

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**TRATAMENTO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS DE LATICÍNIOS
EM REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO
SEGUIDO DE LEITOS CULTIVADOS**

ANA CRISTINA FERREIRA MOREIRA DA SILVA

CAMPINAS
JULHO DE 2010

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**TRATAMENTO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS DE LATICÍNIOS
EM REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO
SEGUIDO DE LEITOS CULTIVADOS**

Tese apresentada à Banca Examinadora para
obtenção do título de Doutor em Engenharia
Agrícola na Área de Concentração em Água e
Solo.

ANA CRISTINA FERREIRA MOREIRA DA SILVA

Orientador: Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani

Co-Orientador: Prof. Dr. Denis Miguel Roston

CAMPINAS
JULHO DE 2010

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

Si38t Silva, Ana Cristina Ferreira Moreira da
Tratamento de resíduos líquidos de laticínios em
reator anaeróbio compartimentado seguido de leitos
cultivados / Ana Cristina Ferreira Moreira da Silva. --
Campinas, SP: [s.n.], 2010.

Orientadores: José Euclides Stipp Paterniani, Denis
Miguel Roston.

Tese de Doutorado - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Leitos cultivados. 2. Laticínios - Resíduos. 3.
Resíduos. 4. Águas residuais. I. Paterniani, José
Euclides Stipp. II. Roston, Denis Miguel. III.
Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de
Engenharia Agrícola. IV. Título.

Título em Inglês: Treatment of dairy wastewater using an anaerobic baffled
reactor followed by constructed wetlands

Palavras-chave em Inglês: Wetlands, Dairy - Waste, Waste, Wastewater

Área de concentração: Água e Solo

Titulação: Doutor em Engenharia Agrícola

Banca examinadora: Ademir José Pereira, Ranulfo Monte Alegre, Luciano
Zanella, Marcelus Alexander Acorinte Valentim

Data da defesa: 16/07/2010

Programa de Pós Graduação: Engenharia Agrícola

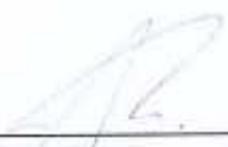
Este exemplar corresponde à redação final da **Tese de Doutorado** defendida por **Ana Cristina Ferreira Moreira da Silva**, aprovada pela Comissão Julgadora em 16 de julho de 2010, na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas.



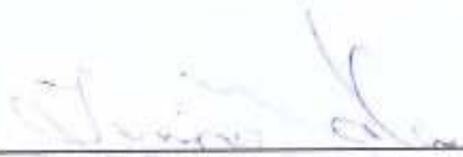
**Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani – Presidente e Orientador
Feagri/Unicamp**



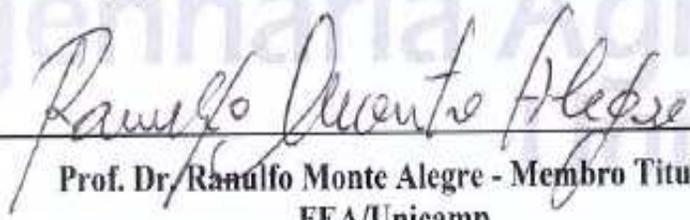
**Prof. Dr. Ademir José Pereira - Membro Titular
IFSuldeminas**



**Prof. Dr. Marcelus Alexander Acorinte Valentim - Membro Titular
CEETEPS**



**Prof. Dr. Luciano Zanella - Membro Titular
IPT**



**Prof. Dr. Ranulfo Monte Alegre - Membro Titular
FEA/Unicamp**

À minha filha Júlia, luz dos meus dias...
Ao meu marido, companheiro querido e amado...
À minha mãe, meu apoio e meu estímulo...
Ao meu filho, que logo vai nascer...

Dedico...

Se o conhecimento pode criar problemas, não é através da ignorância que podemos solucioná-los.

(Isaac Asimov)

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Paterniani, pela atenção, dedicação e amizade;

Ao Prof. Denis, pela disposição constante em ajudar e por sua amizade;

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais/Campus Inconfidentes, onde foi realizado o projeto, por sua parceria;

Ao Paulo Roberto, pelo apoio, colaboração e estímulo;

Ao Raul Bártholo, amigo dedicado, que muito contribuiu para o sucesso deste projeto;

À minha amiga querida Fernanda, por toda sua contribuição para a realização do trabalho;

Ao Thiago, pelas longas horas de parceria e dedicação ao projeto;

Ao Giovani, pela sua dedicação na condução das análises;

Ao Ronaldo Reale, por sua dedicação e ajuda incomparáveis em momentos sempre difíceis;

Ao Marlei, pela constante dedicação e ajuda;

Ao João, que construiu e reconstruiu comigo este projeto;

Ao meu irmão, Marco Antonio, por todas vezes que me ajudou e me apoiou;

Ao Edu, amigo de todos os momentos, sem o qual esse sonho não seria possível;

Ao meu querido amigo Taciano, indispensável e fundamental para o sucesso desta empreitada;

Aos amigos Wilson, Laércio Loures, Oswaldo e Claudino por colaborações valiosas;

Ao Nei pela ajuda em todas as horas;

Ao Delmo pelas inúmeras aulas de química;

À Náthaly por sua valiosa colaboração na revisão de português;

Ao Daniel, por sua ajuda, dedicação e amizade;

Ao prof. Cláudio Montenegro pela ajuda em todos os momentos;

Ao Rodrigo Puccini Venturin, Assessor do Minas Leite, pelas valiosas informações;

Ao Fernando Bonillo por sua ajuda com o projeto;

Ao Ademir, por sua ajuda tão importante;

Ao Dr. Clério Silva, do Ministério da Agricultura, por sua contribuição e atenção;

Ao Milton Olavo de Paiva Franco do IGAM, pelas informações;

À Beatriz, Angela e Cal do Comitê de Bacias dos Rios Mogi e Pardo, pela atenção e informações valiosas;

Ao Odilon e Juliano, pela ajuda com as análises;
Aos amigos Telmo, Irene e Gustavo pela ajuda dada de coração;
A todos os funcionários do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais/Campus Inconfidentes, meus colegas de trabalho e de jornada, pelo incentivo e todo tipo de colaboração;
Aos alunos que me ajudaram nestes quatro anos;
Aos meus tios Ana e Daniel, pelo incentivo e apoio constantes.
Ao meu amigo Niel, pelo apoio em todos os momentos;
À minha amiga querida Patrícia por não me deixar esmorecer;
À minha mãe, minha amiga Célia, Conceição, Roberta, Elaine, que cuidaram do meu bem mais precioso, minha filha, para que eu pudesse realizar este projeto;
Ao meu marido, Márcio, por sua paciência e estímulo, sempre;
À minha filha, pela paciência e amor;
A todos que, de alguma forma, colaboraram e participaram na realização deste sonho.

RESUMO

SILVA, A. C. F. M. **Tratamento de resíduos líquidos de laticínios em Reator Anaeróbio Compartimentado seguido de Leitos Cultivados**. FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 2010, 166p. (Tese de Doutorado).

Os efluentes de laticínios lançados nos cursos d'água provocam danos ambientais graves devido ao caráter extremamente orgânico destes resíduos. Portanto esses resíduos devem ser tratados visando à redução do impacto ambiental provocado por este tipo de atividade industrial. Este trabalho visou avaliar o desempenho e a eficiência de um sistema de tratamento de resíduos líquidos de laticínios na remoção da carga orgânica, fósforo, nitrogênio, sólidos e coliformes termotolerantes, do resíduo em uma indústria de laticínios, utilizando um sistema composto por caixas de gordura, reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados de fluxo subsuperficial vegetado com *Typha* sp. e utilizando como meio suporte brita #1, sob diferentes tempos de detenção hidráulica (3 e 5 dias) nos leitos cultivados. Como média geral na remoção de DBO e de DQO, o tratamento utilizando tempo de detenção de 3 dias conseguiu remover 98,87% de DBO e 99,77% de DQO, enquanto o tratamento utilizando 5 dias de detenção hidráulica removeu, em média, 99,51% de DBO e 99,56% de DQO. Para 5 dias de detenção hidráulica foi encontrado 3,63 mg.L⁻¹ de O₂. A redução de Nitrogênio sob todas as formas estudadas foi muito representativa, em média 88,56% de redução para o tratamento com 5 dias de detenção para o N total e 98,73% de redução de nitrato e 99,90% de redução de nitrito. A maior redução de fósforo pelo sistema foi de 96,26% para 5 dias de detenção. As concentrações de sólidos foram sempre muito inferiores aos níveis máximos permitidos pela legislação e nenhuma amostra de efluente tratado apresentou coliformes termotolerantes. Os resultados indicam que o sistema foi eficiente no tratamento de resíduos líquidos de laticínios.

Palavras-chave: Leitos cultivados; Laticínios – Resíduos; Resíduos; Águas residuais.

ABSTRACT

SILVA, A. C. F. M. **Treatment of dairy wastewater using an Anaerobic Baffled Reactor followed by Constructed Wetlands.** FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 2010, 166p. (Tese de Doutorado).

The dairy effluent dumped in water courses causes serious environmental damages due to the highly organic character of these residues. Therefore these residues must be treated to reduce the environmental impact caused by this type of industrial activity. This work aimed to evaluate the performance and the efficiency of a treatment system of dairy wastewater that consisted in removing the organic load, phosphorus, nitrogen, solid and thermotolerant coliform residual in a dairy industry. This was done by using a compost system of grease boxes, a anaerobic baffled reactor and a constructed wetland of subsurface flow cultivated with *Typha* sp. having gravel 1 as the support means and under different timings of hydraulic detention (3 and 5 days) in the wetlands. In the treatment performed using the detention time of 3 days the media of removal of BOD and COD, was 98,87% and 99,77% respectively; while in the treatment that was performed using 5 days as the hydraulic detention time the media of removal of BOD was 99,51% and of COD was 99,56%. For the 5 day detention it was found 3,63 mg. L⁻¹ of O₂. The reduction of Nitrogen under all the forms studied was significant, an average of 88,56% of reduction of total N, 98,73% reduction of nitrate and 99,90 % reduction of nitrite for the treatment using a 5 day detention. The biggest phosphorus reduction occurred in a 5 day detention and it was 96,26%. The concentrations of solids were always well bellow levels allowed by law and no sample of treated effluent presented thermotolerant coliforms. The results show that the system was efficient in the treatment of dairy wastewater.

