °C e o pH ótimo está entre 6,5 e 8,0 (KADLEC & KNIGHT, 1996; TROTTER et al., 1994).

A nitrificação é o processo biológico de oxidação da amônia. É o principal mecanismo de transformação da amônia nos leitos cultivados, cuja transformação acontece mesmo em ambientes com baixas concentrações de oxigênio (KADLEC & KNIGHT, 1996; TROTTER et al. 1994). As bactérias nitrificadoras responsáveis da amônia são autótrofas obrigatórias e quimissintetizantes. Sua principal fonte de carbono para a biossíntese dos componentes celulares é o gás carbono e a energia vem da oxidação da amônia em formas mineralizadas (VON SPERLING, 1996b; MALAVOLTA, 1976). A velocidade da nitrificação é desprezível quando o NH_4^+ é oxidado, formando o ácido nítrico que diminui o pH até que o ácido nítrico comece a sofrer a reação de transformação para NO_2^- e NO_3^- (HAMMER & KNIGHT, 1994; MALAVOLTA, 1976). A temperatura ideal para a nitrificação está entre 25 e 30 °C (VICTORIA et al., 1992; MALAVOLTA, 1976).

O nitrato na desnitrificação é reduzido para nitrogênio gasoso num processo de redução bioquímica (VICTORIA et al. 1992). Nas várzeas naturais e leitos cultivados, a desnitrificação microbiana é o mecanismo mais eficiente na remoção do nitrogênio, gerando nitrogênio gasoso (N_2 , produto dominante), óxido nitroso (N_2O) e óxido nítrico (NO) (HAMMER & KNIGHT, 1994). pH acima de 7,0 favorece a liberação de N_2 , enquanto que valores abaixo de 6,0, favorece a liberação de óxidos de nitrogênio (VICTORIA te al., 1992). Temperaturas entre 25 a 65 °C estão na faixa ótima para a desnitrificação. Variações da temperatura tanto para cima como para baixo, diminuem a velocidade do processo (HAMMER & KNIGHT, 1994; MALAVOLTA, 1976).

A fixação biológica é um processo onde ocorre a redução de gás nitrogênio a amônia, realizada por bactérias autotróficas ou heterotróficas, algas e plantas evoluídas em condições anaeróbias.

São vários os processos biológicos de conversão de nitrogênio inorgânico a compostos orgânicos, os formadores das células e tecidos nas plantas superiores, algas e microrganismo. A absorção de nitrato pelas plantas dos leitos cultivados na maioria das vezes é menos favorecida que a absorção de íons de amônio. As macrófitas utilizam para converter o nitrogênio oxidado nas formas utilizáveis. A produção destas enzimas diminui quando o íon amônio está presente (KADLEC & KNIGHT, 1996; TROTTER et al., 1994).

A biota (macrófitas, microfauna e microflora) presentes nos leitos cultivados de escoamento subsuperficial, absorve nitrato e íon amônio das águas residuárias. As formas de nitrogênio liberadas na coluna d'água pela decomposição da biota são presumivelmente nitrogênio orgânico e íon amônio; a maior parte do nitrogênio orgânico liberado é prontamente hidrolisada por processos químicos ou microbiológicos, sendo transformada em amônia (KADLEC & KNIGHT, 1996). A decomposição da biota na superfície do meio, suporte dos leitos em contato com a atmosfera, favorece a ocorrência de processos oxidativos como a nitrificação (HUSSAR, 2001)

3.11.3.10 Fósforo

As principais fontes de fósforo são o solo, detergentes, fertilizantes, despejos industriais e esgotos domésticos, e efluentes de confinamento de animais (OLIVEIRA, 1993)

O fósforo é vital para o metabolismo animal, vegetal e protista, é tão importante que a maioria dos processos metabólicos de qualquer organismo é dependente da presença desse elemento (TSAI & ROSSETTO, 1992).

O fósforo não apresenta problemas de ordem sanitária nas águas de abastecimento, mas é o constituinte do efluente que mais está associado à eutrofização das águas superficiais. É um nutriente essencial para o crescimento das algas (VON SPERLING, 1996b).

O fósforo presente nas águas residuárias pode ser classificado como:

a) ortofosfato – estão diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversão nas formas mais simples, e tem como fontes principais, o solo detergente, fertilizantes, despejos industriais e esgoto doméstico.

b) polifosfato – são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo. São transformados em ortofosfato pelo mecanismo da hidrólise

c) fósforo orgânico – normalmente de menor importância nos esgotos típicos, mas podem ser importantes em águas residuárias industriais e lodos oriundos do tratamento de esgotos. Nos corpos d'água receptores e no tratamento de esgotos, o fósforo orgânico é convertido a ortofosfato (VON SPERLING, 1996b; MALAVOLTA, 1976).

O fósforo reativo solúvel é assimilado pelas plantas e convertido a fósforo orgânico estrutural que pode voltar à forma solúvel se a matriz orgânica é oxidada. O estoque e a translocação de fósforo nos tecidos das plantas varia sazonalmente (MITCHELL et al., 1995)

A quantia de fósforo nos leitos de escoamento subsuperficial é igual à soma de fósforo dissolvido e suspenso nas águas residuárias. É removido dos leitos basicamente por sedimentação de fósforo particulado e adsorção de fósforo solúvel. O desempenho de remoção aí ocorrida é quase que independente da temperatura, mas é dependente do pH e também tem um padrão sazonal evidente, por causa da translocação de nutrientes para os rizomas, realizado por algumas espécies (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A entrada do fósforo nos leitos se dá com o fluxo de alimentação e por deposição atmosférica e sai da dos leitos com o fluxo de saída e por liberação gasosa de PH₃ (KADLEC & KNIGHT, 1996). O fósforo pode tornar-se disponível no leito através de desorção, reversão de ligação química ou difusão através da solução (MANSOR, 1998)

A retirada de fósforo pelas plantas pode ser significativa em sistemas de baixa-taxa e fluxo superficial quando a colheita da vegetação e a remoção são práticas rotineiras. A vegetação utilizada nos leitos cultivados não é considerada fator significante na remoção de fósforo (REED et al., 1995).

A adsorção e a precipitação são formas de reação para remoção de fósforo nos efluentes quando ocorre o seu contato com um volume significante de solo ou sedimentos. As

reações do solo envolvem argila, óxido de ferro, alumínio, componentes de cálcio e pH. Solos com textura fina, alto teor de argila, normalmente têm alto potencial de adsorção, porém, aumentam o tempo hidráulico de resistência. Texturas grosseiras como a brita e a areia, têm baixa capacidade de adsorção do fósforo. Os solos hidromórficos que são ácidos e orgânicos, têm um elevado potencial de adsorção devido à presença de ferro e alumínio (REED et al., 1995). Diante desse fato, a composição do meio suporte nos leitos cultivados de escoamento subsuperficial é importante no que diz respeito à remoção do fósforo pela adsorção. Materiais ricos em alumínio, ferro, carbonato de cálcio e argilas especialmente preparadas, podem ser empregadas para melhorar este mecanismo de remoção (KADLEC & KNIGHT, 1996, COOPER, 1993).

3.11.3.11 Pesquisas realizadas com leitos cultivados

Os chineses provavelmente foram os primeiros a usar as macrófitas no tratamento de águas residuárias, porém, em 1952 na Alemanha, Seidel realizou o primeiro trabalho cientificamente aceito utilizando plantas macrófitas para a remoção de fenol por *Scirpus lacustris*, utilizando brita como meio de suporte (WOOD & McATAMNEY, 1994). Seidel, posteriormente, realizou outros experimentos com leitos cultivados usando brita como meio de suporte e macrófitas emergentes *Phragmites australis*, *Íris ssp.*, *Schoenoplectus*, *Typha ssp* (HEGEMANN, 1996).

Também na Alemanha, Kichuth, na década de setenta, utilizou leitos cultivados preenchidos com solo de alta qualidade de silte e cultivados com *Phragmites australis* para tratar efluentes municipais (HEGEMANN, 1996; WOOD & McATAMNEY, 1994).

A partir dos estudos de Wolverton (1988), os leitos cultivados tornaram-se populares nos Estados Unidos, onde o pesquisador testou o uso de tanque séptico associado aos leitos cultivados no tratamento de efluentes de casas isoladas, na Agência Espacial Norte Americana (NASA).

Existem atualmente na Europa, aproximadamente mil instalações de tratamento baseadas nos sistemas naturais servindo grupos de 5 a 1000 habitantes, tendo o leito cultivado de fluxo subsuperficial em solo ou brita como material de suporte (HEGEMANN, 1996).

O sistema projetado por ROSTON (1994), tratou o esgoto doméstico usando brita de 4 a 6 cm de diâmetro. Neste trabalho foram avaliados os resultados usando dois leitos cultivados, um com *Typha latifolia* e um outro sem cultivo no tratamento do efluente do tanque séptico já existente na propriedade. Foram avaliados os afluentes e os efluentes do leito cultivado e do leito não cultivado (testemunha), durante seis meses e os dados obtidos estão apresentados no quadro 4.

Quadro 4 – Avaliação dos afluentes e dos efluentes do leito cultivado e não cultivado (testemunha), durante seis meses.

| Leito Cultivado | Afluente | Efluente | Redução % |
|----------------------------------|-----------------|-----------------|-----------|
| DBO (mg/L) | 165 | 13 | 92 |
| NTK (mg/L) | 38 | 10 | 74 |
| Coliformes Fecais NMP/100mL | 5×10^4 | 3×10^4 | 94 |
| Leito não Cultivado (testemunha) | Afluente | Efluente | Redução % |
| DBO (mg/L) | 165 | 62 | 62 |
| NTK (mg/L) | 38 | 26 | 32 |
| Coliformes Fecais NMP/100mL | 5×10^4 | 3×10^4 | 94 |

Adaptado: VALENTIM 1999.

ROSTON (1994) concluiu que o tanque séptico e leitos cultivados com macrófitas de fluxo sub-superficial é um conjunto eficiente e de baixo custo para tratamento de esgoto doméstico de áreas rurais e de pequenas propriedades.

No Brasil poucos são os trabalhos que utilizam leitos cultivados com macrófitas. SOUZA & BERNARDES (1996) trataram o esgoto doméstico de uma comunidade próxima a Brasília/DF, combinando um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) seguido de tratamentos utilizando leitos cultivados de fluxo sub-superficial com *Typha latifolia*. Os três leitos foram operados em série. O resultado apresentado pelo sistema foi uma remoção de 63% na DQO, 54% para o NTK e remoção de 40% para o fósforo total, com um tempo de detenção total do sistema de 65,4 horas.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Composição e manejo do rebanho leiteiro da EAIFI/MG

A Unidade Educativa de Produção (UEP) de Bovinocultura leiteira da Escola Agrotécnica Federal de Inconfidentes/MG (EAIFI/MG), Sul de Minas Gerais, está localizada na rodovia MG 290 km 49 município de Inconfidentes, Minas Gerais. O quadro 5 enumera a composição do rebanho e suas respectivas categorias animais.

Quadro 5 – Composição do rebanho leiteiro da UEP da EAIFI/MG.

| Categoria Animal | Numero de animais |
|---|-------------------|
| Vacas em Lactação | 45 |
| Vacas não Lactantes | 15 |
| Novilhas – 12 a 15 meses de idade | 12 |
| Bezerras Maiores – 06 a 12 meses de idade | 13 |
| Bezerras Menores – até 06 meses de idade | 15 |

Fonte: Controle de registros da Associação dos Criadores de Gado Holandês de Minas Gerais.

O total de animais acima descritos, são todos da raça holandês preto e branco (HPB), registrados na Associação dos Criadores de Gado Holandês de Minas Gerais (ACGHMG).

Este rebanho leiteiro é manejado em regime de confinamento. As vacas lactantes são ordenhadas duas vezes por dia. O intervalo da primeira para a segunda ordenha é de onze horas e da segunda para a primeira ordenha do dia seguinte, de treze horas.

Na UEP de bovinocultura leiteira da EAIFI/MG, as instalações usadas diretamente para a produção leiteira são:

- curral de espera, local onde as vacas leiteiras são alimentadas e permanecem o tempo suficiente para a realização das ordenhas;
- sala de ordenha, equipada com ordenhadeira mecânica, tipo espinha de peixe, com circuito fechado (o leite ordenhado, segue diretamente para o resfriador), com capacidade para ordenhar 8 vacas simultaneamente, lavadas com água pressurizada logo após cada ordenha. Deste modo, o efluente bruto oriundo da sala de ordenha também é produzido duas vezes por dia;
- sala de leite, para armazenamento e resfriamento do leite ordenhado, com dois tanques de expansão com uma capacidade total de 2500 litros por dia.

4.2 Local de implantação do projeto piloto

A figura 4 mostra a área escolhida para implantação da ETE piloto, um terreno de topografia levemente ondulada de LATOSSOLO VERMELHO Distrófico bastante comum na região.



Figura 4 - Área escolhida para a implantação do projeto piloto

4.3 Descrição do Experimento

O projeto da ETE, piloto para tratamento de efluente bruto implantado no Sítio Nossa Senhora da Conceição que fica próximo a UEP de bovinocultura leiteira da EAIFI/MG, tem condições tanto topográficas como climáticas idênticas, e foi dimensionada para tratar 10 % do volume real do efluente produzido pelo rebanho leiteiro manejado na UEP de bovinocultura da EAIFI/MG que produz em média 4 m³ de águas residuárias por dia.

O sistema implantado era composto por 3 unidades, sendo uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e um pós tratamento utilizando um leito cultivado (“*constructed wetland*”).

Conforme as coletas anteriores das amostras do efluente real produzido na UEP de bovinocultura leiteira da EAIFI/MG e analisadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), a proporção adotada para o projeto piloto foi uma carga de 9,60 kg de fezes frescas de vacas leiteiras, coletadas diretamente na sala de ordenha da UEP da EAIFI/MG, diluídas em 400 litros de água. A figura 5 ilustra de forma prática a coleta de fezes frescas da sala de ordenha que serão diluídas e transformadas em efluente bruto de sala de ordenha de bovinocultura.



Figura 5 – Forma e coleta de fezes frescas das vacas leiteiras após as ordenhas

As coletas de dejetos eram realizadas na sala de ordenha logo após o término das ordenhas e a saída das vacas leiteiras nos períodos da manhã e à tarde, conforme o manejo diário dessas vacas, realizados na UEP.

As fezes frescas depois de coletadas eram levadas até à ETE piloto e diluídas em um tanque plástico usado para simular o processo de lavagem da sala de ordenha, onde eram diluídas e transformadas em efluente bruto líquido. Depois de dissolvido no tanque plástico, o efluente bruto líquido era lançado no sistema da ETE piloto, sendo metade da carga projetada (4,80 kg de fezes frescas dissolvidas em 200 litros de água) pela manhã e a outra metade, à tarde, fato que simulava as duas lavagens diárias realizadas nas instalações ao término de cada ordenha, e de acordo com o manejo do rebanho leiteiro na UEP de bovinocultura leite da EAFI/MG. A quantidade de fezes diluídas foi calculada após análises do efluente da sala de ordenha e comparadas as diluições efetuadas no tanque plástico da ETE piloto. O tempo total de detenção (TDH) em toda ETE piloto era para 44,8 dias.

A ETE piloto está esquematizada na figura 6 abaixo.

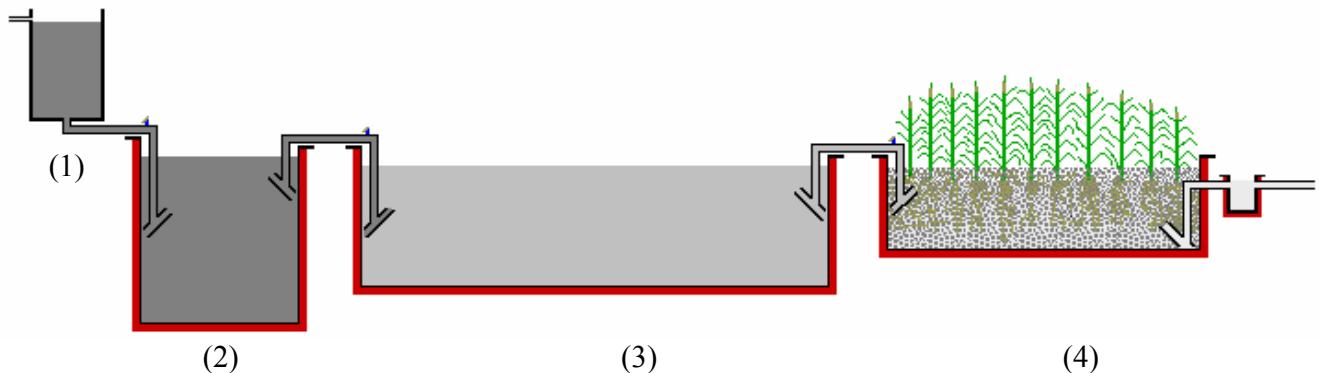


Figura 6 – Esquema da ETE Piloto implantada

A ETE piloto implantada foi formada por:

(1) Tanque plástico, com capacidade para 200 litros d'água captada nas nascentes do Sítio Nossa senhora da Conceição, usado para diluir as fezes frescas de vacas leiteiras coletadas na sala de ordenha da UEP. Após a diluição das fezes no tanque plástico, por gravidade, o esfluente líquido bruto era lançado na lagoa anaeróbia. O tempo médio para o esvaziamento do tanque plástico era de 10 minutos, baseado no tempo real gasto para a lavagem da sala de ordenha na UEP da EAIFI/MG. O encanamento de lançamento de efluentes que interliga as lagoas é de PVC de 50 mm.