Key words: wetlands; dairy – waste; Waste; .

LISTA DE SIGLAS, SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABR: Anaerobic Baffled Reactor
CERH: Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CH₄: Metano
CIP: Cleaning in Place
CO₂: Dióxido de Carbono
COD: Chemical Oxygen Demand (mg.L⁻¹)
COPAM: Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L⁻¹)
DQO: Demanda Química de Oxigênio (mg.L⁻¹)
DQO_T: Demanda Química de Oxigênio Total (mg.L⁻¹)
Eh: Potencial Redox
ER: Entrada do Reator
Fe²⁺: íon ferroso
FEAM: Fundação Estadual do Meio Ambiente
FSFluxo superficial
FSS: Fluxo Subsuperficial
H⁺: Íon Hidrogênio
H₂S: Sulfeto de hidrogênio
IMA: Instituto Mineiro de Agropecuária
INDI: Instituto de Desenvolvimento Integrado
L: Litro
LC: Leito Cultivado
LCFS: Leito Cultivado de Fluxo Superficial
LCFSS: Leito Cultivado de Fluxo Subsuperficial
LCFV: Leito Cultivado de Fluxo Vertical
MG: Minas Gerais
Mg: Miligrama
N: Nitrogênio
Na: Sódio
NaHCO₃: Bicarbonato de sódio
NaOH: Hidróxido de sódio
NASA: Agência Espacial Norte Americana
NH₃: Amônia
NH₃-N: Nitrogênio Amoniacal
NH₄⁺: Íon amônio
NO₂⁻: Nitrito
NO₃⁻: Nitrato
N-total: Nitrogênio Total
O₂: Gás Oxigênio
OD: Oxigênio dissolvido
OG: Óleos e Graxas
OMS: Organização Mundial de Saúde
P: Fósforo

pH: Potencial Hidrogeniônico
P-total: Fósforo Total
PVC: Policloreto de Vinila
RAC: Reator Anaeróbio Compartimentado
S²⁻: Sulfeto
SDF: Sólidos Dissolvidos Fixos
SDT: Sólidos Dissolvidos Totais
SDV: Sólidos Dissolvidos Voláteis
SIF: Serviço de Inspeção Federal
SO₃²⁻: Sulfito
SR: Saída do Reator
SS: Sólidos Suspensos
SSF: Sólidos Suspensos Fixos
SST: Sólidos Suspensos Totais
SSV: Sólidos Suspensos Voláteis
ST: Sólidos Totais
STF: Sólidos Totais Fixos
STV: Sólidos Totais Voláteis
TDC: Tempo de Detenção Celular
TDH: Tempo de Detenção Hidráulica
UAPB: Up-flow anaerobic packed bed bioreactor
UASB: Reator anaeróbio de Manta de Lodo
UASFF: Upflow anaerobic Sludge-fixed film bioreactor

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1: Pontos de produção de resíduos na indústria de laticínios.	69
Figura 4.2. Representação esquemática da unidade de produção e da unidade experimental de tratamento de resíduos.	71
Figura 4.3: Sistema de Tratamento – vista geral, a, b,c e d (caixas de gordura), e (reator anaeróbio compartimentado) e f (leitos cultivados com macrófitas).	72
Figura 4.4: Coleta de “finos” na primeira caixa de gordura.....	72
Figura 4.5: Caixas de gordura/Tanques de equalização.....	74
Figura 4.6: Esquema das caixas de gordura/Tanques de equalização.....	74
Figura 4.7: Detalhe da construção do RAC.....	75
Figura 4.8: Detalhe do Sistema de entrada e saída de efluente nas câmaras.....	75
Figura 4.9a: Reator Anaeróbio Compartimentado.....	75
Figura 4.9b: Alimentação do reator anaeróbio compartimentado.....	76
Figura 4.10: Foto do Reator Anaeróbio Compartimentado – vista externa.	76
Figura 4.11: Leitos Cultivados com TDH de 2 dias e 3 dias.	78
Figura 4.12: Representação do corte do leito cultivado.	79
Figura 4.13: Representação esquemática do plantio das mudas de taboa no leito com TDH de 2 dias.	80
Figura 4.14: Representação esquemática do plantio das mudas de taboa no leito com TDH de 3 dias.	80
Figura 4.15: Representação esquemática dos dispositivos de entrada e saída do efluente.	81
Figura 4.16: Dispositivo de entrada do efluente no leito cultivado.	81
Figura 4.17: Representação esquemática dos pontos de coletas das amostras.....	82
Figura 5.1: Plantas secas no leito cultivado.	85
Figura 5.2: Aspecto dos leitos com as plantas secas.	85
Figura 5.3: Plantas mortas no leito cultivado.	86
Figura 5.4: Replantio das mudas no leito cultivado.	86
Figura 5.5: Mudas após replantio.....	86
Figura 5.6: Vista do leito após replantio.	86
Figura 5.7: Resultados da condutividade elétrica e relação com a concentração de sais totais nos leitos cultivados.....	87
Figura 5.8: Alturas médias da taboa ao longo dos leitos cultivados no dia do corte.	88
Figura 5.9: Formação de maciços vegetais nos leitos cultivados.....	89

Figura 5.10: Vista da palhada no leito cultivado.....	90
Figura 5.11: Florescimento da Taboa.....	90
Figura 5.12: Corte da taboa.	90
Figura 5.13: Variações nas concentrações de DBO (mg L-1) ao longo do tempo.	93
Figura 5.14: Variações nas concentrações de DQO (mg. L-1) ao longo do tempo.	96
Figura 5.15: Variações nas concentrações de OD (mg. L-1) ao longo do tempo.	98
Figura 5.16: Variações de pH ao longo do tempo.....	101
Figura 5.17: Variações nas concentrações de Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹) ao longo do tempo.	103
Figura 5.18: Variações nas concentrações de Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹) ao longo do tempo.....	106
Figura 5.19: Variações nas concentrações de Nitrogênio Orgânico (mg.L ⁻¹) ao longo do tempo.	108
Figura 5.20: Variações nas concentrações de Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹) ao longo do tempo.	111
Figura 5.21: Variações nas concentrações de NO ₃ (mg.L ⁻¹) ao longo do tempo.	115
Figura 5.22: Variações nas concentrações de NO ₂ (mg.L ⁻¹) ao longo do tempo.	117
Figura 5.23: Variações nas concentrações de Fósforo (mg.L ⁻¹) ao longo do tempo.....	119
Figura 5.24: Variações nas concentrações de SST (mg.L ⁻¹) ao longo do tempo.	123
Figura 5.25: Variações nas concentrações de SDT (mg.L ⁻¹) ao longo do tempo.....	124
Figura 5.26: Variações nas concentrações de Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹) ao longo do tempo.	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1: Resultados médios de condutividade elétrica realizada nos leitos cultivados e sua relação com a concentração de sais totais.	87
Tabela 5.2: Produção de biomassa úmida e seca nos leitos cultivados após 344 dias de cultivo.	91
Tabela 5.3: Concentração média de DBO5 (mg.L^{-1}) nos pontos de amostragem.	92
Tabela 5.4: Concentração média de DQO nos pontos de amostragem.	95
Tabela 5.5: Concentração média de OD nos pontos de amostragem.	97
Tabela 5.6: Valores médios de pH nos pontos de amostragem.	100
Tabela 5.7: Valores médios de Alcalinidade nos pontos de amostragem.	102
Tabela 5.8: Valores médios de Nitrogênio Total nos pontos de amostragem.	105
Tabela 5.9: Concentração média de Nitrogênio orgânico nos pontos de amostragem.	108
Tabela 5.10: Concentração média de Nitrogênio amoniacal nos pontos de amostragem.	110
Tabela 5.11: Concentração média de Nitrato nos pontos de amostragem.	114
Tabela 5.12: Concentração média de Nitrito nos pontos de amostragem.	117
Tabela 5.13: Concentração média de Fósforo nos pontos de amostragem.	118
Tabela 5.14: Concentração média SDT, SST e Sólidos Sedimentáveis nos pontos de amostragem.	121
Tabela 5.15: Concentração média de Sólidos Totais nos pontos de amostragem.	146
Tabela 5.16: Concentração média de SDF nos pontos de amostragem.	146
Tabela 5.17: Concentração média de SDV nos pontos de amostragem.	146
Tabela 5.18: Concentração média de STF nos pontos de amostragem.	147
Tabela 5.19: Concentração média de STV nos pontos de amostragem.	147
Tabela 5.20: Concentração média de SSF nos pontos de amostragem.	147
Tabela 5.21: Concentração média de SSV nos pontos de amostragem.	148

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1: Caracterização de efluentes de laticínios	16
Quadro 4.1: Parâmetros avaliados e métodos utilizados nas análises	83

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	1
2.	OBJETIVOS	4
2.1.	Objetivo Geral	4
2.2.	Objetivos Específicos	4
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1.	A produção de leite no Brasil e em Minas Gerais	5
3.2.	A Indústria de laticínios no estado de Minas Gerais	6
3.3.	Origem e características do resíduo	8
3.4.	Impactos ambientais gerados pelo resíduo	18
3.5.	Considerações sobre tratamento de resíduos líquidos de laticínios.....	22
3.5.1.	Sistemas anaeróbios.....	29
3.5.1.1.	Fundamentos da digestão anaeróbia	29
3.5.2.	Leitos Cultivados com Macrófitas ou “Wetlands” Construídas	42
3.5.2.1.	Definição e Classificação	42
3.5.2.2.	Critérios de Projeto	44
3.5.2.3.	Uso de Macrófitas e Seleção do gênero Typha sp.....	48
3.5.2.4.	Desenvolvimento de estudos científicos utilizando leitos cultivados com macrófitas no tratamento de resíduos	54
4.	MATERIAL E MÉTODOS	68
4.1.	Local do experimento	68
4.2.	Tratamento.....	71
4.2.1.	Caixas de gordura/Tanques de equalização.....	73
4.2.2.	Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC).....	75
4.2.3.	Leitos cultivados.....	77
4.3.	Coleta das amostras	82
4.4.	Métodos de análise laboratorial para quantificação das variáveis avaliadas.....	83
4.5.	Avaliação estatística dos dados	84
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	85
5.1.	Desenvolvimento da Typha sp.	85
5.2.	Desempenho do Sistema.....	91
5.2.1.	Remoção de matéria orgânica.....	91
5.2.2.	Oxigênio Dissolvido.....	97
5.2.3.	pH e Alcalinidade	99
5.2.4.	Nitrogênio Total	104
5.2.4.1.	Nitrogênio Orgânico	107
5.2.4.2.	Nitrogênio amoniacal	110
5.2.4.3.	Nitrato.....	113
5.2.4.4.	Nitrito	116
5.2.5.	Fósforo.....	118
5.2.6.	Remoção de Sólidos	120
5.2.7.	Remoção de Coliformes Termotolerantes	126

6.	CONCLUSÕES.....	128
7.	RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES	130
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	131
9.	ANEXO.....	146

1. INTRODUÇÃO

As indústrias de alimentos em geral utilizam grandes quantidades de água no processamento e nas operações de higienização de suas instalações. A indústria de laticínios, que representa uma atividade de grande importância na economia mundial, tendo o Brasil como o sexto maior produtor, tem convivido com o excesso de consumo de água durante os processos de higienização, que representa mais de 80% da demanda de água nestas agroindústrias.

Os efluentes de laticínios lançados nos cursos d'água provocam danos ambientais graves devido ao caráter extremamente orgânico destes resíduos. Para um laticínio se adequar aos padrões da legislação ambiental, faz-se necessário que algumas medidas sejam tomadas, como a redução dos efluentes líquidos industriais gerados no beneficiamento do leite e seus derivados, e o tratamento destes efluentes visando a redução do impacto ambiental provocado por este tipo de atividade industrial. A água de lavagem sozinha é responsável por sérios danos ambientais, ainda que haja o aproveitamento de todo o soro.

Apesar de representarem um setor economicamente e socialmente importante da indústria de alimentos no país, os laticínios, contribuem de forma significativa com a poluição hídrica ao lançar seus efluentes sem tratamento nos cursos d'água, considerando-se que 90% dos laticínios em funcionamento são de pequeno e médio portes e sem condições para implementar e operar sistemas de tratamento de efluentes. O problema torna-se mais grave quando o soro, não aproveitado pela indústria, é incorporado aos resíduos e descartado diretamente nos cursos d'água, o que torna este resíduo altamente poluente, com uma concentração de matéria orgânica de cem a duzentas vezes maior do que a do esgoto doméstico.

Devido a essas características, o resíduo proveniente da indústria de laticínios deve sofrer tratamento adequado antes de sua disposição final em corpos receptores e para condições de reuso.

Segundo a Legislação de Minas Gerais, é necessário que o efluente tratado 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 nos cursos d'água. Nitrogênio e fósforo, quando estão presentes em níveis elevados no efluente, podem causar eutrofização do meio em que é lançado. E como estes nutrientes estão presentes nos resíduos de laticínios é importante avaliar os níveis destes nutrientes no efluente tratado (COPAM/CERH-MG, DN nº1 de 05/05/2008).

Se a opção for o reuso do efluente tratado para fins agrícolas deve-se levar em conta as características físico-químicas do efluente, no caso de laticínio quanto aos teores de Nitrogênio e Fósforo, e as necessidades das nutricionais das culturas sugeridas.

O tratamento dispensado às águas residuárias de indústrias de laticínios é, em sua grande maioria, do tipo biológico. Os processos aeróbios são os universalmente usados para o tratamento de resíduos de laticínios, porém demandam grandes áreas para a sua instalação, nem sempre disponíveis. Existem vários métodos anaeróbios para o tratamento de águas residuárias, dentre os quais se destaca o Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC).

Em comparação com outros tipos de tratamentos, o processo anaeróbio responde satisfatoriamente bem às flutuações de carga, principalmente quando os reatores já se encontram operando em estado de equilíbrio dinâmico.

Vários estudos realizados indicam que o RAC é eficiente na remoção da DBO, porém é pouco eficiente na remoção de nitrogênio e fósforo devido às características do processo anaeróbio, portanto recomenda-se que o efluente tratado pelo RAC passe por um processo de polimento para se atingir os padrões adequados de lançamento e não produzir eutrofização do ambiente lótico em que será lançado.

No tratamento de polimento de efluente de RAC, a utilização de leitos cultivados por macrófitas é indicado, pois a vegetação utiliza os nutrientes disponibilizados pela água residuária, extraindo macro e micronutrientes, evitando seu acúmulo e a conseqüente

salinização do meio onde ocorre o seu desenvolvimento. Estas plantas favorecem o desenvolvimento de filmes biologicamente ativos que propiciam a degradação dos compostos orgânicos, concorrendo para mais eficiente e rápida depuração da água residuária. As grandes vantagens do sistema são o baixo custo para implantação e operação, e alta eficiência na remoção de DBO e nutrientes em solução.

Poucos estudos têm sido realizados sobre tratamento de resíduos de laticínios em leitos cultivados, por isso este trabalho tem como objetivos conhecer a eficiência de um sistema composto por Reator Anaeróbio Compartimentado e leitos cultivados com *Typha* sp. na remoção de matéria orgânica e nutrientes de resíduo líquido de uma indústria de laticínios em condições reais de funcionamento.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Estudar a remoção da carga orgânica (DBO), fósforo e nitrogênio do resíduo líquido de uma indústria de laticínio, utilizando um sistema composto por caixas de gordura, reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados com macrófitas, sob diferentes tempos de detenção hidráulica.

2.2. Objetivos Específicos

- Projetar e construir um sistema de tratamento de resíduos líquidos, constituído por caixas de gordura, reator anaeróbio compartimentado e por leitos cultivados com macrófitas.
- Avaliar o sistema por leitos construídos quanto à remoção de matéria orgânica do resíduo líquido em diferentes tempos de detenção.
- Monitorar os níveis de nitrogênio e fósforo presentes no efluente tratado.
- Comparar os resultados obtidos no efluente tratado com a classe do corpo receptor e com a Legislação.
- Comparar os resultados obtidos no efluente tratado com a classe do corpo receptor e com a Legislação.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. A produção de leite no Brasil e em Minas Gerais

Em 2008 foram produzidos 578.450.488 toneladas de leite de vaca no mundo, sendo os Estados Unidos o principal país produtor com 83.178.896 toneladas produzidas, com um rebanho de 9.224.000 cabeças e com 9,13 toneladas/cabeça/ano. O segundo maior produtor neste mesmo ano foi a Índia com 44.100.000 toneladas de leite produzidos, com um rebanho de 38.500.000 cabeças e produtividade de 1,09 tonelada/cabeça/ano; seguido pela China com 35.853.665 toneladas de leite produzidos com um rebanho de 12.652.601 cabeças e produtividade de 2,59 tonelada/cabeça/ano. A Rússia produziu 32.117.427 toneladas de leite em 2008, ocupando a quarta colocação, contando com um rebanho de 9.221.000 cabeças produzindo 3,46 toneladas/cabeça/ano. Como quinto produtor em 2008, a Alemanha produziu 28.653.256 toneladas de leite com um rebanho de 4.217.711 cabeças produzindo 6,61 toneladas/cabeça/ano (PRINCIPAIS INDICADORES LEITE E DERIVADOS, 2010).

O Brasil é o sexto maior produtor mundial de leite, com 27.579.383.000 litros de leite produzidas em 2008, com um rebanho de 21.599.910 cabeças e produtividade de 1,21 tonelada leite/cabeça/ano. A região sudeste foi a responsável pela produção de 10.131.577.000 litros em 2008, destes, 8.153.585.000 litros foram produzidos sob inspeção; sendo Minas Gerais o estado maior produtor com 7.657.305.000 litros produzidos no mesmo ano, correspondendo a 27,76% do total nacional, com um rebanho de 5.143.689 vacas ordenhadas no estado e produtividade de 1.489 litros/vaca/ano. (PRINCIPAIS INDICADORES LEITE E DERIVADOS, 2010)

No período de janeiro a setembro de 2009 a região sudeste foi responsável pela produção de 5.607.632.000 litros sob inspeção sanitária. (PRINCIPAIS INDICADORES LEITE E DERIVADOS, 2010)

Muitos fatores colaboram para a supremacia de Minas Gerais na produção de leite, como as excelentes condições de clima e solo, a localização estratégica em relação aos grandes centros consumidores, a tradição e a experiência na exploração pecuária.

3.2. A Indústria de laticínios no estado de Minas Gerais

Com uma produção leiteira tão marcante, o segmento de laticínios é o mais expressivo da indústria de alimentos no Brasil e em 2001 correspondeu a 16,78% das vendas totais das indústrias de alimentos do país e a agroindústria mineira do leite é a mais importante do país. Minas Gerais possui liderança histórica, foi sede da primeira indústria de laticínios da América do Sul e o setor possui expressiva representatividade no cenário nacional produzindo cerca de 30% do total de leite produzido no país, além da produção de derivados do leite. (INDI, 2002).