(2) Lagoa anaeróbia, dimensionada com 0,90 m de largura, 1,50 m de comprimento e 1,60 m de profundidade. A capacidade total da lagoa era de 2,16 m³ e um tempo de detenção (TDH) de 5,40 dias.

(3) Lagoa facultativa, projetada e dimensionada com 2,0 m de largura, 6,0 m de comprimento e 1,20 m de profundidade. Construída com uma capacidade total de 14,40 m³ e TDH de 36 dias.

(4) Leito cultivado, largura 1,60m, comprimento 3,40 m e profundidade de 0,60m. O regime adotado foi o de fluxo subsuperficial. A profundidade útil do leito era de 0,50 m. Como o índice de vazios do meio suporte (brita nº.2) é de aproximadamente 0,50, o volume útil do leito cultivado era de 1,36 m³. Esse volume foi responsável por um tempo de detenção de 3,4 dias.

A figura 7a mostra a ETE piloto implantada no Sítio Nossa Senhora da Conceição, composta por: (1) tanque plástico usado para diluição das fezes frescas de vacas leiteiras; (2) lagoa anaeróbia; (3) lagoa facultativa e (4) leito cultivado.

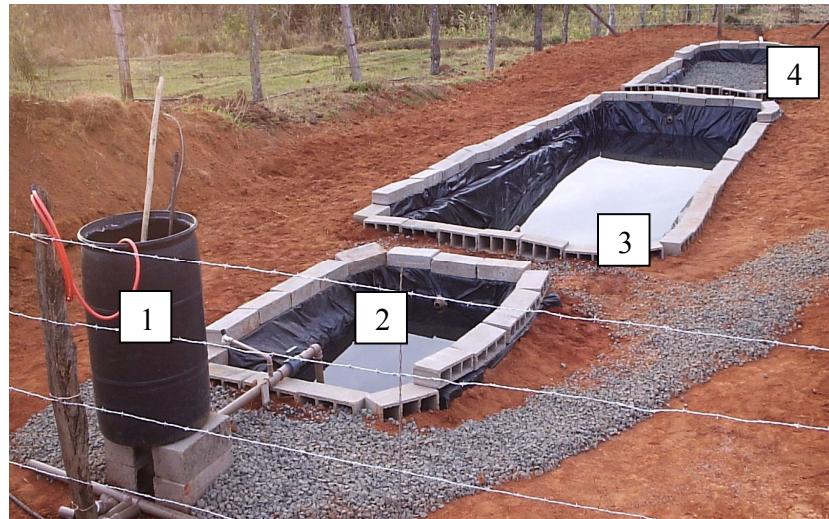


Figura 7a - ETE piloto implantada no Sítio Nossa Senhora da Conceição

4.3.1. Tanque Plástico (1)

O efluente bruto lançado na ETE piloto foi caracterizado a partir de amostras reais coletadas no encanamento de saída de efluente da sala de ordenha e analisadas no Laboratório de Saneamento da FEAGRI. Diante dos resultados da composição das amostras reais de efluentes brutos, foi calculada a quantidade de fezes frescas em kg por dia que foram diluídas e transformadas em efluente bruto, similar ao produzido pelo rebanho real da EAFI/MG e daí lançado na ETE piloto.

Os dejetos foram coletadas e transportados até a ETE piloto dentro de um balde plástico que também serviu como medida. Esse balde com fezes frescas de vacas leiteiras foi pesado e aferido duas vezes por semana, às terças e sextas feiras.

Depois de coletados e transportados, os dejetos eram diluídos no tanque plástico (figura 7b) que já se encontrava cheio d'água. Com o auxílio de um bastão de madeira (cabo de enxada), a diluição era homogeneizada e em seguida, um registro de gaveta que fez parte do encanamento de saída do tanque, era aberto e o efluente diluído era lançado para o tanque

anaeróbio por gravidade. O processo de mistura era repetido várias vezes durante o esvaziamento do tanque plástico.

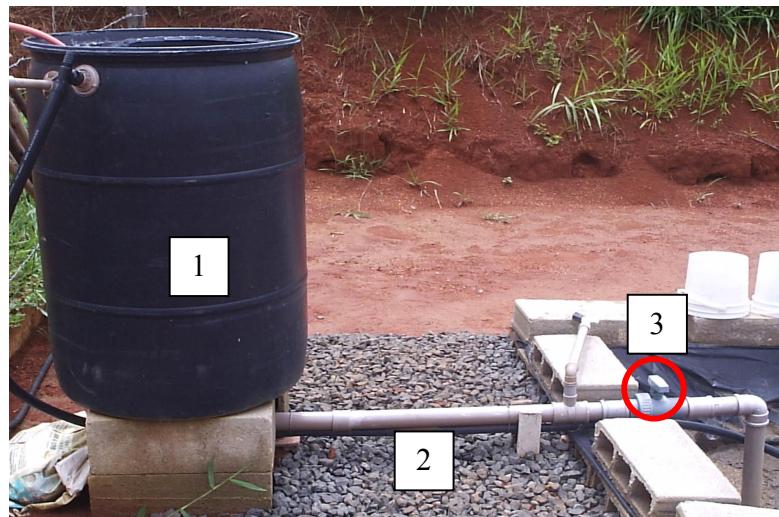


Figura 7b - Tanque plástico usado na diluição de dejetos e lançamento de efluentes

Este conjunto é formado por: (1) tanque plástico; (2) o encanamento de saída do efluente bruto e (3) no destaque, o registro para controle de lançamento e fechamento do fluxo do efluente do tanque plástico para a lagoa anaeróbia.

4.3.2 Lagoa Anaeróbia

Foi aberta uma valeta acima e de forma transversal ao posicionamento das lagoas da ETE piloto que funcionou como proteção contra a entrada das águas pluviais.

Depois de dimensionada, locada, e marcada com estacas, a escavação inicial da lagoa anaeróbia contou com o auxílio de uma máquina retroescavadeira para a abertura do buraco principal. O acerto manual foi necessário para respeitar as medidas projetadas, evitar as irregularidades nas paredes laterais e no fundo da lagoa, que também ajudou na proteção da lona plástica contra furos.

A lagoa anaeróbia foi projetada para uma capacidade de 2,16 m³, (largura – 0,90 m, comprimento – 1,50 m e profundidade de 1,60m). O TDH era de 5,4 dias.

A próxima etapa para dar seqüência à construção da ETE piloto foi forrar com uma lona plástica preta de 150 micras de espessura para proteger o solo. Para a fixação da lona plástica, proteção das lagoas contra a entrada de enxurradas e também para aumentar a altura das bordas para dar mais segurança contra vazamentos e transbordamentos dos efluentes, foram usados blocos de cimento de 0,20 cm de largura.

O efluente bruto do tanque plástico é lançado na lagoa anaeróbia por um sistema de canos de PVC com 50 mm de diâmetro. As barras em forma de “T” invertido foram perfuradas na sua parte inferior para uma distribuição difusa e mais uniforme do lançamento do efluente bruto na lagoa anaeróbia.

Para colar as peças que compõem as partes do encanamento de lançamento dos efluentes, foi usada uma cola específica para encanamento de PVC. A fixação das partes do encanamento com a lona plástica que está forrando os tanques, foi utilizado silicone acético incolor, para evitar vazamentos entre as partes do encanamento e a lona plástica nas paredes laterais das lagoas.

A figura 8 detalha o formato do encanamento e o local de lançamento do efluente bruto na lagoa anaeróbia, realizado 30 cm abaixo do nível da lagoa.



Figura 8 – Formato do encanamento e o local de lançamento do efluente na lagoa anaeróbia.

4.3.3 Lagoa Facultativa

A construção da lagoa facultativa seguiu as mesmas etapas, princípios e procedimentos da lagoa anaeróbia.

O efluente da lagoa anaeróbia era lançado para a lagoa facultativa aproveitando a declividade natural do terreno.

O formato do “T” invertido do encanamento para a entrada e saída do efluente é semelhante para todas as lagoas. Os canos também foram perfurados na sua parte inferior para melhor distribuição e captação dos efluentes.

A figura 9 mostra o encanamento de entrada e a figura 10 o encanamento de saída do efluente na lagoa facultativa, em torno de 30 cm abaixo do nível projetado para o efluente da lagoa.



Figura 9 – Detalhe do encanamento de entrada da lagoa facultativa



Figura 10 – Detalhe do encanamento de saída da lagoa facultativa.

4.3.4 Leito Cultivado

O leito cultivado foi a terceira e ultima etapa do projeto piloto proposto para tratamento de efluente bruto oriundo de salas de ordenha de confinamentos de vacas leiteiras.

Os princípios, normas e aferições de construção do leito cultivado, acompanharam os mesmos requisitos das lagoas anteriores.

Considerando que a profundidade útil do leito cultivado era de 0,50 m (fluxo subsuperficial), que o meio suporte é brita nº. 02 que ocupou em torno de 50% do volume do leito, o volume útil e real do leito cultivado é de $1,36 \text{ m}^3$

O encanamento de captação do efluente do leito cultivado foi diferente dos sistemas de saída de efluente das lagoas anaeróbia e facultativa, sendo a saída localizada na parte inferior do leito.

A figura 11 mostra a localização e os detalhes do encanamento projetado para a captação do efluente do leito cultivado.



Figura 11 – Localização e detalhe do encanamento de saída do leito cultivado.

Para facilitar a coleta de amostras do efluente do leito cultivado para as análises, foi instalada na saída, do lado de fora do leito, uma caixa de PVC redonda usada na construção civil como caixa de gordura (figura 12), que também facilitou o encaixe dos encanamentos de saída, e o de descarte do efluente tratado, na várzea da propriedade onde foi implantada a ETE piloto.

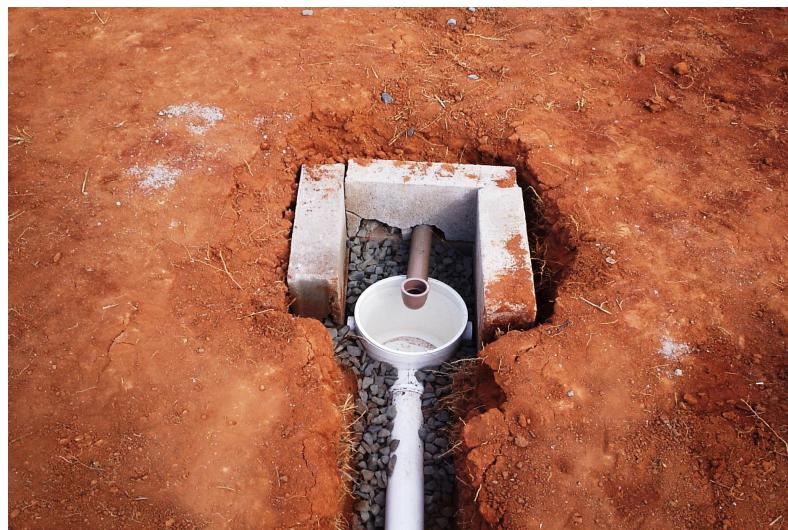


Figura 12 – Local de instalação e detalhe do posicionamento da caixa de gordura.

Após o término da construção e da fase de acabamento do leito cultivado, iniciou-se o plantio da macrófita *Typha ssp*. O fluxo do leito cultivado foi projetado para subsuperficial, então foi aberto um sulco na brita em torno de 10 cm de profundidade para que as raízes das mudas de taboa ficassem em contato direto com o efluente desde o início do transplante, como mostra a figura 13.



Figura 13 – Detalhe do sulco e transplante das mudas de taboa.

As mudas foram transplantadas com um espaçamento entre plantas de 30 cm e entre linhas de 45 cm, perfazendo um total de 40 mudas transplantadas no leito cultivado, mostradas em detalhe na figura 14.



Figura 14 – Leito cultivado com as mudas de taboa transplantadas.

Imediatamente após o transplante das mudas de taboa, o leito cultivado foi e permaneceu inundado por um período de oito dias para favorecer o "pegamento" das mudas.

Decorridos os oito dias de inundação, o volume do efluente do leito cultivado voltou ao normal (10 cm abaixo do nível do meio suporte), conforme o tipo de fluxo projetado.

4.4 Coleta de Amostras

Durante os 280 dias de observação e análise do comportamento da ETE piloto, foram coletadas 11 amostras nos pontos de coleta (figura 15) e datas (quadro 6), conforme agendamento e disponibilidade do Laboratório de Saneamento da FEAGRI, de forma aleatória.

Quadro 6 - relação do numero de coletas, o tempo de operação da ETE piloto e as datas que as amostras foram coletadas e enviadas ao Laboratório de Saneamento da FEAGRI:

| Ordem de Coleta | Tempo de Operação da ETE piloto (dias) | Data de Coleta e Envio das Amostras |
|-----------------|--|-------------------------------------|
| 1 ^a | 48º | 19/09/2006 |
| 2 ^a | 103º | 13/11/2006 |
| 3 ^a | 140º | 20/12/2007 |
| 4 | 168º | 17/01/2007 |
| 5 ^a | 181º | 30/01/2007 |
| 6 ^a | 208º | 26/02/2007 |
| 7 ^a | 218º | 08/03/2007 |
| 8 ^a | 232º | 22/03/2007 |
| 9 ^a | 253º | 12/04/2007 |
| 10 ^a | 267º | 26/04/2007 |
| 11 ^a | 280º | 09/05/2007 |

As amostras para análises dos efluentes da ETE piloto foram coletadas nos pontos em destaque, localizados no encanamento de entrada de cada lagoa, antes de cada registro do ponto respectivo conforme mostra a figura 15 abaixo.

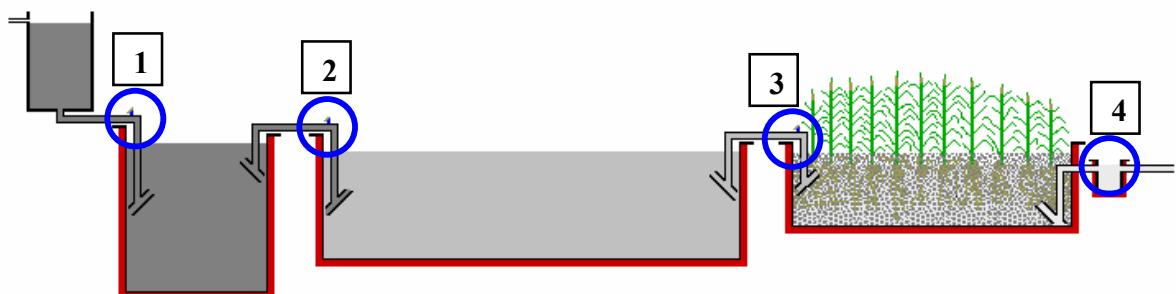


Figura 15 – Pontos de coletas de amostras na ETE piloto

Ponto nº. 1 as amostras coletadas foram de efluente bruto na saída do tanque plástico. Ponto nº. 2 foram coletadas as amostras de efluente da lagoa anaeróbia. Logo em seguida, no ponto nº. 3 foram coletadas as amostras do efluente da lagoa facultativa e por último, as amostras de efluentes do leito cultivado foram coletadas no ponto de nº. 4.

A figura 16 mostra em detalhe o registro para abrir e controlar a vazão de lançamento do efluente bruto no tanque anaeróbio. As amostras do efluente bruto foram coletadas na torneira lateral também em destaque no encanamento principal.



Figura 16 – Tanque plástico com registro e a torneira lateral para coleta de amostras

A figura 17 mostra o local e a forma de coleta das amostras do efluente da lagoa anaeróbia. Com o registro fechado, uma torneira lateral ao encanamento principal era aberta e as amostras coletadas.



Figura 17 – Coleta da amostra de efluente da lagoa anaeróbia.

Utilizando-se dos mesmos procedimentos, a coleta de amostras do efluente da lagoa facultativa ilustrada na figura 18, eram coletas manejando o registro e a torneira lateral.



Figura 18 – Ponto e forma de coleta do efluente da lagoa facultativa

O último ponto, detalhado na figura 19 foi projetado para coleta do efluente do leito cultivado.



Figura 19 – Coleta de amostras do efluente do leito cultivado

4.5 Parâmetros e freqüência de análises

Os parâmetros analisados foram DQO, sólidos: ST, SVT e SFT, nitrogênio, fósforo, pH e turbidez.