Em 2001 Minas Gerais possuía 34,16% dos estabelecimentos industriais de laticínios do país, correspondendo a 689 estabelecimentos e de acordo com o Ministério da Agricultura apresentavam a seguinte configuração: fábrica de laticínios: 366 unidades; posto de refrigeração - 172; usina de beneficiamento - 124; entreposto de laticínios - 14; fábrica de coalho e coagulante - 1; posto de recebimento - 1; granja leiteira - 7 e entreposto de usina - 4. (INDI, 2002)

O Sul de Minas, em 2003, apresentou a maior concentração industrial, com 210 unidades, seguido pela Zona da Mata - 118; Central - 94; Triângulo Mineiro - 70; Rio Doce - 43; Alto do Paranaíba - 42; Centro-Oeste de Minas - 42 e demais regiões com 43 unidades.

Em 2009 existiam cerca de cinco mil laticínios no país, 50% localizados em Minas Gerais, sendo 80% correspondentes a micro e pequenas empresas que, em sua maioria, não realizam tratamento das águas residuárias e os outros 20% correspondem a médias e grandes empresas. (PEREIRA et al. 2009).

Segundo dados do Ministério da Agricultura, em fevereiro de 2010 constavam na relação de estabelecimentos registrados no Serviço de Inspeção Federal (SIF), em Minas Gerais, 1 fábrica de coalho e coagulante, 2 granjas leiteiras, 4 entrepostos de usina, 82 postos de refrigeração, 114 usinas de beneficiamento e 322 fábricas de laticínios (MAPA, 2010).

Já no âmbito estadual, no Instituto Mineiro de Agropecuária, em fevereiro de 2010, 137 fábricas de laticínios, 66 usinas de beneficiamento, 3 estábulos leiteiros e 1 granja leiteira, encontravam-se registrados (IMA, 2010).

Porém a maior parte dessas indústrias é de pequenas e médias empresas, das quais aproximadamente 40,0% podem processar até 5 mil litros de leite por dia; cerca de 18,0% processam de 5 a 10 mil litros por dia; 17% processam de 10 a 20 mil litros por dia; 17,5% de 20 a 50 mil por dia e somente cerca de 8,0% processam mais de 50.000 litros por dia. Essas pequenas e médias empresas não possuem, de forma geral, nenhum tipo de tratamento de resíduo ou sistema de controle de poluição. (MACHADO, 1999). Dados como este comprovam a importância de estudos e desenvolvimento de tecnologias para tratamento de resíduos acessível a essas pequenas e médias empresas.

3.3. Origem e características do resíduo

Os laticínios representam um setor, economicamente e socialmente importante da indústria de alimentos no país, entretanto, contribuem de forma significativa com a poluição hídrica ao lançar seus efluentes sem tratamento nos cursos d'água (MINAS AMBIENTE, 1998; MENDES e CASTRO, 2004).

O problema é ainda mais grave, considerando-se que 90% dos laticínios em funcionamento são de pequeno e médio portes e sem condições para implementar e operar sistemas de tratamento de efluentes (SEBRAE, 1998, MACHADO et al. 1999). E quando o soro é incorporado aos efluentes líquidos de um laticínio, ele deixa de ser considerado por suas qualidades químicas e nutricionais e passa a ser analisado apenas por seu potencial poluidor em função do seu volume e carga orgânica.

Outro agravante na questão ambiental é a grande diversidade de produtos de laticínios, desde a produção de leite de consumo, pasteurizado ou esterilizado, até queijos dos mais simples aos mais elaborados, sorvetes, cremes, bebidas lácteas, doces, etc. Essa diversidade produz resíduos com características diferentes em cada unidade de produção além de ampla variação de vazão. A variedade de produtos de laticínios é grande e a produção de resíduos varia de acordo com o produto (BRIÃO, 2000).

Cada unidade de produção possui características próprias de vazão e composição de seus resíduos e estas características são de fundamental importância para o desenvolvimento de um sistema de tratamento de resíduos eficiente.

Os problemas ambientais mais sérios causados por agroindústrias de laticínios estão relacionados ao destino dado à parcela não aproveitada do soro que é lançada diretamente nos cursos d'água. Segundo MACHADO et al. (2002), este pode ser o maior impacto ambiental, devido a alta demanda biológica de oxigênio (DBO) do soro, tornando este resíduo altamente poluente e com uma concentração de matéria orgânica de cem a duzentas vezes maior do que a do lixo doméstico.

A quantificação da vazão ou volume de águas residuárias geradas em laticínios depende, fundamentalmente, de uma caracterização prévia dos produtos obtidos e das formas de processamento empregadas, já que as águas residuárias das indústrias de laticínios apresentam ampla variação de vazão, dependente do período do dia e do tipo de atividade executada. (MATOS, 2005).

KONIG et al. (2000) encontraram vazões bastante variadas ao longo do dia, com valores mais elevados entre 11 e 15 horas, horário de maior produção da indústria estudada, até 7,50 m³/h, e valores mais baixos no início e no término das atividades industriais, menos de 1 m³/h, demonstrando que a produção de resíduos líquidos em uma indústria de laticínios possui picos de acordo com o processo produtivo.

De acordo com MACHADO et al. (1999) a vazão e o volume dos efluentes estão intimamente relacionados ao volume de água consumido pelo laticínio. Segundo STRYDOM et al. (1997), o valor da relação entre a vazão de efluentes líquidos e a vazão de água consumida pelos laticínios costuma situar-se entre 0,75 e 0,95. Em Planos de Controle Ambiental apresentados à Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), o valor desse mesmo coeficiente varia entre 0,89 e 0,96.

Em trabalho realizado por SARAIVA et al. (2009), em laticínio de pequeno porte para avaliação e consumo de água e geração de efluente, o valor encontrado para essa relação foi de 1,09 e o coeficiente médio de geração de efluentes do laticínio foi de 3,5 L.L⁻¹ de leite processado. Neste mesmo trabalho constataram que o coeficiente médio de consumo de água na indústria avaliada foi de 3,2 L.L⁻¹ de leite processado, resultado muito semelhante aos encontrados por MACHADO et al. (2002), que encontraram coeficientes de consumo de água variando entre 3,0 e 4,5 L.L⁻¹ de leite processado em indústrias com capacidade de recebimento e processamento de leite entre 10.000 e 20.000 L.dia⁻¹.

Segundo MATOS (2005) a vazão de águas residuárias nas agroindústrias pode ser determinada diretamente em pontos de lançamento, ou pode ser estimada tomando-se por

base o consumo de água no processo de produção, incluindo-se águas usadas na lavagem de pisos e maquinário.

Segundo BRAILE e CAVALCANTI (1993) e MACHADO et al. (2006) , a indústria de laticínios caracteriza-se por consumir quantidades de água elevadas em operações de processamento e higienização, gerando, assim, elevadas vazões de efluentes, de 1,1 a 6,8 m³ efluente/m³ leite processado, contendo nutrientes, agentes infectantes e matéria orgânica. De acordo com BRIÃO (2000), o coeficiente médio usado para projetos e estimativas para a indústria brasileira de laticínios é de um litro de efluente gerado para cada litro de leite processado ou produzido. BRIÃO (2005) encontrou o coeficiente volumétrico no valor de 0,086 m³ efluente/m³ leite recebido.

De acordo com MACHADO et al. (2000), o coeficiente de volume de efluente líquido, expresso em termos de volume de efluente líquido gerado na indústria, dividido pelo volume de leite recebido é muito prático, permitindo uma rápida estimativa da vazão do efluente líquido uma vez conhecido o volume de leite recebido e o período de trabalho do laticínio. MACHADO et al. (2000) observaram diferenças no consumo diário de água em relação ao volume de leite beneficiado por uma indústria de laticínios de acordo com a capacidade produtiva, sendo que quanto maior a capacidade produtiva, menor o consumo de água. Considerando-se o período efetivo de funcionamento das empresas estudadas, encontraram valores máximos, médios e mínimos para as vazões dos efluentes líquidos gerados nestes laticínios. Em laticínios com capacidade produtiva de 1000 L leite/dia a vazão máxima encontrada foi de 4,0 m³/h, a vazão média de 1,0 m³/h e a vazão mínima de 0,2m³/h, enquanto para laticínios de grande porte com capacidade de 80.000 L leite/dia, as vazões máxima, média e mínima, foram respectivamente, 80,0m³/h, 20,0m³/h e 4,0m³/h. Indicando que a vazão máxima observada foi cerca de 4 vezes a vazão média e a mínima foi cerca de 20% da média.

Em indústrias de laticínios, todas as etapas de processamento geram grandes volumes de efluentes devido ao processo de higienização. Essa água de processo, que

contém frações diluídas de produtos lácteos, contribui significativamente para a produção total do efluente (BALLANEC, 2002).

Embora com características próprias que variam de uma indústria de laticínios para outra, de modo geral, o efluente gerado na higienização de laticínios, mesmo quando se faz a separação do soro, é rico em gorduras, carboidratos, principalmente a lactose, e proteínas, principalmente a caseína, que passam a ser contaminantes quando o resíduo é lançado diretamente em corpos receptores (PEIRANO, 1995).

As águas de lavagem resultantes dos processos de limpeza são as que mais contribuem para o volume gerado de efluentes na empresa (MENDES, 2003) e com elevada carga orgânica, tanto da matéria-prima, quanto dos seus derivados (BRIÃO, 2000; MACHADO et al. 2006; MENDES et al. 2006) refletindo em um efluente com elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), óleos e graxas, nitrogênio, fósforo, etc., além do descarte de águas de enxágüe com pH variando de 1,0 a 13,0 pelo sistema CIP (Cleaning in Place) de limpeza automática (BRIÃO, 2000; BRIÃO, 2005). Até 90% - 94% da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do efluente está relacionada diretamente a perdas de leite, que podem chegar a 2,0% do volume total do leite processado na indústria (WASTEWATER, 1999; KIRSH e LOOBY, 1999).

Entretanto, WASTEWATER (1999) relata que bons programas de gerenciamento de resíduos podem atingir valores bem inferiores, próximo a 0,5% de perda de leite. Essa diferença significativa reduziria a produção de DBO lançada nos corpos receptores.

Além das águas de lavagem das indústrias, os efluentes líquidos de laticínios são formados também pelos esgotos sanitários gerados e águas pluviais captadas nas indústrias (MACHADO et al. 2001).

Na geração de efluentes alguns procedimentos são considerados críticos em termos operacionais, como na lavagem dos caminhões tanque e latões, que gera um grande volume

de águas residuárias com elevada carga orgânica, devido aos resíduos de leite na água de lavagem (MACHADO et al. 2006).

O consumo de água de limpeza no setor de laticínios representa mais de 80% da demanda de água nestas agroindústrias, águas que devem ser tratadas em sistemas de tratamentos de resíduos e considerando os diversos estágios da geração de efluentes em laticínios, as etapas de limpeza também acrescentam às águas, tanto compostos derivados do leite, quanto compostos estranhos à sua composição (BRIÃO, 2007).

No processamento do leite de consumo pasteurizado as operações geradoras de águas residuárias são a lavagem e desinfecção de equipamentos como tanques de estocagem e recepção, pasteurizador, centrífugas, homogeneizadores, tubulações, latões, embaladeiras, etc., além de quebra de embalagens contendo leite, perda nas embaladeiras e lubrificação dos transportadores. Produz-se, em média, cerca de 3,25 litros de água residuária para cada litro de leite processado. Gerando, em média, 2,0 kg ou mais de DBO por cada 1.000 kg de leite processado. (MATOS, 2005). Nesta etapa de pasteurização são utilizadas soluções alcalinas e ácidas muito concentradas que acabam sendo encaminhadas para o sistema de tratamento de efluentes (MACHADO et al. 2006).

Na produção de queijos, o leite desnatado ou integral é submetido a um processo de coagulação com a adição de enzimas como a renina, por exemplo. Após a coagulação, a emulsão é quebrada, obtendo-se, uma parte sólida (coágulo) e uma parte líquida, o soro, que constitui o resíduo que causa maior preocupação pela significativa carga orgânica que detém (MATOS, 2005). O soro obtido através deste processo, no qual a caseína é insolubilizada no seu ponto isoelétrico, é chamado soro doce. O soro doce é o mais comum e contém, além de cálcio, caseinato, proteínas, lipídios e sais minerais. Os sais minerais presentes são os mesmos presentes no leite, entre os mais importantes estão os sais de cálcio, os de magnésio e os de fósforo (MADRI et al. 1995). A composição nutricional média do soro doce, segundo Oliveira (1986) é de 93% de água, 0,9% de proteína, 0,2% de gordura, 5,0% de lactose, 0,6% de cinzas e 6,7% de sólidos totais.

O soro pode também ser obtido por precipitação ácida, sendo chamado, então, de soro ácido (PELEGRINE e CARRAQUEIRA, 2008). Nesta etapa de corte da massa e drenagem do soro utiliza-se grande volume de água pra remover o soro e coágulos de queijos resultantes do processo, gerando um resíduo rico em matéria orgânica que deve ser tratado (MACHADO et al. 2006).

Aproximadamente 85% -95% do volume de leite usado na fabricação de queijos resulta em soro, que contém cerca de metade dos sólidos totais do leite, representados por proteínas hidrossolúveis, principalmente albuminas e globulinas, sais, gordura e lactose (MORR et al., 1973).

Para cada litro de leite utilizado na fabricação de queijo são gerados de 0,6 a 0,9 litro de soro ou, de outra forma, para cada quilo de queijo produzido gera-se cerca de 27-55 kg de soro. Na produção de queijos gera-se entre 3 e 4 litros de água residuária para cada litro de leite processado, além de mais 5 a 10 litros de soro para cada quilo de queijo produzido.

As águas residuárias da queijaria possuem, além de soro, coágulos, leite diluído cuja matéria orgânica contém compostos protéicos, gordurosos e carboidratos, materiais sólidos flutuantes (principalmente graxas), produtos químicos ácidos e alcalinos, detergentes e desinfetantes, e seu pH é mais baixo do que no processamento do leite e do creme, devido à produção do ácido láctico pelos microrganismos. (BRAILE e CAVALCANTE, 1993).

Na produção de cremes, a água residuária é rica também em material gorduroso que deve ser removido por flotores para uma maior eficiência do sistema de tratamento. (MENDES et al. 2006).

Os despejos provenientes da fabricação de iogurtes e bebidas lácteas são ácidos, devido à fermentação ocorrida no processamento. Além disso, as adições de polpas de frutas, essências, leite em pó, açúcar e outros insumos elevam a carga orgânica das águas residuárias. (BRAILE e CAVALCANTE, 1993; MATOS, 2005).

As águas residuárias podem conter também diversas substâncias usadas para a limpeza de equipamentos e utensílios na fábrica, como os alcalinos, os fosfatos, os ácidos, os tensoativos e os complexantes. Entre os principais agentes alcalinos utilizados, destaca-se o hidróxido de sódio, que apresenta um pH próximo a 13, quando em solução a 1%; já entre os agentes ácidos inorgânicos, estão os ácidos nítrico, fosfórico e clorídrico. Dentre os sanitizantes químicos mais usados em laticínios estão os compostos à base de cloro, iodo, amônia quaternária, ácido peracético, peróxido de hidrogênio, clorhexidina, irgasan, e outros. (MATOS, 2005). O uso destes produtos altera significativamente a composição das águas residuárias a cada dia dependendo do equipamento utilizado e da limpeza necessária.

As águas residuárias do processamento do leite fresco são ricas em material orgânico dissolvido e muito pobres em material orgânico suspenso. O efluente gerado no beneficiamento do leite contém uma DBO em torno de 3000 mg.L⁻¹ (MENDES et al.2006).

A DBO do leite integral é cerca de 100.000 mg L⁻¹ e exigem uma alta demanda de oxigênio para sua decomposição, mesmo em pequenas quantidades, porém seu valor nas águas residuárias irá depender do tipo de processamento a que o leite foi exposto e do tipo de produto manufaturado. Tem-se, em média, 2,0 kg ou mais de DBO por cada 1.000 kg de leite processado, sendo que, em média, a água residuária contém 4.200 mg L⁻¹ de DBO (MATOS, 2005).

Em um laticínio com queijaria, em razão do soro que contém elevada DBO (entre 30.000 a 60.000 mg.L⁻¹), as águas residuárias geradas apresentam maior carga orgânica. (MATOS, 2005). Sendo da ordem de 50.000 mg.L⁻¹ (GAVALA et al. 1999) e o teor de lipídios é superior a 1500 mg.L⁻¹ (HWU et al. 1998; GAVALA et al. 1999). Os lipídeos causam flotação da biomassa e má formação de grânulos de lodo em reatores anaeróbios de fluxo ascendente (HWU et al. 1998; GAVALA et al. 1999), toxicidade a microrganismos acetogênicos e metanogênicos (HANAKI et al. 1981), e formação de espumas devido ao acúmulo de ácidos graxos não biodegradados (SALMINEN e RINTALA, 2002). MENDES

et al. (2006,) encontraram valores médios mais altos de lipídeos em efluentes de laticínios, 4.680 mg.L⁻¹, muito superior ao normalmente descrito na literatura.

O soro proveniente da fabricação de queijos apresenta em sua composição química, em média, 93-94% de água, 4,5-5,0% de lactose, 0,7-0,9% de proteínas solúveis, 0,6-1,0% de sais minerais e quantidades apreciáveis de outros componentes como vitaminas do grupo B (GONZALES, 1996).

O extrato seco do soro de leite corresponde a, aproximadamente, 7%, dos quais 4,5% correspondem à lactose, 0,9% às proteínas solúveis e 0,6% a sais minerais, quantidades estas dependentes dos procedimentos utilizados no processo de fabricação do queijo e dos métodos utilizados na obtenção do soro em pó (MOOR, 1989).

A lactose e proteínas solúveis são os mais importantes componentes presentes no soro. As proteínas possuem alto valor nutricional, pois contêm todos os aminoácidos essenciais (FERREIRA, 1997) e a lactose por ser fonte de material energético para diversos processos biotecnológicos (TIMOFIECSYK, 2000).

No Quadro 3.1 estão apresentadas algumas caracterizações de efluentes de indústrias de laticínios segundo alguns pesquisadores. Observa-se que os parâmetros variam em função dos produtos industrializados.

Quadro 3.1: Caracterização de efluentes de laticínios.

Autor	Produtos	DBO*	DQO*	SST*	SSV*	NTK*	OG*	pH
Wilson e Murphy (1986)	queijo, leite em pó e creme	1900	3390	850	760	130	290	6-7
Cocci et al. (1991)	queijo, sorvete, creme e iogurte	4800	12000	400	-	-	-	4-12
Ozturk et al. (1993)	leite pasteurizado, iogurte, manteiga e queijo	500-1300	950-2400	90-450	-	70-85	110-260	5-9,5
Kasapgil et al. (1994)	leite pasteurizado e creme	1200-4000	2000 - 6000	350-1000	330-940	50- 60	300-500	8-11
Monroy et al. (1995)	queijo	3000	4430	1110	-	-	754	7,3

Fonte: Adaptado de MACHADO et al. (1999).

* valores em mg.L⁻¹

Os efluentes líquidos industriais nada mais são do que despejos líquidos originários de diversas atividades desenvolvidas na indústria, contendo leite e produtos do leite, detergentes, desinfetantes, areia, lubrificantes, açúcar, pedaços de frutas, essências e condimentos diversos, diluídos nas águas de lavagem de equipamentos, tubulações, pisos e demais instalações da indústria (MACHADO et al. 2000.)

No Brasil o soro tem três destinações principais, pode ser utilizado na fabricação de ricota fresca, utilizado na alimentação de suínos e descartado direta ou indiretamente nos cursos d'água sem qualquer tipo de tratamento. Este descarte gera um grande problema

ambiental, pois o potencial poluidor do soro de queijo é aproximadamente cem vezes maior que o do esgoto doméstico (MARTINS et al. 2000).