As amostras eram coletadas em frascos de vidros previamente limpos, higienizados e identificados com o local e a data de coleta de cada amostra, conservadas em caixas de isopor com gelo. Os parâmetros e a metodologia das análises foram feitas de acordo com o Standard Methods.

4.6) Controle de larvas na lagoa anaeróbia

Como opção para o controle da quantidade bastante significativa de larvas de insetos, na lagoa facultativa e com orientação dos técnicos de piscicultura da UEP da EAFL/MG, foram soltas na lagoa, 50 tilápias da variedade tailandesa com peso vivo médio de 38 g.

5. RESULTADOS

5.1 Caracterização do efluente produzido na UEP de bovinocultura leite da EAIFI/MG

Foram coletadas 14 amostras do efluente bruto oriundo da sala de ordenha da UEP de bovinocultura leite da EAIFI/MG, uma de manhã e outra a tarde, durante 7 dias, no encanamento de saída da sala de ordenha e analisadas no Laboratório de Saneamento da FEAGRI. Os resultados médios encontrados são apresentados no quadro 7.

Quadro 7 - Valores médios das amostras do efluente bruto oriundo da sala de ordenha da UEP de bovinocultura leite da EAIFI/MG.

| Parâmetros | Média |
|------------------|-------|
| DQO (mg / litro) | 1100 |
| ST (mg / litro) | 3585 |
| SVT (mg / litro) | 2814 |
| SFT (mg / litro) | 600 |

5.2 – Comparativo entre Produção Leiteira e Produção de Efluentes na UEP de bovinocultura leite da EAIFI/MG

Os dados coletados no programa de controle zootécnico da UEP de bovinocultura leite da EAIFI/MG e apresentados no quadro 8 permite comparar a produção leiteira e a produção de dejetos entre os meses de maio de 2006 a abril de 2007.

Quadro 8 – Quadro comparativo entre a produção leiteira e a produção de dejetos no período de 01/05/2006 até 30/04/2007 na UEP de bovinocultura leite da EAFI/MG.

| Produção de Leite X Produção de Dejetos | |
|---|--------------------------|
| Produção média leite: | Produção média dejetos: |
| Vaca / dia = 21,30 kg | Vaca / dia = 88,88 kg |
| Rebanho / dia = 950 kg | Rebanho / dia = 4.000 kg |
| Rebanho / ano = 350.000 kg | Rebanho / ano = 1046 ton |

Fonte: Controle Zootécnico da UEP, Maio/2007.

Comparadas às produções mostradas no quadro 7 conclui-se que a UEP produziu de 01/05/2006 até 30/04/2007 em média 4,7 vezes mais dejetos do que leite neste ano. Diante deste resultado, a implantação de uma ETE na UEP de bovinocultura leite da EAFI/MG tornou-se de fundamental importância.

5.3 Lagoa anaeróbia

O primeiro lançamento de efluente bruto ocorreu no dia 02 de agosto de 2006 e a aparência deste lançamento foi registrada na figura 20.



Figura 20 – Aparência geral do primeiro lançamento de efluente na lagoa anaeróbia

Nos primeiros dias do mês de outubro de 2006 verificou-se a presença de sólidos flutuantes na lagoa anaeróbia. Esse material possivelmente é resultado da presença de fibras não digeridas dos alimentos volumosos presentes nos dejetos.

Os alimentos volumosos como pastagens, capineiras, silagens entre outros formam a base da alimentação dos bovinos. São classificados como alimentos volumosos por apresentarem alto teor de fibras (mais de 18% de fibra). A quantidade de fibras não digestíveis pelos ruminantes aumenta de acordo com a idade das plantas, ou seja, pastos mais velhos ficam mais maduros, as fibras de celulose (digeridas pelos ruminantes) se transformam em fibras de lignina (não digeridas pelos bovinos), aumentando ainda mais a quantidade de fibras não digeridas nos dejetos que possivelmente podem facilitar a formação cada vez maior de sólidos flutuantes na lagoa anaeróbia.

No 130º dia (10/12/2006) de lançamento efetivo de efluente bruto na lagoa anaeróbia, a figura 21 mostra que a quantidade de sólidos flutuantes aumentou ainda mais.



Figura 21 – Quantidade de sólidos flutuantes na lagoa anaeróbia (10/12/2007)

Detalhado na figura 22 que em 12/02/2007 (194º dia de funcionamento da ETE piloto) a quantidade de sólidos flutuantes na lagoa anaeróbia atingiu toda área superficial da

lagoa anaeróbia, com espessura em torno de 20 cm. Diante dos fatos aparentes, a decisão tomada foi de remoção dos sólidos flutuantes presentes na lagoa anaeróbia.



Figura 22 – Aspecto da lagoa anaeróbia no 194º dia de funcionamento da ETE piloto

Em 01/03/2007 no 211º dia de funcionamento da ETE piloto foi realizada a primeira de uma série de seis operações de limpezas para a retirada dos sólidos. Nesta primeira operação foi retirado da lagoa anaeróbia o equivalente a 190 kg de sólidos flutuantes. O total retirado nas seis operações (a ultima limpeza aconteceu em 05/05/2007) somou 840 kg. Amostras destes sólidos flutuantes retirados da lagoa anaeróbia foram coletadas e secas ao sol e o teor de água das amostras coletadas foi em média de 88% de água.

Diante dos dados acima apresentados, conclui-se que desde o 1º lançamento de efluente bruto em 02/08/2006 até o último em 09/05/2007 (280 dias de operação efetiva da ETE piloto) foram diluídos no tanque plástico 2.650 kg de dejetos de vacas leiteiras, e transformados em efluentes brutos para posterior lançamento na lagoa anaeróbia. Desse total de dejetos diluídos e lançados na lagoa anaeróbia, 663 kg (em torno de 25%) dos sólidos lançados flotaram. O efluente bruto lançado na lagoa anaeróbia estava previsto para ser tratado e coberto por uma lâmina d'água, ou seja, em ambiente estritamente anaeróbio. Os sólidos que flutuaram, pesaram em media de 80 kg depois de secos ao sol.

Outra observação que também merece ser destacada foi que a lona plástica, não suportou a exposição ao tempo. A parte da lona que ficou acima do nível do efluente da lagoa

anaeróbia foi substituída outras duas vezes durante o funcionamento da ETE piloto, para evitar que o efluente da lagoa entrasse em contato direto com o solo.

5.4 Lagoa facultativa

Em 15/08/2006 (13 dias após o primeiro lançamento de efluente) a lagoa facultativa conforme mostra a figura 23, apresentou sua primeira alteração aparente, uma quantidade anormal de algas na superfície da lagoa facultativa.



Figura 23 - Presença expressiva de algas no tanque facultativo

Nos dias subseqüentes, houve redução significativa destas algas e a aparência voltou ao normal nos três dias seguintes.

Outro registro a ser feito, foi o aparecimento de significativa quantidade de larvas de moscas e mosquitos na lagoa facultativa em meados do mês de setembro de 2006. Para equilibrar este descontrolado aumento de larvas a opção foi pela soltura de 50 tilápias, numero este orientado pelos técnicos de piscicultura da EAFL/MG.

No dia 04/10/2006 (63º dia de funcionamento da ETE piloto), no mesmo dia em que as tilápias foram soltas na lagoa, por volta das 14 horas, uma tilápia foi encontrada morta e

outra estava com sérias dificuldades de movimentação, fato registrado na figura 24. Completadas as primeiras 24 horas da soltura dos peixes, mais 7 tilápias foram encontradas mortas totalizando 8 peixes mortos no primeiro dia.



Figura 24 - No detalhe, a tilápia (à esquerda), na superfície do tanque facultativo, apresenta sinais de dificuldade para respirar e se deslocar. À direita e abaixo, outra de barriga para cima já estava morta.

Entre os dias 5 e 11 de outubro de 2006, morreram mais 26 tilápias. A partir do dia 12/10/2006, a mortalidade parou.

O número expressivo de tilápias mortas logo nos primeiros dias, foi creditado ao número de peixes soltos e aos baixos teores de oxigênio (O_2) disponíveis na lagoa facultativa, fato comprovado pelo comportamento dos peixes, principalmente em dias nublados, quando as tilápias ficavam na superfície da lagoa, numa atitude característica de oxigenação deficiente. A dificuldade de adaptação das tilápias às condições do novo ambiente a qual foram submetidas, também foram salientadas.

Restaram na lagoa facultativa 16 tilápias vivas, número este que permaneceu inalterado até o dia 26/04/2007.

Passados 10 dias após a soltura dos peixes (13/10/2006), as larvas de moscas e mosquitos encontradas anteriormente na lagoa facultativa, foram plenamente controladas. Os

movimentos característicos das tilápias na captura das larvas e insetos continuaram sendo observados.

A lagoa facultativa suportou bem a carga de efluente da lagoa anaeróbia desde o inicio dos lançamentos (02/08/2006) até meados do mês de abril. A partir de 17/04/2007, a aparência da lagoa facultativa começou a mudar dia a dia, fato registrado na figura 25. O aumento da coloração esverdeada da água da lagoa estava ficando a cada dia mais intenso e visível. Outro fator que alterou de forma acentuada a aparência da lagoa facultativa foi o aumento da quantidade de lodo.



Figura 25 – Alteração na aparência na lagoa facultativa

Em 26/04/2007 (267º dia de lançamento efetivo na da ETE piloto), foi presenciada uma nova mortandade de tilápias como mostra a figura 26.

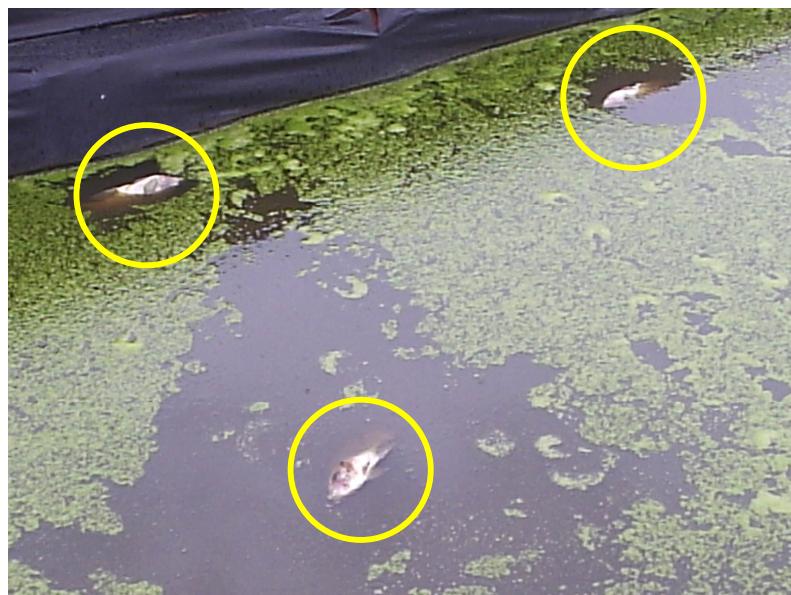


Figura 26 – Tilápias encontradas mortas na lagoa facultativa em 26/04/2007

O reinício das mortes das tilápias veio acompanhado de aumento expressivo de algas e presença ainda maior de lodo, quando comparada com a figura 25 que registrou a aparência da mesma lagoa 9 dias antes.

Um conjunto de fatores (aumento significativo da quantidade de algas e de lodo) somados às mudanças climáticas ocorridas no final do mês abril e início do mês de maio de 2007, com tempo nublado, chuvoso, que resultou em queda brusca e acentuada da temperatura ambiente provocaram diminuição ainda maior da quantidade de oxigênio disponível. Esses fatores somados podem justificar a mortalidade das tilápias.

Depois de contabilizado o número total de peixes soltos em 04/10/2006 e subtraído todas as tilápias que foram encontradas mortas restaram na lagoa facultativa em 09/05/2007, apenas 6 tilápias vivas.

Em 07/05/2007 foi registrado aumento ainda mais significativo da quantidade de algas e lodo na lagoa facultativa. A aparência geral da lagoa estava a cada dia pior.

5.5 Leito cultivado

A unidade de melhor comportamento aparente da ETE piloto foi o leito cultivado, quando comparada as alterações sofridas pelas lagoas anaeróbia e facultativa. O leito cultivado mostrou-se eficiente na sua função e não alterou seu comportamento aparente durante os 280 dias de observação.

O desenvolvimento e a multiplicação das plantas de taboa (*Typha ssp*) transplantadas no leito cultivado estão representados nas figuras 27 e 28.



Figura 27 – Leito cultivado em 01/08/2006.

Em 06/01/2007 foi registrado no leito cultivado (vide destaque) a presença de outras espécies de plantas (figura 28) e também a presença dos cartuchos da inflorescência natural das plantas de taboa.



Figura 28 – Leito cultivado com outras plantas, taboa com cartuchos de florescimento após 158 dias.

O comportamento e a forma predominante de crescimento das plantas de taboa, possivelmente estavam relacionado com a distribuição do efluente da lagoa facultativa no leito cultivado. Com a forma de lançamento e distribuição do efluente no leito cultivado era esperado um crescimento mais uniforme das macrófitas. Os efluentes sendo distribuídos de forma mais homogênea no leito cultivado, os nutrientes carreados por eles, também teriam distribuição mais homogênea.

O que ocorreu na realidade foi um desenvolvimento maior e melhor das plantas nas proximidades do ponto de lançamento do afluente na parte central do leito cultivado. As plantas laterais e mais próximas da saída do leito cultivado cresceram menos.

HUSSAR (2001) usou leito cultivado como pós-tratamento de efluente da suinocultura, oriundos de reator anaeróbio compartimentado e relatou problemas de adaptação das macrófitas no período inicial de monitoramento do sistema, verificando inclusive a necessidade de replantio de várias mudas. Relatou ainda a constatação de fitotoxidez provavelmente por excesso de nitrogênio e também a incidência de necroses nas folhas em decorrência de doenças de origem fúngicas. Foram usadas duas pulverizações com intervalo de 15 dias do fungicida Benlate (Benomyl) para controlar a doença fúngica. Esses fatores relatados resultaram segundo o autor, em um leito cultivado com poucas plantas, de pequeno

porte que não ultrapassaram os 50 cm de altura. Este autor também relatou que houve necessidade da instalação de um segundo leito cultivado e a opção por usar muda de plantas com presença de brotações. Essa forma de transplante melhorou o aproveitamento das mudas e as plantas apresentaram melhor desenvolvimento em relação ao primeiro leito. Pulverizações contra a incidência da mesma doença fúngica também foram necessárias, mas a necrose das folhas provocou a morte das plantas depois de algum tempo. As novas brotações desenvolviam-se bem até uma altura de 15 cm e depois eram atacadas pela necrose, que queimava as folhas desde a ponta até a base, constatando também morte da planta toda. As folhas mortas eram removidas dos leitos na medida do possível, contudo, algumas folhas e principalmente o sistema radicular, eram decompostos progressivamente no leito cultivado e possivelmente podem ser responsabilizados pelo aumento da DBO no efluente do leito. A poda das macrófitas do leito cultivado ocasionou a regeneração com cor verde exuberante, que possivelmente devido a grande quantidade de compostos nitrogenados presentes no efluente tratado ou em tratamento.

Neste trabalho, comparado a (HUSSAR, 2001), as plantas de taboa do leito cultivado não apresentaram problemas de qualquer tipo quanto sua adaptação e também não houve necessidade de replantios ou sinais de fitotoxidez. Não foi aplicado nenhum tipo de defensivo.

VALENTIM (1999) avaliou o sistema de leito cultivado como uma unidade de pós-tratamento ao tanque séptico modificado para tratar águas residuárias oriundas da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI – UNICAMP). As macrófitas *Typha ssp* e *Eleocharis ssp* foram cultivadas em sistema de monocultivo nos leitos cultivados. Houve um lento desenvolvimento das macrófitas e após o primeiro mês de plantio apareceram os primeiros brotos. Desenvolvimento maior ocorreu no segundo mês que coincidiu com o inicio do período das chuvas. A *Typha ssp* foi atacada por duas espécies de lagartas e o *Eleocharis ssp* por uma espécie de besouro. As macrófitas no terceiro mês atingiram o pleno desenvolvimento com a presença das primeiras flores. Especificamente as mudas de *Typha ssp* cresceram dos brotos e as folhas principais do caule transplantado não desenvolveram, porque essas mudas já estavam se preparando para lançar o pendão com nova flor, segundo relata o autor. Na tentativa de atingir maior desenvolvimento das plantas, a lamina d'água do leito foi mantida no seu mais alto nível e o efluente chegou quase a aflorar, porém promoveu desenvolvimento muito mais rápido nas mudas. Esse fator imitou o fenômeno da cheia que provavelmente

estimulou o crescimento das macrófitas e também diminuiu a temperatura da brita que de certo modo poderia retardar o crescimento das plantas. VALENTIM (1999) e MANSOR (1998) também observam tal comportamento para as mesmas espécies.