Quando o soro não é separado dos resíduos líquidos e reaproveitado, ocorre um aumento da carga orgânica do resíduo líquido lançado ao corpo receptor. Portanto, pequenos laticínios possuem potencial poluidor mais elevado, por não apresentarem, em geral, meios de separar esse soro e destiná-lo da forma mais adequada.

E o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente, e também não ocasionar a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade de água, estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência.

As condições de lançamento de efluentes de indústria de alimentos segundo a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N°1 de 05 de maio de 2008, são:

- o pH deve situar-se entre 6,0 e 9,0;
- temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente.
- Em relação a óleos e graxas, os níveis de óleos minerais são permitidos até 20mg/L e óleos vegetais e gorduras animais até 50mg/L.
- Materiais flutuantes devem estar ausentes.
- Valores de DBO de até 60 mg/L ou tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para

sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais;

- E tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 75% e média anual igual ou superior a 85% para os demais sistemas.
- Os valores de DQO permitidos até 180 mg/L ou tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais;
- Tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 70% e média anual igual ou superior a 75% para os demais sistemas.
- Valores permitidos para Sólidos em suspensão totais até 100 mg/L.
- Quanto aos teores de Nitrogênio amoniacal total, o valor máximo permitido é de 20,0 mg/L N.

Esta mesma Deliberação Normativa, em seu artigo 37, estabelece que as águas doces sejam consideradas Classe 2 enquanto não aprovados seus respectivos enquadramentos, exceto se as condições de qualidade forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente. Por este motivo, o rio Mogi-Guaçu, no qual será lançado o efluente tratado pelo sistema proposto por este trabalho, será considerado como Classe 2, por não possuir, ainda, classe de enquadramento no estado de Minas Gerais.

3.4. Impactos ambientais gerados pelo resíduo

O lançamento de águas residuárias agroindustriais, sem tratamento prévio, nos corpos hídricos gera diversos impactos ambientais como a elevação da DBO da água, o que provoca diminuição do oxigênio dissolvido no meio; alteração da temperatura e aumento da concentração de SS (aumento da turbidez) e SDT na água; eutrofização dos corpos hídricos e proliferação de doenças veiculadas pela água. (MATOS, 2005).

Em estudos realizados por MACHADO et al. 2000, sobre Alternativas Tecnológicas para o controle ambiental em pequenas e médias indústrias de laticínios em Minas Gerais, constata-se que dentre os principais impactos ambientais das indústrias de laticínios pode-se destacar a geração de quantidades significativas de efluentes líquidos com elevada carga orgânica, a geração de resíduos sólidos e de emissões atmosféricas.

Outro aspecto importante é a destinação dada à parcela não aproveitada do soro de queijo, com o seu lançamento diretamente nos cursos d'água, constituindo no mais grave impacto ambiental gerado pelas indústrias de laticínios. Dessa forma, o controle ambiental deve abranger alternativas que possam reduzir esses impactos. O soro de leite, quando despejado junto com os demais resíduos líquidos de laticínios, pode significar a duplicação do sistema de tratamento, pois possui DBO entre 25.000 e 80.000 mg. L⁻¹. Por apresentar alta concentração de matéria orgânica e deficiência de nitrogênio, sua estabilização por métodos convencionais de tratamento biológico é dificultada (BRAILE e CAVALCANTE, 1993; PAPA, 2000). O valor de DQO para efluente industrial de laticínio encontrado por BRIÃO (2000) é de aproximadamente 2 g.L⁻¹.

Devido ao poder poluente e à qualidade nutricional do soro do leite é fundamental a identificação de alternativas para um adequado aproveitamento deste soro. Dentre as alternativas podem ser citadas o uso do soro in natura para alimentação animal, fabricação de ricota, fabricação de bebida láctea, produção de soro em pó, separação das proteínas e lactose com posterior secagem (REIS, 1999; RICHARDS, 1997; MACHADO, 2001), valorizando este derivado lácteo e ao mesmo tempo contribuindo para a melhoria do meio ambiente e proporcionando ganhos às indústrias. (MACHADO, 2001).

Os impactos ambientais causados pelas indústrias de laticínios poderiam ser minimizados a partir do controle dos diversos processos industriais e do uso racional da água e dos materiais de limpeza e sanitização, e principalmente através do aproveitamento do soro e queijo e da ricota para uso na alimentação animal ou fabricação e outros produtos como bebidas lácteas, soro em pó, soro concentrado e doces de leite com soro (MADRI et al. 1995; ALMEIDA et al. 2001; MACHADO 2002; SMITH, 2003).

Nitrogênio e fósforo são gerados em grande quantidade em fábricas de laticínios, uma vez que o leite possui cerca de 3% de proteínas e 1.000 mg.L⁻¹ de fósforo. Muito embora sejam essenciais como nutrientes para tratamentos biológicos, quando estes nutrientes estão em excesso podem causar a eutrofização dos rios (ISOLDI, 1998; BRUM et al. 2009).

Filtros biológicos têm sido utilizados para o tratamento de esgoto doméstico e urbano, sendo também freqüente sua utilização industrial. (BRAILE e CAVALCANTI, 1993) reportaram que a eficiência média de remoção de DBO para efluentes de laticínios utilizando filtros biológicos é de 55 a 65% e, segundo POESTER e LEITÃO (1989), possuem bom grau de nitrificação, se utilizadas baixas taxas de aplicação, podendo assim, apresentar bons resultados em efluentes com contaminação de origem orgânica.

Em estudos realizados por (COLERAUS e BRIÃO, 2003) em tratamento de efluente de laticínios, o filtro biológico demonstrou ser um equipamento simples e eficiente para a remoção de DBO, nitrogênio total e fósforo, porém há a restrição do processo quanto à remoção de fósforo, pois o efluente tratado apresentou valores acima daqueles permitidos pela legislação, principalmente quando aplicadas altas cargas orgânicas.

Uma alternativa na remoção de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), nitrogênio, fósforo e coliformes fecais, é o uso das enraizadas. As enraizadas vêm sendo bastante utilizadas devido ao seu baixo custo e alta eficiência na remoção de matéria orgânica e minerais que são utilizados como nutrientes, sendo absorvidos pelas raízes das macrófitas. São também utilizadas pelos fungos e bactérias do biofilme aderido ao substrato. (NAIME e GARCIA, 2005).

Os efluentes de laticínios são ricos em lipídios que representam perda industrial importante e interferem negativamente nos sistemas de tratamento de efluentes, principalmente tratamentos anaeróbios (VIDAL et al. 2000). As elevadas concentrações de lipídios resultam na formação de lodos com diferentes características físicas e reduzida

capacidade hidrolítica devido à flotação dessa biomassa, aumento do tempo de detenção hidráulica desses efluentes em lagoas de estabilização, redução da capacidade de aeradores e elevada demanda de produtos flocculantes. Lipídeos são compostos que causam grandes danos ao meio ambiente, como a formação de filmes de óleo nas superfícies aquáticas, impedindo a difusão de oxigênio do ar para esse meio e o mais importante, promovem a mortandade da vida aquática (MENDES et al. 2005).

Na remoção de lipídeos em estado livre, geralmente são utilizadas caixas de gordura comuns que permitem sua separação por retirada manual ou por meio de raspadores na superfície. Para melhor desempenho dessas caixas, devem ser evitadas temperaturas superiores a 35 °C e pH acima de 8,5 na alimentação da caixa, pois nessas condições ocorre a saponificação ou emulsificação e o excesso de detergentes prejudica a eficiência de separação pela formação de gotículas de menor tamanho, com menor velocidade ascensional. No caso de formação de emulsão, esta deve ser quebrada pela adição de produtos químicos e utilização de flotores com ar dissolvido. Apesar da eficiência de remoção melhorar significativamente, a flotação apresenta custos operacionais elevados, além de gerar lodo químico, que deve ter uma destinação adequada. (MENDES et al. 2005).

Os laticínios estão entre as principais fontes de lipídios com uma concentração de 4.680 mg.L⁻¹ de lipídios e o uso de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídios foi estudado por MENDES et al. (2005) visando melhores condições de operação no tratamento anaeróbio.

3.5. Considerações sobre tratamento de resíduos líquidos de laticínios

Antes de conceber e dimensionar um sistema de tratamento de águas residuárias agroindustriais ou de qualquer outra água residuária, deve-se definir, primeiramente, o objetivo do tratamento, o nível do tratamento que se quer alcançar e a destinação do efluente tratado. E caso pretenda-se lançar o efluente em corpo receptor, o sistema deve ser planejado de forma que se atenda a Legislação Ambiental, que em Minas Gerais a 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 do curso d'água. Pode-se optar pela disposição no solo, e neste caso algumas etapas do tratamento podem ser eliminadas e o sistema de tratamento pode ser simplificado, porém critérios agronômicos de aplicação deverão, necessariamente, ser considerados (MATOS, 2005).

Para o tratamento de águas residuárias de laticínios dois aspectos devem ser considerados. O primeiro é que o soro e o leiteiro devem ser encarados como insumos e não devem ser admitidos nas estações de tratamento de efluentes, para não elevar os custos para implantação e operação, além de prejudicar o bom funcionamento dos sistemas de tratamento. O segundo aspecto refere-se às diversas medidas de controle de produção que devem ser adotadas pelos laticínios com o intuito de reduzir a carga orgânica do efluente e o consumo de água, que normalmente está acima do recomendado. (MACHADO et al. 1999).

Além disso, ao utilizar tecnologias de produção mais limpas, que minimizam resíduos e evitam desperdícios, a empresa deterá conhecimentos tecnológicos para tornar estas atividades menos agressivas, reduzindo assim investimentos em tecnologias caras e complexas, garantindo o cumprimento da legislação ambiental, mas ao mesmo tempo reduzindo custos pela maior eficiência do processo produtivo (MENDES, 2003).