VALENTIM (1999) destaca o tom verde escuro das folhas com rápido florescimento (menos de 3 meses) como fatores que provavelmente tenham relação com o constante e abundante fornecimento de nitrogênio e fósforo. Segundo MALAVOLTA (1979), o nitrogênio é o responsável pelo verde escuro das folhas e o fósforo pela maturidade, culminando com o florescimento das plantas.

Quanto ao manejo das macrófitas, VALENTIM (1999) não podou as plantas, as folhas secas não foram retiradas e também não houve aplicação de qualquer substância. Durante esse período de avaliação foi constatada a presença de várias espécies de pássaros, abelhas nas flores, aranhas, formigas e plantas invasoras que se instalaram no leito e que foram retiradas para que a presença das invasoras não interferisse na avaliação da unidade.

Quanto ao desenvolvimento das macrófitas, as observações feitas neste trabalho foram semelhantes a VALENTIM (1999). As plantas do leito não sofreram ataque de pragas e quanto ao nível do efluente no leito cultivado, não foi necessária nenhuma alteração. As macrófitas foram manejadas sem nenhum tipo de interferência quanto ao crescimento, desenvolvimento e desempenho da função para as quais foram plantadas.

5.6 Resultados da Analises laboratoriais

No 48º dia de operação da ETE piloto (19/09/2006), as primeiras amostras de efluentes foram retiradas, analisadas e os resultados obtidos, comparados e tabulados. A figura 29 mostra a aparência das amostras de efluentes coletados nos diversos pontos da ETE piloto



Figura 29 – Aparência das amostras dos efluentes coletadas nas unidades da ETE piloto – Frasco (1) amostra da água usada para diluir os dejetos e transformá-los em efluente bruto; frasco (2) amostra de efluente bruto; frasco (3) amostra do efluente da lagoa anaeróbia; frasco (4) amostra do efluente da lagoa facultativa; frasco (5) amostra do efluente do leito cultivado.

Durante os 280 dias de observação do funcionamento da ETE piloto, foram analisadas 11 amostras dos diversos efluentes coletados. As amostras foram analisadas no laboratório de Saneamento da FEAGRI.

Uma seqüência de quadros e figuras gráficas apresenta os resultados das analises das amostras, que foram interpretadas de duas formas:

- 1) Porcentagem da eficiência média de remoção das 3 unidades da ETE piloto (diferença porcentual da concentração do parâmetro analisado no efluente bruto em relação à concentração do mesmo parâmetro no efluente tratado do leito cultivado).

2) Porcentagem da eficiência média de remoção entre as concentrações do parâmetro analisado no afluente, comparado às concentrações do mesmo parâmetro no efluente do leito cultivado.

5.6.1 Fósforo

O quadro 9 apresenta concentrações de fósforo obtidas nas amostras analisadas nas unidades da ETE piloto, durante o período de operação.

Quadro 9 – Concentrações de Fósforo nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação:

| Concentrações de Fósforo nos efluentes (mg/L) | | | | |
|---|----------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Coleta da Amostra (dia) | Efluente Bruto | Efluente da Lagoa Anaeróbia | Efluente da Lagoa Facultativa | Efluente do Leito Cultivado |
| 48°. | 5,70 | 4,30 | 1,38 | 0,38 |
| 103°. | 6,70 | 7,10 | 3,34 | 0,31 |
| 140°. | 5,80 | 6,70 | 4,10 | 0,98 |
| 168°. | 14,00 | 24,20 | 3,05 | 0,61 |
| 181°. | 52,00 | 4,70 | 2,20 | 2,45 |
| 208°. | 13,00 | 10,60 | 5,85 | 2,30 |
| 218°. | 14,90 | 12,30 | 6,45 | 1,65 |
| 232°. | 1,52 | 7,40 | 5,60 | 5,10 |
| 253°. | 14,10 | 7,70 | 6,85 | 4,00 |
| 267°. | 12,90 | 10,30 | 7,50 | 4,60 |
| 280°. | 14,00 | 10,30 | 9,80 | 2,90 |

A figura 30 apresenta em forma de gráfico as concentrações de fósforo obtidas nas amostras analisadas nas unidades da ETE piloto, durante o período de operação da ETE piloto.

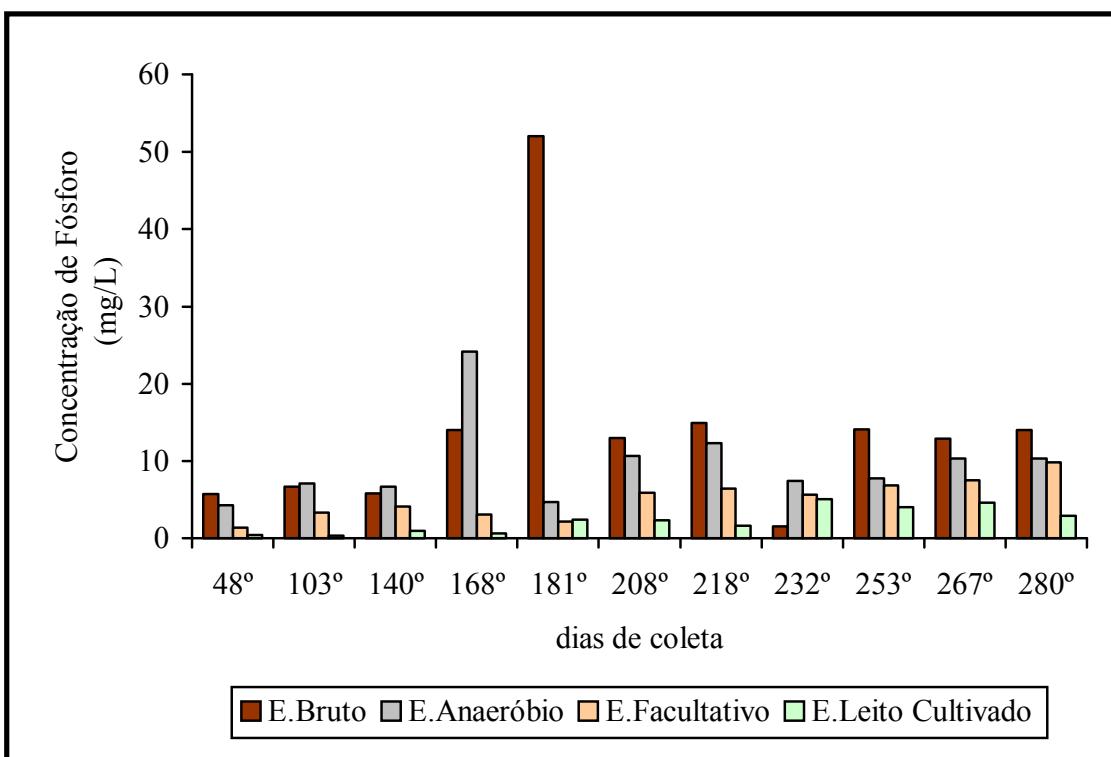


Figura 30 – Representação gráfica das concentrações de Fósforo (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação.

O quadro 10 mostra porcentagem e concentração média de remoção do fósforo na ETE piloto

Quadro 10 - Porcentagem de Remoção de Fósforo na ETE piloto

| Porcentagem de Remoção de Fósforo na ETE piloto | | |
|---|--------------------------|---------------------------------------|
| Concentração | Efluente Bruto (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 14,06 | 2,30 |
| Eficiência de Remoção da ETE piloto (%) | | 83,65 |

Média * = Média aritmética da concentração de fósforo do quadro 9.

O quadro 11 apresenta porcentagem e concentração média de remoção de fósforo no leito cultivado da ETE piloto.

Quadro 11 - Porcentagem de Remoção de Fósforo no leito cultivado

| Porcentagem de Remoção de Fósforo no leito cultivado | | |
|--|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Concentração | Afluente do Leito Cultivado (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 5,10 | 2,30 |
| Eficiência de Remoção do Leito Cultivado % | | 54,95 |

Média * = Média aritmética da concentração de fósforo do quadro 9.

A ETE piloto registrou uma remoção media de fósforo em torno de 83% e somente a unidade de leito cultivado, quando comparado com a carga de fósforo do efluente da lagoa facultativa (5,10 mg/L) contribuiu com uma eficiência de remoção no tratamento secundário de 55%.

A norma da Comunidade Européia (Directive 91/271/EEC) estabelece concentração máxima de 2mg/L de fósforo ou redução mínima de 80% com relação ao afluente para lançamento em corpos receptores. Embora a concentração média do efluente final foi de

2,30mg/L, portanto um pouco acima que o estipulado por essa norma, a redução foi de 83%, o que coloca o efluente final em condições de lançamento em corpos d'água superficiais.

5.6.2 Fosfato

O quadro 12 enumera os valores de concentração de fosfato das análises obtidas na unidades da ETE piloto durante o período de operação e coleta e dados.

Quadro 12 - Concentrações de Fosfato nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação:

| Concentrações de Fosfato nos efluentes (mg/L) | | | | |
|---|----------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Coleta da Amostra (dia) | Efluente Bruto | Efluente da Lagoa Anaeróbia | Efluente da Lagoa Facultativa | Efluente do Leito Cultivado |
| 48°. | 17,50 | 13,30 | 2,24 | 1,14 |
| 103°. | 20,40 | 21,50 | 1,08 | 0,91 |
| 140°. | 19,10 | 20,55 | 12,60 | 3,01 |
| 168°. | 43,10 | 44,80 | 5,50 | 1,87 |
| 181°. | 9,40 | 14,50 | 6,85 | 7,60 |
| 208°. | 39,70 | 32,50 | 18,00 | 6,95 |
| 218°. | 38,60 | 37,70 | 19,75 | 5,00 |
| 232°. | 36,60 | 22,60 | 17,25 | 15,65 |
| 253°. | 43,10 | 23,70 | 21,00 | 12,25 |
| 267°. | 39,50 | 31,70 | 23,00 | 14,15 |
| 280°. | 42,70 | 31,50 | 29,80 | 8,85 |

A figura 31 apresenta em graficamente as concentrações de fosfato resultantes das amostras analisadas nas unidades da ETE piloto, durante o período de operação da ETE piloto.

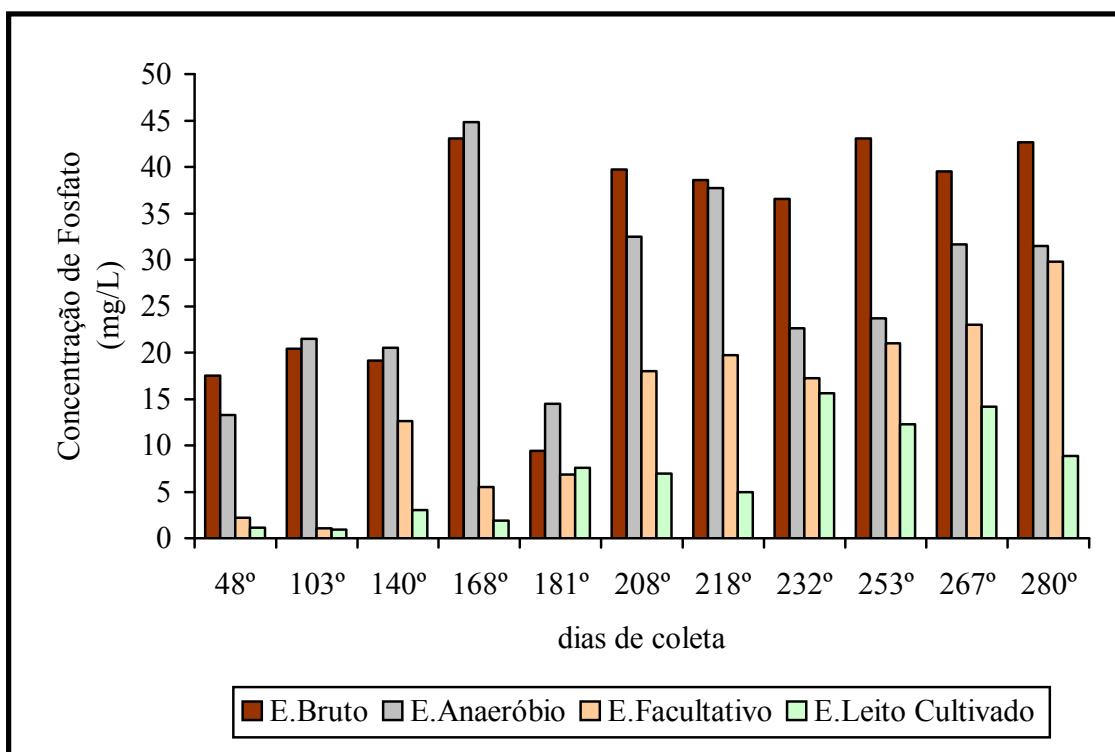


Figura 31 - Representação gráfica das concentrações de Fosfato (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação.

O quadro 13 mostra porcentagem e concentração media de remoção do fosfato na ETE piloto.

Quadro 13 - Porcentagem de Remoção de Fosfato na ETE piloto

| Porcentagem de Remoção de Fosfato na ETE piloto | | |
|---|-----------------------|------------------------------------|
| Concentração | Efluente Bruto (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 31,79 | 7,03 |
| Eficiência de Remoção da ETE piloto (%) | | 77,87 |

Média * = Média aritmética da concentração de fosfato do quadro 12.

O quadro 14 mostra porcentagem e concentração media de remoção do fosfato no leito cultivado da ETE piloto.

Quadro 14 - Porcentagem de Remoção de Fosfato no leito cultivado da ETE piloto

| Porcentagem de Remoção de Fosfato no leito cultivado | | |
|--|------------------------------------|------------------------------------|
| Concentração | Afluente do Leito Cultivado (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 14,28 | 7,03 |
| Eficiência de Remoção do Leito Cultivado % | | 50,74 |

Média * = Média aritmética da concentração de fosfato do quadro 12

O leito cultivado foi usado por HUSSAR (2001), como tratamento secundário para efluentes da suinocultura oriundos de reator anaeróbio compartimentado, e não apresentou remoção do fósforo nas formas de P, P₂O₅ e PO₄ e sim um acréscimo das referidas formas nos leitos cultivados.

Assim os dados obtidos neste trabalho, quando comparados com HUSSAR (2001), mostram que o desempenho desta ETE piloto foi bem mais eficiente.

VALENTIM (1999) estudou um sistema de leito cultivado como etapa de pós-tratamento para um tanque séptico modificado, usado no tratamento de águas residuárias oriundas da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI – UNICAMP). A partir da 11^a semana de avaliação, a remoção do fósforo (P) apresentou tendência de estabilização, o que indica um possível estabelecimento de colônias de bactérias, formação de sedimentos e o desenvolvimento das macrófitas.

SOUZA & BERNARDES (1996) trataram o esgoto doméstico de uma comunidade próxima a Brasília/DF, combinando reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) seguido de tratamento utilizando leito cultivado de fluxo subsuperficial com *Typha latifolia*. O sistema apresentou remoção de 40% para o fósforo total com tempo de detenção total do sistema de 65,4 horas.

Neste trabalho, a eficiência de remoção de fósforo no leito cultivado com TDH de 3,4 dias (81,6 horas) foi em torno de 50 %, resultado mais eficiente, porém com tempo de detenção de 16,2 horas a mais.

5.6.3 Nitrogênio Ammoniacal

O quadro 15 mostra os valores de concentração de amônia obtidos durante a operação da ETE piloto.

Quadro 15 – Concentrações de Nitrogênio Ammoniacal nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação:

| Concentrações de Nitrogênio Ammoniacal nos efluentes (mg/L) | | | | |
|---|----------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Coleta da Amostra (dia) | Efluente Bruto | Efluente da Lagoa Anaeróbia | Efluente da Lagoa Facultativa | Efluente do Leito Cultivado |
| 48°. | 15,00 | 2,30 | 4,50 | 0,50 |
| 103°. | 7,75 | 6,75 | 0,75 | 0,00 |
| 140°. | 15,75 | 9,75 | 3,75 | 0,26 |
| 168°. | 22,50 | 16,75 | 1,50 | 0,21 |
| 181°. | 25,75 | 9,25 | 6,25 | 2,50 |
| 208°. | 22,50 | 22,50 | 2,75 | 1,25 |
| 218°. | 24,75 | 23,75 | 3,25 | 1,00 |
| 232°. | 23,25 | 13,25 | 2,25 | 1,00 |
| 253°. | 22,75 | 9,75 | 2,50 | 1,50 |
| 267°. | 16,50 | 16,00 | 5,00 | 1,25 |
| 280°. | 15,75 | 14,00 | 8,00 | 2,00 |

A figura 32 apresenta em forma de gráfico as concentrações de nitrogênio amoniacal obtidas nas amostras analisadas nas unidades da ETE piloto, durante o período de operação da ETE piloto.

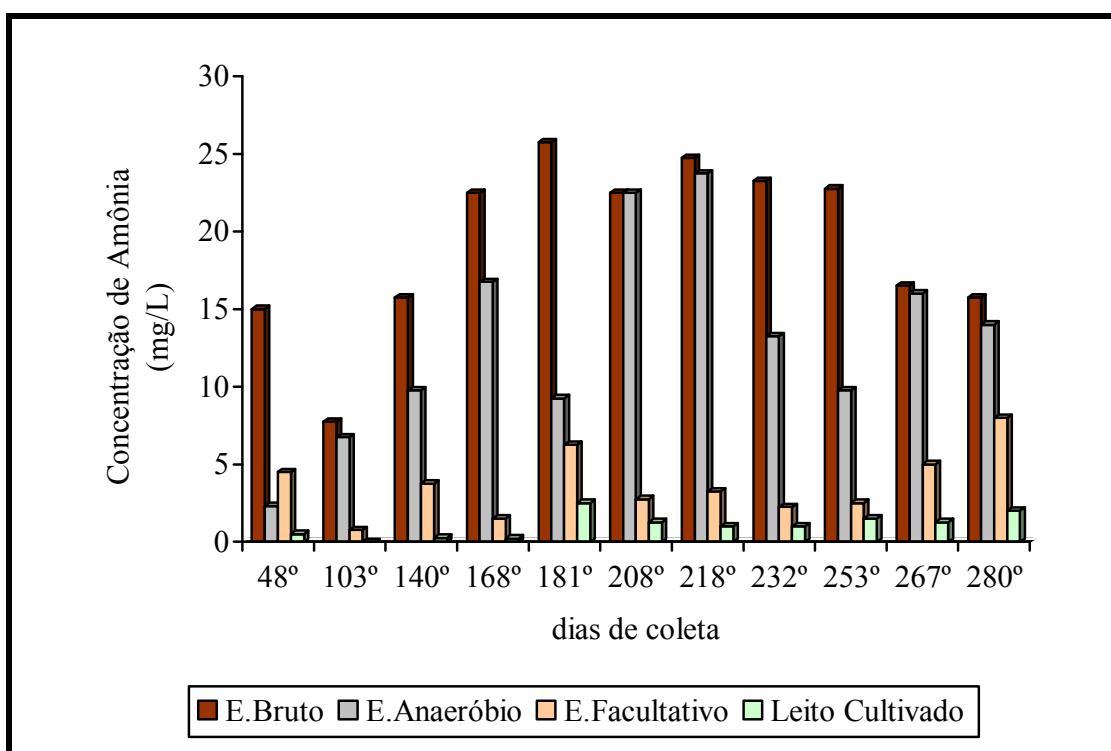


Figura 32 - Representação gráfica das concentrações de Amônia (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação.

O quadro 16 apresenta a porcentagem e concentração media de remoção de amônia da ETE piloto durante o tempo de operação.

Quadro 16 – Porcentagem de Remoção de Amônia na ETE piloto

| Porcentagem de Remoção de Amônia na ETE piloto | | |
|--|--------------------------|---------------------------------------|
| Concentração | Efluente Bruto (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 19,61 | 1,05 |
| Eficiência de Remoção da ETE piloto (%) | | 94,66 |

Média * = Média aritmética da concentração de amônia do quadro 15

O quadro 17 apresenta a porcentagem e concentração media de remoção de amônia no leito cultivado o tempo de operação da ETE piloto.

Quadro 17 – Porcentagem de Remoção de Amônia no leito cultivado no leito cultivado da ETE piloto.

| Porcentagem de Remoção de Amônia no leito cultivado | | |
|---|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Concentração | Afluente do Leito Cultivado (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 3,75 | 1,05 |
| Eficiência de Remoção do Leito Cultivado % | | 72,05 |

Média * = Média aritmética da concentração de amônia do quadro 15.

VALENTIM (1999) observou também que os leitos cultivados possuem certas características que promovem a transformação e a retirada do nitrogênio da água por assimilação das plantas e pela desnitrificação. Observou ainda que a concentração de NH₃-N apresentou tendência de aumentar, indicando possivelmente a ocorrência de amonificação dos compostos nitrogenados acumulados nos leitos cultivados por organismos heterotróficos.

A redução alcançada pela ETE piloto deste trabalho foi de 94,66%, com concentrações médias de NH₃-N no afluente bruto de 19,61 mg/L e o efluente final de 1,05 mg/L, que atende a Resolução CONAMA nº. 357 de 2005, que estabelece como padrão de lançamento o limite de N de 20 mg/L.

5.6.4 Nitrato

O quadro 18 mostra concentrações de nitrato obtidas nas amostras das unidades da ETE piloto durante o tempo de operação.

Quadro 18 – Concentrações de Nitrato nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação:

| Concentrações de Nitrato nos efluentes (mg/L) | | | | |
|---|----------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Coleta da Amostra (dia) | Efluente Bruto | Efluente da Lagoa Anaeróbia | Efluente da Lagoa Facultativa | Efluente do Leito Cultivado |
| 48°. | 80,00 | 50,00 | 5,00 | 55,00 |
| 103°. | 62,50 | 37,50 | 5,00 | 1,20 |
| 140°. | 40,00 | 25,00 | 32,50 | 3,50 |
| 168°. | 87,50 | 77,50 | 22,50 | 0,70 |
| 181°. | 30,00 | 20,00 | 85,00 | 7,50 |
| 208°. | 95,00 | 100,00 | 7,50 | 55,00 |
| 218°. | 52,50 | 45,00 | 5,50 | 32,50 |
| 232°. | 80,00 | 7,50 | 11,00 | 17,50 |
| 253°. | 42,50 | 40,00 | 13,50 | 18,50 |
| 267°. | 112,50 | 27,50 | 17,50 | 15,50 |
| 280°. | 12,50 | 28,80 | 12,50 | 6,80 |

A figura 33 apresenta graficamente as concentrações de nitrato obtidas nas amostras das unidades da ETE piloto, durante o período de operação da ETE piloto.

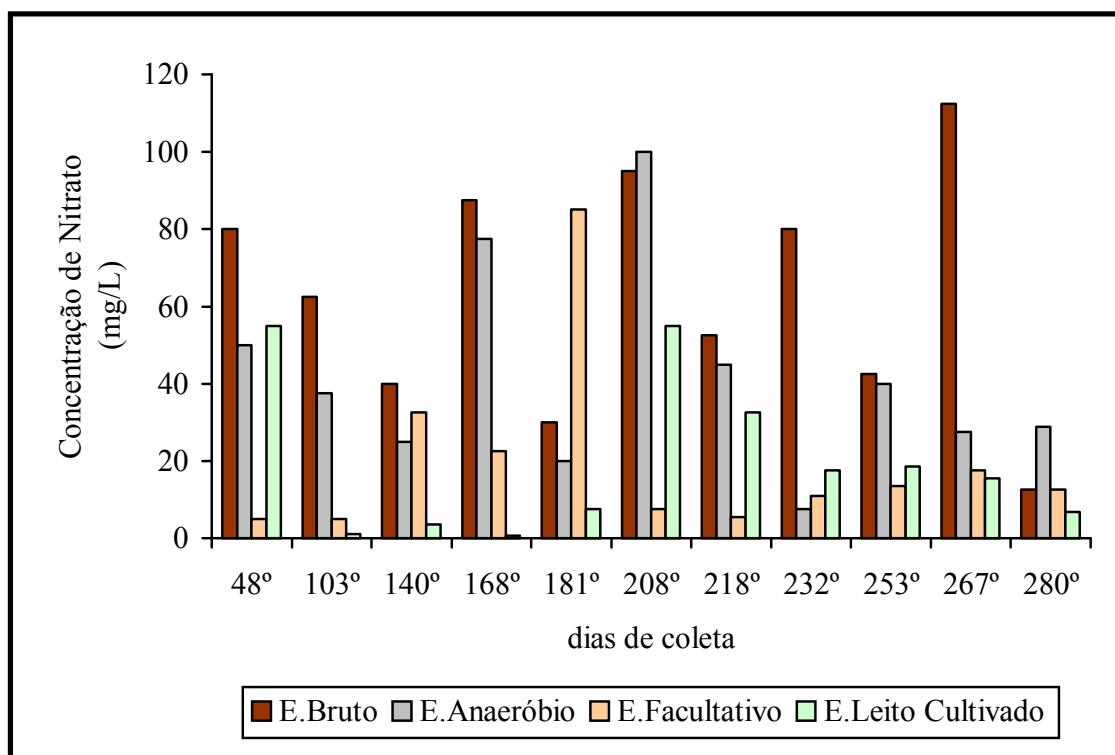


Figura 33 - Representação gráfica das concentrações de Nitrato (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação.

O quadro 19 mostra a porcentagem e a concentração media de remoção de nitrato durante o período de operação da ETE piloto.

Quadro 19 - Porcentagem de Remoção de Nitrato na ETE piloto

| Porcentagem de Remoção de Nitrato na ETE piloto | | |
|---|--------------------------|---------------------------------------|
| Concentração | Efluente Bruto (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 63,18 | 19,43 |
| Eficiência de Remoção da ETE piloto (%) | | 69,25 |

Média * = Média aritmética da concentração de nitrato do quadro 18.

O quadro 20 mostra a porcentagem e a concentração média de remoção de nitrato no leito cultivado da ETE piloto.

Quadro 20 - Porcentagem de Remoção de Nitrato no leito cultivado

| Porcentagem de Remoção de Nitrato no leito cultivado | | |
|--|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Concentração | Afluente do Leito Cultivado (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 19,77 | 19,43 |
| Eficiência de Remoção do Leito Cultivado % | | 1,75 |

Média * = Média aritmética da concentração de nitrato do quadro 18.

Segundo METCALF & EDDY (1991) o nitrato é altamente prejudicial à saúde. A agência ambiental americana (EDA) recomenda que os efluentes secundários devam ter limites máximos de 45 mg/L de NO₃. Neste trabalho a concentração média do efluente final ficou em torno de 19 mg/L, o que satisfaz plenamente a norma brasileira e americana.

VALENTIM (1999) observou que a remoção do nitrogênio em todas as suas formas, quando comparado com a literatura ficou abaixo, possivelmente por causa do menor

desenvolvimento das macrófitas, da lenta estabilização das bactérias heterotróficas e do pequeno tempo de detenção.

HUSSAR (2001), trabalhando com leito cultivado para tratamento secundário de efluentes da suinocultura oriundos de reator anaeróbio compartimentado, afirmou que os valores de nitrato e nitrogênio amoniacal no efluente de suinocultura são bastante elevados e que as remoções não foram expressivas. O nitrato removido no leito cultivado variou de 12,00% a 69,84% (valor médio de 37,71%) e a eficiência da remoção de amônia nos leitos cultivados variou de 14,29 a 70,59% com valor médio 36,63%.

5.6.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O quadro 21 mostra concentrações de DQO de cada unidade da ETE piloto em relação ao tempo de operação.

Quadro 21 – Demanda Química de Oxigênio nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação:

| Concentração da Demanda Química de Oxigênio (DQO) nos efluentes (mg/l) | | | | |
|--|----------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Coleta da Amostra (dia) | Efluente Bruto | Efluente da Lagoa Anaeróbia | Efluente da Lagoa Facultativa | Efluente do Leito Cultivado |
| 48°. | 954 | 312 | 144 | 48 |
| 103°. | 876 | 816 | 135 | 37 |
| 140°. | 977 | 818 | 285 | 6 |
| 168°. | 950 | 917 | 100 | 14 |
| 181°. | 1453 | 768 | 290 | 130 |
| 208°. | 919 | 914 | 247 | 80 |
| 218°. | 937 | 922 | 343 | 143 |
| 232°. | 1010 | 709 | 383 | 161 |
| 253°. | 980 | 601 | 360 | 143 |
| 267°. | 1200 | 1010 | 520 | 350 |
| 280°. | 1036 | 553 | 295 | 100 |

A figura 34 é a representação gráfica das concentrações de DQO obtidas das amostras analisadas durante o período de operação da ETE piloto.

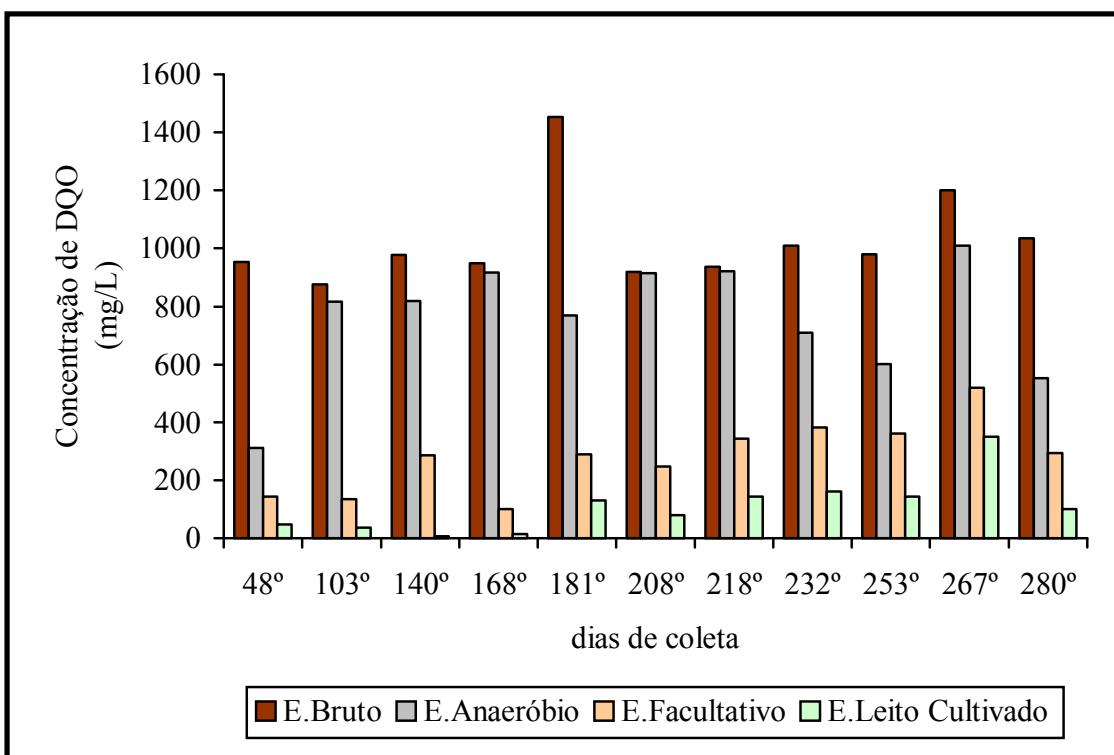


Figura 34: Representação gráfica da Demanda Química de Oxigênio (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação.

O quadro 22 mostra a porcentagem e a concentração média de remoção de DQO na ETE piloto.

Quadro 22 - Porcentagem de Remoção da Demanda Química de Oxigênio na ETE piloto

| Porcentagem de Remoção da Demanda Química de Oxigênio na ETE piloto | | |
|---|--------------------------|---------------------------------------|
| Concentração | Efluente Bruto (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 1026,55 | 110,18 |
| Eficiência de Remoção da ETE piloto (%) | | 89,27 |

Média * = Média aritmética das concentrações de DQO do quadro 21.

O quadro 23 mostra a porcentagem e a concentração média de remoção de nitrato no leito cultivado da ETE piloto.

Quadro 23 - Porcentagem de Remoção da Demanda Química de Oxigênio no leito cultivado da ETE piloto

| Porcentagem de Remoção da Demanda Química de Oxigênio no leito cultivado | | |
|---|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Concentração dos Parâmetros | Afluente do Leito Cultivado (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 282,00 | 110,18 |
| Eficiência de Remoção do Leito Cultivado % | | 60,93 |

Média * = Média aritmética das concentrações de DQO do quadro 21.

HUSSAR (2001) usou o leito cultivado para tratamento secundário dos efluentes da suinocultura, oriundos de reator anaeróbio compartimentado e relatou que a remoção de DQO nos leitos cultivados ficou em torno de 33,39%. Os resultados apontaram para a necessidade de um segundo leito para melhorar a eficiência de remoção de DQO, que usado em conjunto

com o primeiro, removeram em media 53% que está um pouco abaixo do que foi observado neste trabalho.

VALENTIM (1999) avaliou um sistema de leito cultivado como unidade de tratamento secundário ao tanque séptico modificado para tratar águas residuárias oriundas da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI – UNICAMP) concluiu a partir da 12^a operação, o comportamento dos leitos demonstraram uma tendência melhor eficiência na remoção de DQO, porém, pouco abaixo dos valores conseguidos por ROSTON (1994) de 92%. O leito cultivado deste trabalho, também atingiu valores médios de eficiência menores, em torno de 60% de remoção.