Os processos biológicos são os mais utilizados para o tratamento de efluentes de laticínios em razão da grande quantidade de matéria orgânica facilmente biodegradável presentes em sua composição. E os processos aeróbios são os mais aceitos, destacando-se os

filtros biológicos, os lodos ativados e os valos de oxidação. Independente do tipo de tratamento escolhido, o soro deve ter uma destinação à parte. (BRAILE e CAVALCANTI, 1993; PEIRANO, 1995, NAIME et al. 2005).

Para remoção de sólidos em suspensão, podem-se utilizar o gradeamento, caixas de remoção da areia ou sedimentação. O material orgânico biodegradável pode ser removido em sistemas anaeróbios, lagoas de estabilização e variações, sistemas de lodos ativados, filtros biológicos, sistemas alagados de tratamento (“wetlands”) ou por disposição no solo. (MATOS, 2005).

A remoção de patogênicos ocorre em lagoas de maturação, processos de tratamento por disposição no solo, por desinfecção com produtos químicos ou com o uso de radiação solar ou ultra-violeta. A remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo pode ser feita por remoção biológica, em sistemas de tratamento por disposição no solo ou por processos físico-químicos, sendo a desnitrificação um processo bioquímico que pode, também, ser usado para remoção de nitrogênio das águas residuárias (MATOS, 2005).

O tratamento de águas residuárias pode ser classificado em preliminar, primário, secundário e terciário, porém, segundo Matos (2005), esta classificação é motivo de divergência entre diversos autores, pois alguns enquadram determinados processos unitários em um nível de tratamento enquanto outros os enquadram em outro.

Em levantamento realizado por MACHADO et al. (1999) em laticínios de Minas Gerais e outros estados brasileiros a respeito das principais tecnologias que estão sendo adotadas para o tratamento de efluentes, os autores constataram que o sistema de lodos ativados tem sido o mais efetivo na remoção de DBO e DQO, apresentando geralmente uma operação mais confiável. Já os reatores anaeróbios de alta taxa como filtro anaeróbio, Reator anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) e reator de contato, embora apresentem vantagens econômicas, não têm conseguido atingir os padrões de lançamento da legislação ambiental, sendo necessário uma etapa complementar de tratamento para se alcançar um efluente de boa qualidade (TAWFIK et al. 2008).

As unidades preliminares de tratamento geralmente encontradas nas estações de tratamento de efluentes de indústrias de laticínios são as grades simples, para retirada de sólidos grosseiros (como embalagens plásticas e finos de queijo), e desarenadores para remoção da areia proveniente das operações de lavagem de piso, latões e caminhões que fazem a entrega do leite na plataforma de recepção. (MACHADO et al. 1999).

O tratamento primário é, também, uma etapa de tratamento parcial, podendo ser intermediária em sistema de tratamento mais completo ou final, no caso de disposição da água residuária no solo (MATOS, 2005).

No tratamento primário, é realizada a remoção de sólidos em suspensão, e que são passíveis de decantação, além de sólidos flutuantes. Para que isso seja possível, podem ser utilizados processos de decantação, digestão anaeróbia, filtros biológicos, filtros orgânicos, lagoas anaeróbias ou reatores anaeróbios (MATOS, 2005).

Nos decantadores, as águas residuárias devem fluir vagarosamente, de forma a permitir que os sólidos em suspensão, de maior massa específica que o líquido em tratamento, possa decantar, gradualmente, no fundo do tanque. Essa massa de sólidos é denominada lodo primário bruto (MATOS, 2005).

Em efluentes provenientes de laticínios, contendo elevados teores de óleos e gorduras, a operação de reatores anaeróbios apresenta inúmeros problemas operacionais, como a formação de espuma pelas camadas de lipídeos, formação de caminhos preferenciais no leito de lodo e arraste da biomassa, levando à perda da eficiência e até mesmo, ao colapso do reator (MENDES, 2005).

De acordo com MACHADO et al. (1999) a retirada de gorduras em estado livre é realizada em caixas de gordura comuns que permitem a sua separação e retirada manual ou por meio de raspadores na superfície. Porém, para melhor desempenho das caixas de gordura, algumas condições devem ser evitadas, como a temperatura na entrada da caixa

acima de 35°C, pH acima de 8,5 onde ocorre a saponificação ou emulsificação e excesso de detergentes que prejudicam a eficiência de separação pela formação de gotículas de menor tamanho, com menor velocidade ascensional. As caixas de gordura são utilizadas tanto em sistemas de tratamento aeróbio quanto anaeróbio.

No caso de formação de emulsão, esta deve ser quebrada pela adição de produtos químicos e utilização de flotação com ar dissolvido. Apesar da eficiência da remoção melhorar significativamente, a flotação apresenta custos operacionais elevados, além de gerar lodo químico, que deve ter uma destinação adequada. Os flotadores foram encontrados em sistemas de tratamento com processos anaeróbios, como UASB e reator de contato. (MACHADO et al. 1999).

A flotação é um processo que envolve três fases: líquida, sólida e gasosa. É utilizado para separar partículas suspensas ou materiais graxos ou oleosos de uma fase líquida. A separação é produzida pela combinação de bolhas de gás, geralmente o ar, com a partícula, resultando num agregado, cuja densidade é menor que a do líquido e, portanto, sobe à superfície do mesmo, podendo ser coletada em uma operação de raspagem superficial (METCALF e EDDY, 1991).

A flotação remove sólidos em suspensão e, quando em combinação com agentes coagulantes, pode remover nutrientes, principalmente o fósforo, e parcela da matéria orgânica dissolvida. A flotação proporciona, também, a redução dos teores de gases odoríferos, além de elevar o nível de oxigênio dissolvido, o que resulta num efluente de melhor qualidade (AISSE et al. 2007). Podendo ser empregado para resíduos de laticínios, ricos em gorduras.

Além da instalação de caixas de gordura ou flotadores, o uso de álcalis ou enzimas específicas como as hidrolases, principalmente as lipases, pode aumentar significativamente a eficiência de processos anaeróbios. O emprego desta técnica permite a redução dos níveis de sólidos suspensos, lipídeos e proteínas, possibilitando melhores condições de operação

no tratamento anaeróbio, além de proporcionar a desobstrução de filmes de óleos em tubulações, resultando no aumento da vida útil dos equipamentos (MENDES, 2005).

Materiais flutuantes, como graxas e óleos, tendo uma menor massa específica que o líquido em tratamento e que não foram removidos na caixa de gordura, sobem para a superfície dos decantadores, onde são coletados e removidos do tanque, devendo ser conduzidos para receber tratamento posterior (digestão ou secagem em “leitões de secagem”) (MATOS, 2005).

As fossas sépticas e suas variantes, como os tanques Imhoff são também formas de tratamento de águas residuárias consideradas de nível primário. Essas unidades de tratamento são basicamente constituídas por decantadores, onde os sólidos sedimentáveis são removidos, permanecendo neste local por períodos de tempo suficientes (3-5 anos) para a sua estabilização bioquímica (MATOS, 2005).

Para a remoção de grande parte do material orgânico em suspensão, como etapa posterior ao decantador ou mesmo quando eles não estão presentes, podem ser utilizados filtros orgânicos. Alguns resíduos agrícolas, tais como bagaço de cana-de-açúcar, sabugo de milho triturado, serragem de madeira, casca de arroz, pergaminho do grão de café e a própria casca do fruto do cafeeiro podem ser utilizadas como materiais filtrantes para separação de sólidos da água residuária. O material filtrante, depois de exaurida sua capacidade de remoção de material orgânico da água residuária, deve ser substituído por materiais orgânicos “limpos”. O material orgânico retirado dos filtros pode ser submetido ao processo de compostagem e, depois de estabilizado bioquimicamente, ser usado na adubação de culturas agrícolas (MATOS, 2005).

No caso do aproveitamento agrícola ou o tratamento da água residuária por disposição no solo, o tratamento primário, geralmente, já coloca a água residuária em condições de ser transportada e aplicada ao solo. Caso a opção seja pelo lançamento em corpos hídricos, para atendimento da legislação ambiental, o tratamento deverá ser

necessariamente, continuado, sendo o líquido enviado para recebimento de tratamento secundário (MATOS, 2005).

A eficiência de remoção de poluentes no tratamento primário é, geralmente, de 60% a 70% dos sólidos em suspensão; de 30% a 40% de DBO e de coliformes. (MATOS, 2005).

Quando são usadas soluções alcalinas fortes na limpeza dos equipamentos, uma vez ao dia, o pH do despejo pode ser mantido dentro de uma faixa desejada e que não interfira no tratamento biológico (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

O tratamento secundário remove uma parte significativa do material orgânico em suspensão fina (DBO em suspensão), não removida no tratamento primário, e parte do material orgânico na forma de sólidos dissolvidos (DBO solúvel). Para isso, pode ser usada a filtração biológica, lodos ativados, lagoas de estabilização, tratamento por escoamento superficial ou sistemas de tratamento em áreas alagadas ("wetlands") (MATOS, 2005).

Nos tratamentos preliminar e primário predominam mecanismos de ordem física e no tratamento secundário, predomina a remoção do material orgânico decorrente de transformações bioquímicas proporcionadas pelos microrganismos. Vários microrganismos participam desse processo, como bactérias, protozoários e fungos. Os microrganismos utilizam a matéria orgânica como alimento através do contato efetivo deles com a matéria orgânica (MATOS, 2005).

Os microrganismos aeróbios convertem o material orgânico em gás carbônico, água, nitratos (NO_3^-), sulfatos (SO_4^{2-}) e outros compostos estáveis, enquanto bactérias anaeróbias transformam material orgânico em dióxido de carbono (CO_2) e compostos orgânicos simples como metano (CH_4), sulfeto de hidrogênio (H_2S) e amônia (NH_3) (MATOS, 2005).