O sistema como um todo atingiu remoção média de 89,27% (concentração média de 110,18mg/L), o que está de acordo com a exigência da legislação do estado de São Paulo, cujo limite é de em torno de 60 mg/L de DBO₅ ou eficiência 80% na redução. Embora o parâmetro DBO não tenha sido analisado, pode-se dizer que o efluente final possivelmente está próximo do valor máximo permitido de 60 mg/L, que também é o valor indicado pela norma da Comunidade Européia (Directive 91/27/EEC. Para a legislação mineira, caso pretenda lançar o efluente em corpo receptor, o sistema deve ser planejado de forma que se atenda a Legislação Ambiental, cuja exigência é de que o efluente atinja o padrão de lançamento (DBO de 60 mg.L⁻¹) ou que o sistema tenha eficiência de 85% na remoção de DBO e que o lançamento do efluente tratado não venha a alterar a classe de enquadramento dos cursos d'água. Em Minas Gerais, o controle da carga orgânica é realizado também pela concentração de DQO com limite de 90 mg L-1. (MATOS, 2005). Em se tratando de resíduos líquidos da produção animal, pode-se afirmar que o resultado é positivo, demonstrando que está opção de sistema de tratamento tem grande potencial de aplicação.

5.6.6 pH

O quadro 24 mostra os valores de pH observados nas unidades da ETE piloto durante o experimento.

Quadro 24 – Variações de pH das amostras analisadas nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação:

| Variações de pH das amostras nas diversas unidades da ETE piloto | | | | |
|--|----------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Coleta da Amostra (dia) | Efluente Bruto | Efluente da Lagoa Anaeróbia | Efluente da Lagoa Facultativa | Efluente do Leito Cultivado |
| 48°. | 5,47 | 6,21 | 6,86 | 6,47 |
| 103°. | 6,71 | 5,94 | 6,74 | 6,34 |
| 140°. | 6,74 | 5,30 | 6,22 | 6,09 |
| 168°. | 6,78 | 5,60 | 6,19 | 6,02 |
| 181°. | 6,27 | 5,64 | 6,23 | 6,02 |
| 208°. | 6,49 | 5,60 | 6,33 | 5,82 |
| 218°. | 6,75 | 5,83 | 6,56 | 5,90 |
| 232°. | 7,07 | 5,75 | 6,55 | 6,02 |
| 253°. | 6,94 | 5,77 | 6,41 | 5,95 |
| 267°. | 6,75 | 5,83 | 6,52 | 6,00 |
| 280°. | 6,78 | 5,78 | 6,72 | 6,06 |

A figura 35 é a representação gráfica do pH das amostras coletadas na ETE piloto durante o tempo de operação e estudo do projeto.

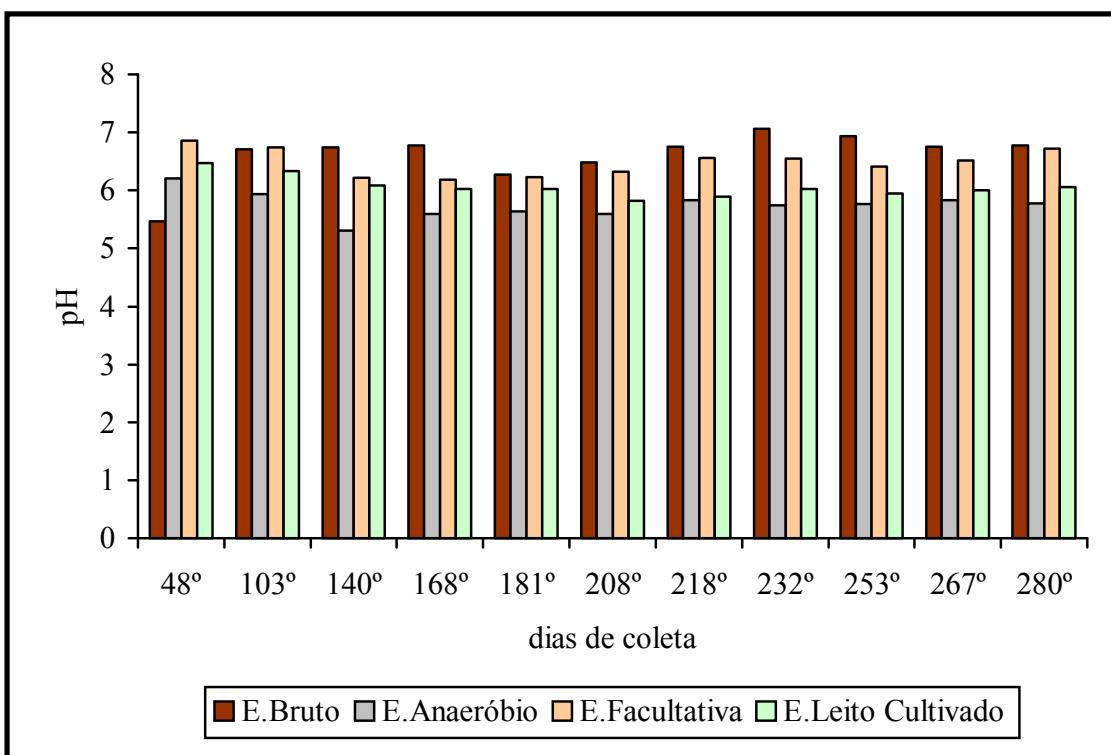


Figura 35 - Representação gráfica das variações do pH das amostras analisadas nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação.

VALENTIM (1999) relatou que o pH nos leitos cultivados teve decréscimo para todos os leitos até a 12^a semana. A partir da 14^a semana, com a degradação da matéria orgânica do efluente, tem-se a formação de diferentes tipos de ácidos orgânicos que provocaram acidificação natural do meio e voltaram a apresentar nova queda no pH.

HUSSAR (2001) observou que os valores de pH nos leitos mantiveram-se entre 6,85 e 7,25.

O quadro 25 mostra o pH médio das amostras coletadas e analisadas nas unidades da ETE piloto.

Quadro 25 - pH médio das amostras de efluentes da ETE piloto

| pH médio dos efluentes da ETE piloto | | | | |
|--------------------------------------|----------------|----------------------|------------------------|----------------------|
| pH | Efluente Bruto | E.da Lagoa Anaeróbia | E.da Lagoa Facultativa | E.do Leito Cultivado |
| Média * | 6,61 | 5,75 | 6,48 | 6,06 |
| pH médio das amostras | | | | 6,23 |

Média * = Média aritmética do pH das amostras do quadro 24.

O quadro 26 é faz referência ao pH médio das amostras analisadas do afluente e do efluente do leito cultivado da ETE piloto em estudo.

Quadro 26 - pH médio das amostras de afluente e do efluente do leito cultivado

| pH médio do afluente e do efluente do leito cultivado | | |
|---|-----------------------------|-----------------------------|
| pH | Afluente do Leito Cultivado | Efluente do Leito Cultivado |
| Média * | 6,48 | 6,06 |
| pH médio no leito cultivado | | 6,27 |

Média * = Média aritmética do pH das amostras do quadro 24.

De acordo com os dados acima, o pH médio desde o lançamento do efluente bruto até o efluente do leito cultivado foi de 6,34 e do afluente e do efluente do leito cultivado, o pH médio foi de 6,27. Tanto a média quanto os valores nominais ficaram dentro dos padrões de lançamento em corpos d'água, de acordo com o CONAMA 357 (2005), que estabelece pH entre 5 e 9.

5.6.7 Sólidos Totais (ST)

O quadro 27 mostra as concentrações de Sólidos Totais (ST).

Quadro 27 – Concentrações de Sólidos Totais nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação:

| Concentrações de Sólidos Totais (ST) nos efluentes (mg/L) | | | | |
|---|----------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Coleta da Amostra (dia) | Efluente Bruto | Efluente da Lagoa Anaeróbia | Efluente da Lagoa Facultativa | Efluente do Leito Cultivado |
| 48°. | 1020 | 460 | 290 | 260 |
| 103°. | 2110 | 770 | 320 | 240 |
| 140°. | 5615 | 3255 | 390 | 200 |
| 168°. | 2477 | 2902 | 20 | 0,00 |
| 181°. | 14170 | 11224 | 10454 | 10446 |
| 208°. | 4458 | 2382 | 485 | 351 |
| 218°. | 2663 | 1324 | 5191 | 7778 |
| 232°. | 3169 | 1279 | 624 | 394 |
| 253°. | 3490 | 785 | 2230 | 2360 |
| 267°. | 13685 | 1600 | 4400 | 410 |
| 280°. | 11085 | 1600 | 510 | 305 |

A figura 36 mostra a representação gráfica das concentrações de Sólidos Totais das amostras analisadas da ETE piloto estudada para tratamento de efluente bruto oriundo de sala de ordenha de bovinocultura.

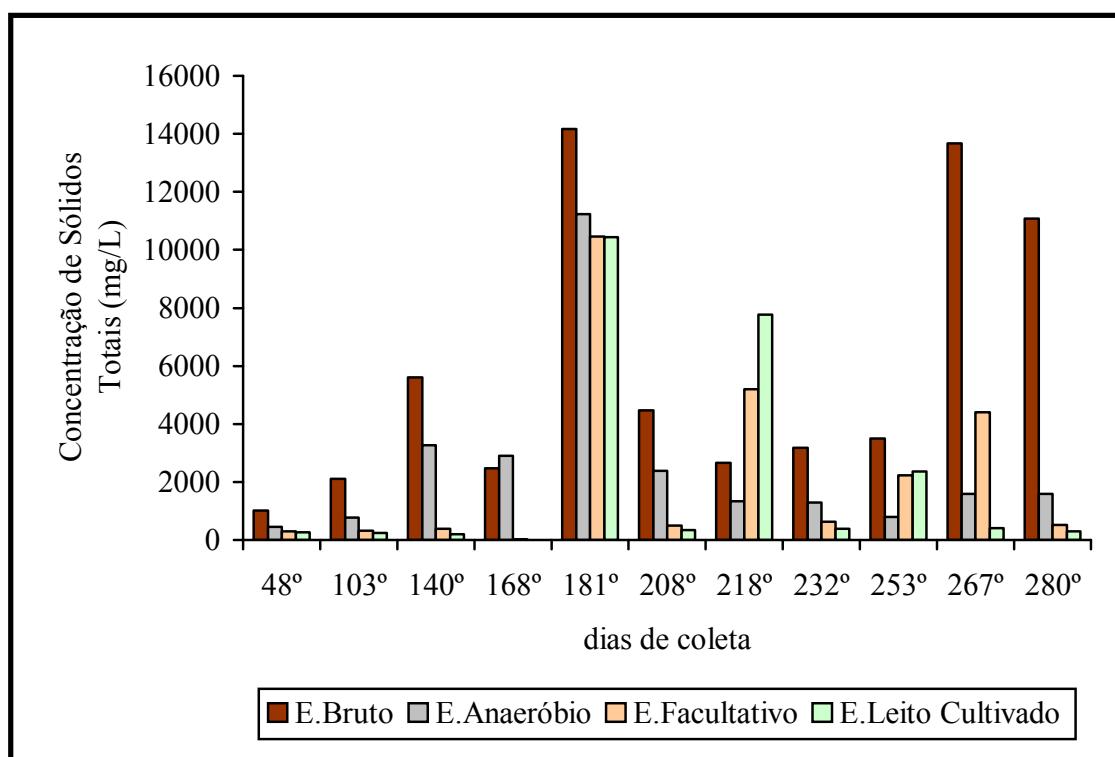


Figura 36 - Representação gráfica das concentrações de Sólidos Totais (ST) (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação.

O quadro 28 mostra as porcentagens e as concentrações médias de remoção de Sólidos Totais na ETE piloto em estudo.

Quadro 28 - Porcentagem de Remoção de Sólidos Totais na ETE piloto

| Porcentagem de remoção de Sólidos Totais nos efluentes | | |
|--|--------------------------|---------------------------------------|
| Concentração | Efluente Bruto (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 5812,91 | 2067,64 |
| Eficiência de Remoção da ETE piloto (%) | | 64,43 |

Média * = Média aritmética das concentrações de Sólido Totais do quadro 27.

O quadro 29 mostra a concentração e a porcentagem média de remoção dos Sólidos totais no leito cultivado da ETE piloto.

Quadro 29 - Porcentagem de Remoção de Sólidos Totais no leito cultivado

| Porcentagem de Remoção de Sólidos Totais (mg/L) no leito cultivado | | |
|--|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Concentração | Afluente do Leito Cultivado (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 2264,91 | 2067,64 |
| Eficiência de Remoção do Leito Cultivado % | | 8,71 |

Média * = Média aritmética das concentrações de Sólidos Totais do quadro 27.

Observa-se que a redução do sistema ficou em 64,43%. Embora o porcentual seja um valor expressivo, a concentração final do efluente de 2067 mg/L ainda é alta. Duas amostras, a do 181º dia e a do 218º dia de operação é que elevaram a média. Nos dias próximos aos especificados anteriormente, houve precipitação elevada e parte da água pluvial escorreu para dentro do sistema, justificando esses picos. Quando os dois resultados de ST, acima da média, relatos anteriormente como picos, são retirados, a eficiência de remoção da ETE piloto

aumenta para 90,41%, a eficiência de remoção do leito cultivado para 51,24%. A concentração do efluente final fica em 502,22 mg/L.

5.6.8 Sólidos Totais Voláteis

O quadro 30 mostra o resultado das análises de STV.

Quadro 30 – Concentrações de Sólidos Totais Voláteis (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação:

| Concentrações de Sólidos Totais Voláteis nos efluentes (mg/L) | | | | |
|---|----------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Coleta da Amostra (dia) | Efluente Bruto | Efluente da Lagoa Anaeróbia | Efluente da Lagoa Facultativa | Efluente do Leito Cultivado |
| 48°. | 730 | 280 | 140 | 70 |
| 103°. | 1750 | 555 | 225 | 80 |
| 140°. | 5200 | 3050 | 300 | 125 |
| 168°. | 1798 | 2644 | 10 | 0,00 |
| 181°. | 13385 | 10937 | 10339 | 10350 |
| 208°. | 3607 | 1716 | 333 | 220 |
| 218°. | 2142 | 944 | 4914 | 7612 |
| 232°. | 2416 | 873 | 404 | 145 |
| 253°. | 2790 | 580 | 2075 | 2225 |
| 267°. | 13125 | 1170 | 4225 | 230 |
| 280°. | 10405 | 1160 | 285 | 105 |

A figura 37 mostra graficamente as concentrações de sólidos totais voláteis das amostras analisadas da ETE piloto.

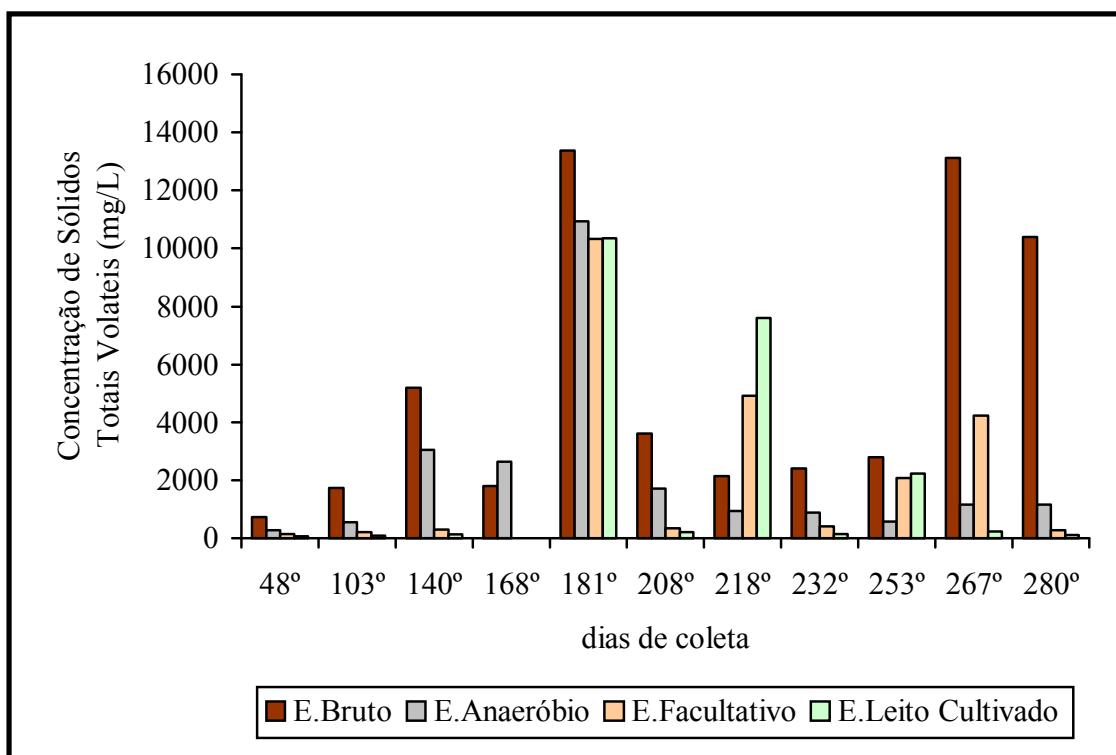


Figura 37 - Representação gráfica das concentrações de Sólidos Totais Voláteis (mg/L) nas diversas unidades da ETE piloto, em relação ao tempo de operação.

O quadro 31 enumera os valores das concentrações de Sólidos Totais Voláteis da ETE piloto.

Quadro 31 - Porcentagem de Remoção de Sólidos Totais Voláteis na ETE piloto.

| Porcentagem de remoção de Sólidos Totais Voláteis (STV) nos efluentes | | |
|---|--------------------------|---------------------------------------|
| Concentração | Efluente Bruto (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 5213,45 | 1923,82 |
| Eficiência de Remoção da ETE piloto (%) | | 63,10 |

Média * = Média aritmética das concentrações de Sólidos Totais Voláteis no quadro 30.

O quadro 32 mostra os valores das concentrações de Sólidos Totais Voláteis no leito cultivado da ETE piloto.

Quadro 32 - Porcentagem de remoção de Sólidos Totais Voláteis (mg/L) no leito cultivado.

| Porcentagem de remoção de Sólidos Totais Voláteis (mg/L) no leito cultivado | | |
|---|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Concentração | Afluente do Leito Cultivado (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 2113,64 | 1923,82 |
| Eficiência de Remoção do Leito Cultivado (mg/L) | | 8,98 |

Média * = Média aritmética das concentrações de Sólidos Totais Voláteis no quadro 30.

Os resultados indicam que a redução da matéria orgânica expressa em termos de sólidos voláteis foi satisfatória, atingiu a eficiência de 63,10%. Novamente os picos nos dias 181 e 218, possivelmente explicados pelo excesso de chuva e consequente escoamento para o sistema pode ter provocado desequilíbrio ao processo. Usando do mesmo artifício usado para

o ST, quando os dois picos são retirados, a eficiência de remoção da ETE piloto fica em 92,35%, a eficiência de remoção do leito cultivado em 59,98% e a concentração do efluente final fica em 355,56 mg/L.

5.6.9 Turbidez

O quadro 33 apresenta os resultados da turbidez das amostras do afluente e do efluente do leito cultivado durante o tempo de operação da ETE piloto.

Quadro 33 – Turbidez das amostras analisadas nas diversas unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação:

| Turbidez dos efluentes (FAU) | | |
|------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Coleta da Amostra (dia) | Efluente da Lagoa Facultativa | Efluente do Leito Cultivado |
| 181º. | 145 | 81 |
| 208º. | 119 | 42 |
| 218º. | 181 | 36 |
| 232º. | 123 | 71 |
| 253º. | 121 | 64 |
| 267º. | 145 | 54 |
| 280º. | 176 | 57 |

A turbidez das amostras analisadas do leito cultivado da ETE piloto está graficamente apresentada na figura 38.

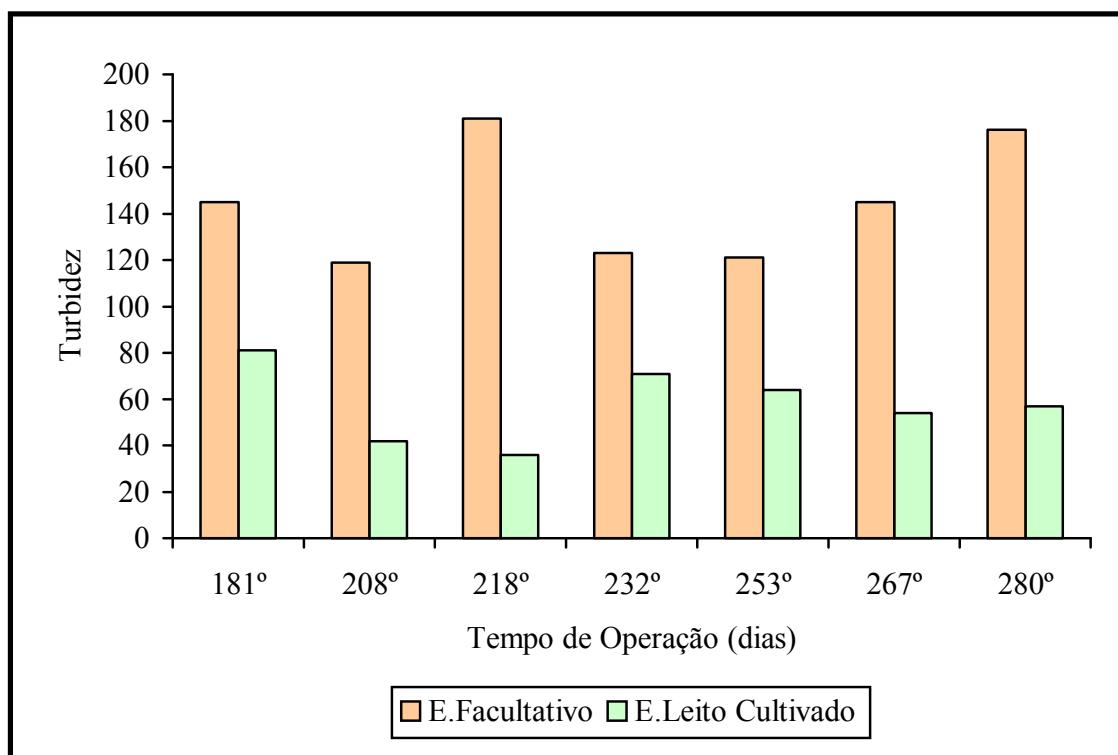


Figura 38 - Representação gráfica da Turbidez das amostras analisadas das unidades da ETE piloto em relação ao tempo de operação.

O quadro 34 mostra as concentrações e as porcentagens de redução da turbidez das amostras do leito cultivado da ETE piloto em estudo.

Quadro 34 - Porcentagem de redução da Turbidez no leito cultivado

| Porcentagem de redução da Turbidez no leito cultivado | | |
|---|------------------------------------|------------------------------------|
| Concentração | Afluente do Leito Cultivado (mg/L) | Efluente do Leito Cultivado (mg/L) |
| Média * | 91,82 | 36,82 |
| Eficiência de Remoção do Leito Cultivado % | | 59,90 |

Média * = Média aritmética das concentrações de turbidez do quadro 33.

VALENTIM (1999) observou que os leitos de diferentes formas apresentaram valores de turbidez próximos entre eles. A diferença ficou entre as macrófitas. Os leitos cultivados com *Typha ssp*, acompanharam após a 10^a semana as alterações dos afluentes. Possivelmente, o extenso sistema radicular da *Typha ssp*, justifique a estabilidade de seus efluentes ao longo das semanas.

A turbidez é um parâmetro interessante quando a possibilidade do reuso do efluente é analisada, embora não seja de real importância para o tratamento água residuária. O sistema de leito cultivado propiciou remoção média de 59,90%, que é considerável em se tratando de água residuária da produção animal.

6. CONCLUSÕES

Diante das observações e análises dos resultados obtidos durante os 280 dias de operação da Estação de Tratamento de Efluente similar ao oriundo da sala de ordenha da UEP de bovinocultura leite da EAIFI/MG, foi concluído:

- 1) A lagoa anaeróbia projetada conforme as normas empíricas usadas para o dimensionamento de lagoas para tratamento de esgoto doméstico, não suportou o lançamento de efluente bruto similar ao produzido na sala de ordenha da UEP de bovinocultura leiteira da EAIFI/MG;
- 2) A partir do momento em que começou o acúmulo de sólidos flutuantes na lagoa anaeróbia, a lagoa facultativa acusou esta ocorrência, alterou significativamente sua aparência, o efluente ficou mais esverdeado (algas), mais viscoso (lodo) como foi comprovado;
- 3) durante os 280 dias de lançamento de efluente bruto na ETE piloto, o leito cultivado foi a unidade da ETE que não aparentou mudanças. A carga de sólidos totais (ST) efluentes da lagoa facultativa, quando era lançada no leito cultivado estava reduzida em 53,59%, quando comparada com a carga de “ST” do efluente bruto lançado na lagoa anaeróbia. Essa redução na carga e a retenção de sólidos flutuantes nas lagoas anaeróbia e facultativa, possivelmente tenha sido preponderante para a manutenção das características aparentes do leito cultivado;
- 4) as chuvas dos meses de dezembro de 2006 (353 mm) e janeiro de 2007 (557 mm) aumentaram a quantidade de efluente lançado no sistema da ETE piloto. Carreararam para dentro das lagoas e do leito cultivado, outros tipos de efluentes, devido as fortes enxurradas, o que possivelmente provocou significativas alterações nos resultados da amostras analisadas. Essas alterações ficaram ainda mais evidentes quando os resultados entre a 4^a e a 7^a bateria de análises foram tabuladas nas figuras representadas pelos gráficos específicos para cada nutriente analisado.

7. RECOMENDAÇÕES

1) Para reduzir a quantidade de sólidos flutuantes na lagoa anaeróbia, uma proposta a ser apresentada seria a construção de um tanque tipo séptico capaz de reter os sólidos flutuantes oriundos do efluente da bovinocultura leiteira. O esquema sem escala é sugerido na figura (39).

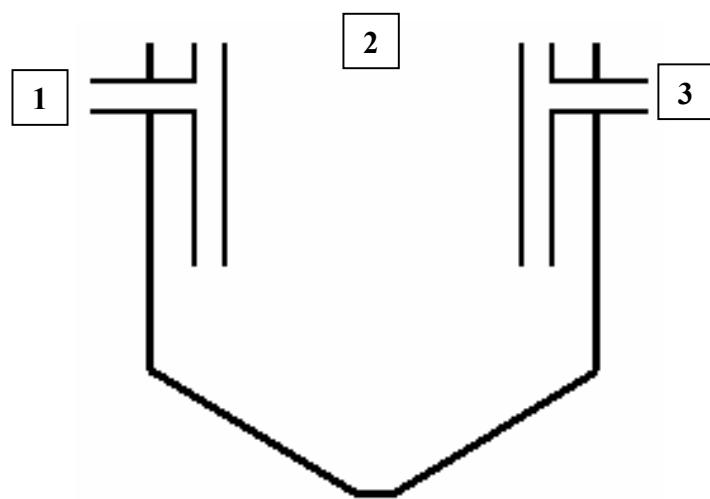


Figura 39 - Esquema de um tanque tipo séptico para retenção de sólidos flutuantes

Ponto (1) – entrada do efluente oriundo da lavagem de instalações da bovinocultura leiteira;

Ponto (2) – espaço reservado para os sólidos flutuantes;

Ponto (3) – saída do efluente para ser lançado na lagoa anaeróbia.

A localização desta instalação deverá ter especial atenção quanto a facilidade para a retirada dos sólidos flutuantes armazenados, com acesso facilitado para veículos (trator com carreta). Outra proposição seria uma raspagem manual do material sólido com maior eficiência também dentro da sala de ordenha, tarefa dificultada porque as fezes estão mais pastosas em razão da quantidade de água usada na limpeza e desinfecção do aparelho mamário das vacas leiteiras.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-RAZIK, M.H. (1991). **Dynamic modelling of facultative waste stabilization ponds.** PhD Thesis, Imperial College, 1991.

APHA; AWWA & WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19^a edição, Washington D.C./USA, American Public Health Association, 1995.

ARCEIVALA, S.J. (1981). **Wasterwater treatment and disposal.** Marcel Dekker, New York. 892 p.

BARROS, R.T.V. et al. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios.** v. 2 – Saneamento, Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1995.

BRANCO, S. M. Poluição – **A morte de nossos rios.** São Paulo: Editora Livro Técnico, Manole Ltda., 1972. 115 p.

BRIX, H. “**Function of macrophytes in constructed wetlands.**” Wat. Sci. and Tech., vol 29, n° 4, pp. 71-78, 1994.

BUENO, C.F.H. **Produção e manejo de esterco.** Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v.12, n.135/136, p.81-5, 1986

CAMPOS, et al . **Tratamento e Manejo de Dejetos de Bovinos em Sistemas de Produção de Leite.** Embrapa/Gado de Leite e FCA/Unesp – Botucatu.1994

CARVALHO, DE A. LIMIRIO et. al, **Embrapa, gado de Leite** Vol. 2, 2002

CARVALHO, M. P.; SANTOS, M. V. **O Compromisso com a Qualidade do Leite.** Passo Fundo: Editora Universitária – UPF, p. 146-177, 2004.

CETESB (1989). **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo. 91 p.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução N. 357, de 17 de Março de 2005.

COOPER, P.F. **The use of bed systems to treat domestic sewage: the European design and operations guidelines for reed bed treatment systems**. In MOSHIRI, G.A. (Ed.) Constructed wetlands for water quality improvement. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1993. p. 203-217.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: CNPS, 1997.

EMBRAPA. **O sistema de produção de leite implantado no CNP-Gado de Leite**. Coronel Pacheco, MG, novembro de 1978, 55 p.

FORESTI, E. **Fundamentos do processo de digestão anaeróbia**. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO DE TRATAMIENTO AANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 3, 1994, Montevideo. Proceedings...Montevideo: Graphis Ltda. Juan C. Gomes, 1994, p. 97-110.

GONÇALVES, L.C. **Digestibilidade, composição corporal, exigências nutricionais e características das carcaças de zebuínos, taurinos e bubalinos**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1988. 238p. Tese (Doutorado em Zootecnia) Universidade Federal de Viçosa, 1988.

GONÇALVES, R.F.; SLVA, V.V.; TAVEIRA, E.J.A.; OLIVEIRA, F.F.(2000). **Algae and nutrient removal in anaerobic – facultative pond system with a compact phisical – chemical process**. In: I Conferencia Latinoamericana de lagunas de estabilizacion y reuso. Cali, 24-27 Outubro 2000, pp. 168 – 176.

GUJER, W.; ZEHNDER, A.J.B. **Conversion process in anaerobic digestion**. Water Science and Technology. Oxford, v. 15, nº 8, p. 127-167, 1983.

GUNTENSPERGEN, G. R., STEARNS, F. & KADLEC, J. A. “**Wetland vegetation**”. Anais: 1st International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Chattanooga – Tennessee/USA, vol. I, nº 5, pp. 73-88, junho/1988.

HABERL et al., **Constructed wetlands in Europe**. Water Science and Technology, Great Britain, IAWQ, v.32, nº 3, p. 305-315, 1995.

HAMMER, D. A.; **Creating freshwater wetlands**, Boca Raton: Lewis Publishers, 1997. Cap.1: Marshes, bogs, swamps, fens, tules and bayons. P. 1-22. Cap.3: Three important components: Water, soil, and vegetation. Cap.5: Wetlands: Functions and values. P.89 – 124. Appendix B: Common and scientific names. P.335 – 362.

HAMMER, D.A.; KNIGHT, R.L. **Designing constructed wetlands for nitrogen removal**. Water Science and Technology, Great Britain, IAWQ, v. 29, no. 4, p. 15-27, 1994.

HEGEMANN, W. “**Natural wastewater treatment systems in Germany - Constructed wetlands and lagoons**”. Anais: Seminário Internacional: Tendências no Tratamento Simplificado de Águas Residuárias Domésticas e Industriais, Belo Horizonte/MG, pp. 81-105, março/1996.

HENZE, M.; HARRAMOËS, P. **Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactor**. Water Science and Technology. Great Britain, IAWQ, v. 15, nº 1, p. 12-16, 1983.

HUSSAR, G.J. **Apostila de aquacultura**. Espírito Santo do Pinhal: Faculdade de Agronomia e Zootecnia “Manuel Carlos Gonçalves”, Fundação Pinhalense de Ensino, 1998. Cap. 2: Limnologia. p. 5-25.

HUSSAR, G.J. Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas resíduárias de suinocultura. Campinas São Paulo. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia agrícola. 2001. p. 118.

JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal.** 5^a edição, São Paulo/SP, Ed. Nacional, 1979. 465p.

KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L.. **Treatment wetlands.** Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1996. Cap. 1: Introduction to Wetlands for Treatment, p.3-18; cap. 3: Natural Systems for Treatment, pp. 31-43.

LAMBAIS, M.R. Poluição orgânica e seu controle. In: E.J.B.N., TSAI, S.M. & NEVES, M.C.P. Microbiologia do solo. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992, p. 92-119.

LEMA, J.M.; MÉNDEZ, R.; IZA, J et al. **Chemical reactor engineering concepts in design and operation of anaerobic treatment processes.** Water Science and Technology. Oxford, v. 24, nº 9, p. 79-86. 1991.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais.** Edição do autor. Nova Odessa/SP, 1982. 425p.

MALAVOLTA, E. Manual de química agrícola. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1976, v. 1. Cap. 6: O nitrogênio. Cap. 7: O Fósforo. P. 203-289.

MALAVOLTA, E. **ABC da adubação.** 4^a edição, Editora Agronômica Ceres. São Paulo/SP, 1979. 255p.

MANSOR, M. T. C. **Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas resíduárias.** FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 1998. 106 p. (Dissertação de Mestrado)

MATOS, A.T.**Tratamento de Resíduos Agroindustriais**. Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais. Universidade Federal de Viçosa, maio 2005.

MARA, D.D.(1997). **Design manual for waste stabilization ponds in India**. Lagoon Technology International Ltd. Leeds.

MARA, D.D., ALABASTER, G.P., PEARSON, H.W.(1992). **Waste staibilisation ponds. A design manual for Eastern Africa**. Lagoon Technology International. Leeds. 121 pp.

McCARTY, P. L. **One hundred years of anaerobic treatment systems**. In: International Symposium on Anaerobic Digestion, 2, 1981, Travemünde. Proceedings. Amsterdam: Elsevier Biomedical Press B.V., 1982, p.3-22.

MENDONÇA, S.R. (1990). **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa. 385 p.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3 ed., Metcalf & Eddy Inc., 1991. 1334p.

MITCHELL, D.S. et al. **The use of wetlands for water pollution control in Australia: an ecological perspective**. Water Science and Technology, Great Britain, IAWQ, v.32, no. 3, p. 365-373, 1995.

MICHELETTI, J. V. e CRUZ, J. T.; **Bovinocultura Leiteira – Instalações**, Editora Literotécnica, Número de páginas: 360. Edição: 1985 (3^a ed.)

MTNEZ-ALMEIDA, J., LUNA, A. M. & BARRERA, J. (2004): **O tratamento de efluentes zootécnicos: presente e futuro**. Casos práticos. Gestão de Efluentes Zootécnicos, Departamento de Engenharia do Ambiente da Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Leiria. Leiria, Abril de 2004.

NOUR, E. A. A. **Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado.** EESC – Escola de Engenharia de São Carlos - USP, São Carlos/SP, 1996. 148 p. (Tese de Doutorado).

OLIVEIRA, P. V. A. de, coord. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**, Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. 188p.

PATERNANI, J. E. S.; ROSTON. D. M. **Tecnologias para tratamento e reuso da água no meio rural.** In: HAMADA, E. (Ed.) Água, agricultura e meio ambiente no Estado de São Paulo: avanços e desafios. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2003.

PEREIRA, N. S., **Terra planeta poluído**, 1^a edição, Rio Grande do Sul: Editora Sagra, 1976, 170 p.

PHILIPPI, L.S., COSTA, R.H.R. & SEZERINO, P.H. “**Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone**”. Conferência: 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

RAIJ, B. Van.; QUAGGIO, J.A. **Métodos de solo para fins de fertilidade**. Campinas: Instituto Agronômico, 1983.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste manegement and treatment**. 2^a edição, McGraw-Hill, 1995. 434 p.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, **Regulamento Técnico de Produção, Identidade, qualidade, Coleta e Transporte de Leite (INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº. 51, DE 18 DE SETEMBRO DE 2002);**

ROSTON, D. M. “**Uso de várzeas artificiais para tratamento de efluente de tanque séptico**”. Anais: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Campinas/SP, nº 94-7-210, julho/1994.

SILVA, S.A. **Tratamento biológico da águas resíduárias**, São Paulo: Edição CETESB e ABES, 1979, 50 p.

SILVA, M.O.S.A. (1993). **Lagoas de estabilização**. Curso ABES-MG. Belo Horizonte, 22-25 novembro 1993.

SOUFRES, M. **Microbiología de la digestión anaerobia**. In: Taller Y Seminario Latinoamericano De Tratamiento Anaerobio De Aguas Residuales, 3, 1994, Montevideo. Proceedings...Montevideo: Graphis Ltda.. Juan C. Gomez, 1994, p 15-28.

SOUZA, L. E. L. & BERNARDES, R. S. “**Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados**”. Anais: Simpósio Italo-Brasiliiano de Ingeniería Sanitaria-Ambientale, Gramado/RS, vol. I, nº 9, junho/1996.

TROTTER, E.A.; THONSON, B.; COLEMAN, R. **Evalution of a subsurface flow wetland processing sewage from the Sevilleta LTER field station**. Las Cruces: New Mexico Water Resources Research Institute, WRRI Report nº.287, 1994. 52p.

TSAI, S.M.; & ROSSETTO, R. **Transformações microbianas do fósforo**. In: CARDOSO, E.J.B.N., TSAI, S.M. & NEVES, M.C.P. Microbiología do solo. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992, p. 231-242.

U.S.E.P.A. **Design manual on constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment**. EPA/625/1-88/022, CERI, Cincinnati – OH/USA, 1988. 83p.

VALENTIM, M.A.A. Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado. Campinas: UNICAMP, 1999. 119p. Dissertação Mestrado

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente. Campina Grande: Egraf, 1994. 125 p.

VICTORIA, R.L.; PICCOLO, M.C.; VARGAS, A.A.T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C. **Microbiologia do solo.** Campinas/SP, Sociedade Brasileira de ciência do Solo, 1992. p. 105-119.

VIEIRA, L.S.; VIEIRA, M.N.F. Manual de morfologia e classificação de solos. 2^a edição, São Paulo. Editora Ceres Ltda, 1983. Cap. 11: Unidades taxonômicas de solos. P.177-306.

VON SPERLING, M. “**Lagoas de estabilização**”. Marcos von Sperling. 2.ed. – Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1986. 196p. – (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.3)

VON SPERLING, E. (1995a). Pollution of urban lakes: causes, consequences and restoration techniques. In: ECOURBB'S95, Rio de Janeiro. p.18.

VON SPERLING, M. (a) “**Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**”. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, Depto. Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, Belo Horizonte/MG, 2^a ed., vol. 1, 1996. 243 p.

VON SPERLING, M. (b) “**Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**”. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, Belo Horizonte/MG, 2^a ed., vol. 2, 1996. 243 p.

VON SPERLING, M. **Tratamento e destinação de efluentes líquidos da agroindústria.** Brasília: ABEAS; Viçosa: UFV, Departamento de Engenharia Agrícola, 1998. 88 p.

VYMAJAL, J. “**Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**” . Conferência: 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

WOOD, A. “**Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding**”. Wat. Sci. and Tech., vol. 32, nº 3, pp. 21-29, 1995.

WOOD, R. B. & McATAMNEY, C. F. “**The use of macrophytes in bioremediation**”. Biotech. Adv., vol. 12, pp. 653-662, 1994.

WOOD, R.B. & McATAMNEY, C.F. “**Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphurus and heavy metal removal**”. Hidrobiologia, vol. 340, pp. 323-331, 1996.

9. ANEXOS

Anexo 1 - Pluviometria Sítio Jaboti, rodovia MG 290/km 30, Inconfidentes/MG

Os dados pluviométricos apresentados na figura 40 foram anotados pelo proprietário do Sítio Jaboti, propriedade produtora de café que fica próximo ao Sítio Nossa Senhora da Conceição, com todas as condições climáticas idênticas a propriedade onde estava instalada a ETE piloto.

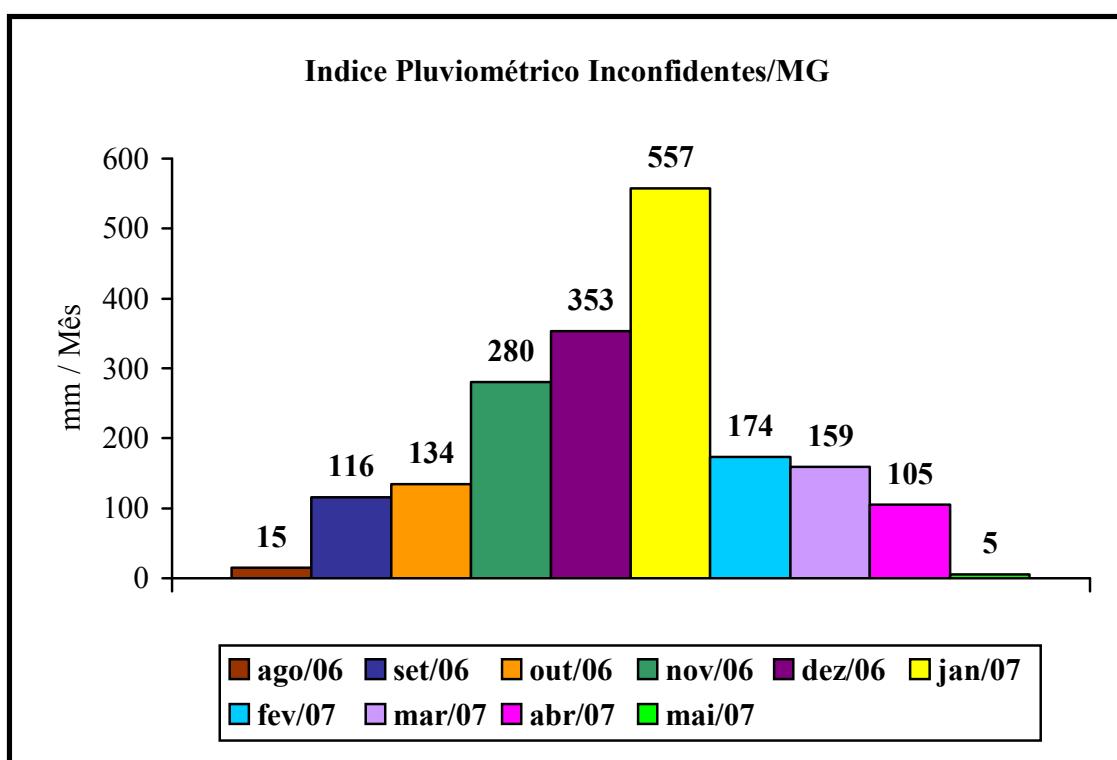


Figura 40 - Representação gráfica dos índices pluviométricos no Sítio Jaboti (Inconfidentes/MG)

Anexo 2 - Dimensionamento da Lagoa Anaeróbia

| | |
|--|---|
| <p>a) Vazão (Q) = m³ / dia</p> <p>DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxigênio</p> <p>DQO = Demanda Química de Oxigênio</p> <p>Relação Adotada:</p> $DQO \times DBO_5$ | <p>f) Área da Lagoa Anaeróbia (A)</p> <p>Profundidade Adotada = 1,50 m</p> $A = \frac{\text{Volume m}^3 (V)}{\text{Profundidade m (P)}}$ $A = m^2$ |
| <p>b) Carga: (L)</p> $L = \frac{Q \times DBO_5}{1000}$ <p>L = kg/DBO₅/dia</p> | <p>g) Dimensão da Lagoa Anaeróbia (L)</p> <p>L (largura) X C (comprimento)</p> <p>Proporção Adotada: até 1 / 3</p> |
| <p>c) Taxa de Aplicação Volumétrica: (Lv)</p> <p>Lv (adotada) = kg/DBO₅/m³/dia</p> | <p>h) Cálculo do Acúmulo de Lodo: (AC)</p> <p>Valor Adotado:</p> $AC = m^3/UA/\text{ano}$ <p>UA X AC = m³ / ano</p> |
| <p>d) Volume necessário: (V)</p> $V = \frac{L \text{ (carga)}}{Lv \text{ (taxa de aplicação)}}$ $V = m^3/\text{dia}$ | <p>i) Espessura: (Esp)/ano</p> $Esp = \frac{AC \text{ (acúmulo anual)} \times 1 \text{ ano}}{A \text{ (Área da Lagoa)}}$ <p>Esp = m/ano</p> |
| <p>e) Tempo de Detenção: (TDH)</p> $TDH = \frac{\text{Volume(V) m}^2}{Q \text{ (Vazão) m}^3}$ <p>TDH = dias</p> | <p>j) Viabilidade da Lagoa</p> <p>Tempo (anos) X Espessura (m)</p> <p>Tempo Adotado = anos</p> |

Anexo 3 - Dimensionamento da Lagoa Facultativa

| | |
|--|---|
| <p>a) Cálculo da DBO₅ Efluente: (L)</p> <p>Eficiência Adotada = 50% (Fator Segurança)</p> <p>DBO₅ inicial (DBO₅ i)= mg/litro</p> <p>DBO₅ efluente = mg/litro</p> | <p>h) Coeficiente de Remoção: (K)</p> <p>K = 0,20 d⁻¹ (correção para 20 °C)</p> <p>K_T = K₂₀ X θ^(T - 20)</p> |
| <p>b) Taxa de Aplicação Superficial: (LS)</p> <p>Adotada:</p> <p>LS = kg/DBO₅/ha/dia</p> | <p>i) Estimativa de DBO₅ Solúvel: (DBO₅ S)</p> <p>Ce = efluente lagoa anaeróbia</p> <p>K = coeficiente de remoção</p> <p>TDH = tempo de detenção</p> |
| <p>c) Área da Lagoa Facultativa: (A)</p> <p>A= L (Efluente Lagoa Anaeróbia)</p> <p>Ls (Taxa de Aplicação Superficial)</p> <p>A = m²</p> | <p>j) DBO₅ Particulada: (DBO₅ P)</p> <p>SS Ef = Sólido solúvel do Efluente</p> <p>DBO₅ P = mg/litro</p> |
| <p>d) Dimensionamento Lagoa Facultativa:</p> <p>D = L (Largura) X C (Comprimento)</p> <p>Proporção adotada: até 1/3</p> | <p>l) DBO₅ Total: (DBO₅ T)</p> <p>DBO₅ Total = DBO₅ S + DBO₅ P</p> <p>DBO₅ Total = mg/litro</p> |
| <p>e) Profundidade: (P)</p> <p>Adotada = m</p> | <p>m) Eficiência do Sistema (E)</p> <p>E = (DBO₅ i - DBO₅ T) X 100</p> <p>E (Eficiência do Sistema) = %</p> |
| <p>f) Volume Resultante: (V)</p> <p>V = A (área) X P (profundidade)</p> <p>V = m³</p> | <p>n) Área Útil Total: (AT)</p> <p>A_{LA} = Área Lagoa Anaeróbia</p> <p>A_{LF} = Área Lagoa Facultativa</p> <p>AT = A_{LA} m²+ A_{LF} m²</p> |
| <p>g) Tempo de Detenção: (TDH)</p> <p>TDH = $\frac{V \text{ (volume)}}{Q \text{ (vazão)}}$</p> <p>TDH = dias</p> | |

Anexo 4. Dimensionamento do Leito Cultivado

| | |
|--|---|
| <p>a) Características do Sistema:</p> <p>Fluxo do Sistema = Efluente: Temperatura de Verão = °C Temperatura de Inverno = °C Vazão (Q) = m³/dia DBO₅ Afluente: DBO_{AF} = mg/litro DBO Efluente: DBO_{EF} = mg/litro Constante Reação / 20 °C K_{20} = dias Meio Suporte =</p> <p>b) Carga Hidráulica: (KS)</p> <p>KS = m/dia (adotado) Inclinação do Leito = 1% $K_s \times S < 8,60$ (Recomendado)</p> <p>c) Vegetação = Raíz = cm de profundidade</p> <p>d) Área Transversal: (AC) Q = vazão média (m³/dia) K_s = carga hidráulica m³/m²/dia S = inclinação do leito / porcentagem (%) $AC = \frac{Q}{K_s \times S}$ $AC = m^2$ </p> | <p>e) Largura: (W) AC = Área Transversal d = profundidade de submersão (50 cm) $W = \frac{AC}{d}$ $W = m$</p> <p>f) Constante de Reação: (K_T) Verão = °C $K_{TV} = K_{20} \times 1,1^{(\text{verão } °C - 20)}$ Inverno = °C $K_{TI} = K_{20} \times 1,1^{(\text{Inverno } °C - 20)}$</p> <p>g) Área de Superfície: (AS) Q = Vazão $\ell nCo = DBO_{AF}$ $\ell nCe = DBO_{EF}$ K_T = Constante de Reação d = Profundidade n = porosidade do Sistema (50 cm) $AS = \frac{Q (\ell nCo - \ell nCe)}{K_T \times d \times n}$</p> <p>h) Comprimento: (L) $L = \frac{AS}{W}$</p> |
|--|---|

Anexo 4. Dimensionamento do Leito Cultivado (Continuação)

| | |
|---|--|
| <p>i) Tempo de Detenção: (TDH)</p> <p>Verão: K_{TV}</p> <p>Inverno: K_{TI}</p> <p>$Vv =$ Volume de Vazios (m^3)</p> $T = \frac{Vv}{Q} = \frac{L \times W \times d \times n}{Q}$ | <p>j) Área Útil Total: (AT)</p> <p>$A_{WT} =$ Área Leito Cultivado K_3</p> $AT = A_{LA} + A_{LF} + A_{WT} K_3$ $AT = m^2 + 30\% \text{ (Área adjacente)}$ <p>l) Tempo de Detenção Total: (TDH)</p> $TDH = A_{LA} + A_{LF} + A_{WT} K_3$ $TDH = \text{dias}$ |
|---|--|