O tratamento secundário, geralmente, requer que a água residuária tenha recebido tratamento preliminar, entretanto, pode ou não ser antecedido pelo tratamento primário. Existe uma grande variedade de métodos de tratamento em nível secundário, sendo que os mais comuns os de lagoas de estabilização, sistemas de Lodos ativados e disposição sobre o solo (MATOS, 2005).

A eficiência obtida na remoção de poluentes no tratamento secundário depende mais do sistema utilizado e de detalhes de dimensionamento e projeto do que no tratamento primário. Entretanto, pode-se considerar que, de forma geral, a remoção de DBO e de bactérias coliformes deve ocorrer na faixa de 60 a 99% (MATOS, 2005).

O sistema aeróbio mais aplicado é o de lodos ativados (MACHADO et al. 1999) (BRAILE e CAVALCANTI, 1993). Neste sistema uma alta concentração de microrganismos é mantida no tanque de aeração, através do retorno de lodos, reduzindo o tamanho do reator biológico. No sedimentador secundário a massa microbiana produzida é separada do efluente tratado (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

Plantas de tratamento em um único estágio utilizam tipicamente cargas máximas de DBO₅ de 0,12 kg /m³.d. Os filtros convencionais de alta taxa operam com cargas de DBO entre 0,6-0,9 kg/m³.d, com meio suporte com diâmetro de 75-100 mm e distribuidores com baixa rotação, fornecendo altas taxas de efluente usadas para controlar o crescimento do biofilme. Sistemas com duas unidades de filtração operando de forma alternada têm utilizado cargas de DBO₅ de 0,3 kg /m³.d. e cargas volumétricas de 1 m³/m².d, sendo a DBO₅ afluente diluída para 200-300 mg/L por meio de recirculação. Filtros de alta taxa, usando meio plástico, operam com cargas de DBO₅ de 3 kg/m³.d (MACHADO et al. 1999).

Devido à natureza dos efluentes dos postos de resfriamento e o seu período de funcionamento, o processo de lodos ativados, operado em batelada, constitui uma alternativa bastante simplificada e de custo mais baixo. Já nas unidades onde os produtos são mais elaborados e o funcionamento da indústria é contínuo, o processo de lodos ativados, com operação contínua, é o mais empregado (MACHADO et al. 1999).

Das variações do processo de lodos ativados, a que é mais adotada para o tratamento é a chamada aeração prolongada, com valores de carga mássica (F/M) entre 0,07 e 0,15 d⁻¹.

Os tempos de detenção empregados para o regime de fluxo contínuo variam entre 60 h até 7 d. O uso de longos tempos de detenção e o regime de mistura completa utilizados nestas estações de tratamento permitem atenuar a variação de carga e vazão, que é comum em efluentes de indústrias de laticínios (MACHADO et al.1999).

Geralmente, as eficiências de remoção de DBO₅ e DQO para efluentes de indústrias de laticínios e postos de resfriamento têm-se mantido, na maioria dos casos, acima de 90% (MACHADO et al. 1999).

O tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos, como nitrogênio, fósforo, metais pesados ou outras substâncias tóxicas ou compostos não biodegradáveis, agentes patogênicos ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário, sendo, por isso, geralmente utilizados processos químicos ou físico-químicos de remoção. Entretanto, com o maior conhecimento de sistemas solo-planta como reatores, altamente eficientes na remoção de sólidos dissolvidos e de agentes patogênicos das águas residuárias, o emprego de sistemas alternativos, de baixo custo de operação e manutenção começou a ser implantados, notadamente em locais onde a disponibilidade de área para implantação do sistema de tratamento não seja problema. Com isso, importantes resultados têm sido obtidos sob o ponto de vista de minimização dos riscos de eutrofização de mananciais de água (MATOS, 2005).

3.5.1. Sistemas anaeróbios

3.5.1.1. Fundamentos da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é considerada o sistema mais antigo e mais amplamente usado no tratamento biológico de resíduos (PAVLOSTATHIS, 1988) e é o método mais

popular usado para bioestabilizar lodo primário originado do tratamento de esgoto, convertendo sólidos voláteis para biogás e produtos finais.

Segundo BAADER et al. (1991) todos os resíduos de origem animal ou vegetal são bioestabilizados anaerobicamente. No caso de resíduos vegetais, somente os componentes contendo lignocelulose não podem ser bioestabilizados. Estima-se que a digestão anaeróbia com a formação de metano seja responsável pela completa mineralização de 5% a 10% de toda a matéria orgânica disponível na terra (CHERNICHARO, 1997).

Para a conversão da matéria orgânica na ausência de oxigênio são utilizados aceptores de elétrons inorgânicos como NO_3^- (redução de nitrato), SO_4^{2-} (redução de sulfato), ou CO_2 (formação de metano). A formação de metano não ocorre em ambientes onde oxigênio, nitrato ou sulfato encontram-se prontamente disponíveis como aceptores de elétrons (CHERNICHARO, 1997).

Na digestão anaeróbia cada microrganismo tem uma função essencial; as bactérias metanogênicas desempenham duas funções primordiais: produzir o gás metano, que é insolúvel, possibilitando a remoção do carbono orgânico do ambiente anaeróbio; e utilizar o hidrogênio, favorecendo o ambiente para as bactérias acidogênicas fermentarem compostos orgânicos produzindo ácido acético, o qual é convertido a metano (CHERNICHARO, 1997).

Compostos orgânicos complexos normalmente passam por dois estágios no processo de digestão anaeróbia, inicialmente bactérias facultativas e anaeróbias, denominadas formadoras de ácidos ou fermentativas, convertem os compostos orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídeos, em outros compostos mais simples, principalmente ácidos voláteis. No segundo estágio, ocorre a conversão dos ácidos orgânicos, gás carbônico e hidrogênio em produtos finais gasosos, o metano e o gás carbônico, por bactérias metanogênicas que são estritamente anaeróbias e dependem do substrato fornecido pelas metanogênicas (CHERNICHARO, 1997).

Os dois estágios do processo de digestão anaeróbia podem ser subdivididos em quatro fases principais:

- **Hidrólise:** nesta etapa ocorre a hidrólise de polímeros em moléculas menores capazes de atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas, pela ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas, lentamente. Vários fatores podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado como a temperatura operacional do reator, o tempo de residência operacional do substrato no reator, a composição do substrato, o tamanho das partículas, o pH do meio, a concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e a concentração de produtos da hidrólise, como por exemplo, os ácidos graxos voláteis (LETTINGA et al. 1996 citado por CHERNICHARO, 1997).
- **Acidogênese:** nesta etapa os produtos solúveis oriundos da fase de hidrólise são metabolizados pelas bactérias fermentativas e convertidos em compostos mais simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. A maioria das bactérias acidogênicas é anaeróbia estrita e cerca de 1% consiste de bactérias facultativas que podem oxidar o substrato orgânico por via oxidativa. (LETTINGA et al. 1996 citado por CHERNICHARO, 1997).
- **Acetogênese:** as bactérias acetogênicas oxidam os produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato. Na formação dos ácidos acético e propiônico, uma grande quantidade de hidrogênio é formada, diminuindo o pH do meio aquoso. Porém, há duas maneiras de se consumir o hidrogênio no meio, através das bactérias metanogênicas que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano, e através da formação de ácidos orgânicos como o propiônico e o butírico, através da reação do hidrogênio com o dióxido de carbono e ácido acético (CHERNICHARO, 1997).
- **Metanogênese:** é a etapa final de degradação de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono. As metanogênicas utilizam um número limitado de substratos, sendo o ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. São divididas em dois grupos principais, um

grupo que forma metano a partir de ácido acético e metanol, as bactérias utilizadoras de acetato ou acetoclásticas; e o segundo grupo que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono, as hidrogenotróficas. Poucas espécies fazem parte do grupo das acetoclásticas, porém estas espécies são, normalmente, as predominantes na digestão anaeróbia, sendo responsáveis por 60% a 70% de toda a produção de metano a partir do grupo metil do ácido acético. São dois os gêneros principais, *Methanosarcina* e *Methanosaeta* (*Methanothrix*) (SOUBES, 1994 citado por CHERNICHARO, 1997). Praticamente todas as espécies conhecidas de bactérias metanogênicas são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono e os gêneros mais frequentemente isolados em reatores anaeróbios são *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter* (CHERNICHARO, 1997).

Se o resíduo a ser tratado contiver enxofre, uma quinta fase pode ser incluída ao processo de digestão anaeróbia, a **sulfetogênese**; processo no qual o sulfato e outros compostos à base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos. As bactérias sulforedutoras oxidam seus substratos de forma incompleta até acetato ou de forma completa até gás carbônico. Quando estão presentes num reator anaeróbio, estas bactérias passam a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas pelos substratos disponíveis, e dois produtos finais passam a ser formados o metano e o sulfeto (CHERNICHARO, 1997).

Vários fatores influenciam o desempenho adequado do processo anaeróbio no que respeito ao crescimento microbiano, e tanto os aspectos físicos quanto os químicos, de um ambiente, influenciam este crescimento. Os principais fatores ambientais que influenciam a digestão anaeróbia são o tipo de nutrientes presente, a temperatura, pH, alcalinidade e ácidos voláteis e a presença de materiais tóxicos (CHERNICHARO, 1997).

A temperatura influencia o processo anaeróbio. Em temperaturas altas, as reações biológicas ocorrem com maior velocidade, resultando possivelmente em uma maior eficiência do processo. No geral, o processo anaeróbio poderá ser desenvolvido em

temperaturas mesofílicas (30°C a 45°C), ou termofílicas (45°C a 60°C) (LEITE et al. 2004). De acordo com CHERNICHARO (1997), a produção de metano pode ocorrer em uma faixa bastante ampla de temperatura, de 0 a 97°C, sendo dois os níveis de temperatura ótima: faixa mesofílica, 30°C a 35°C e a faixa termofílica, 50°C a 55°C, sendo que a maioria dos digestores tem sido projetada na faixa mesofílica.

Quanto à carga orgânica, já foram testadas diferentes cargas para diferentes tipos de reatores e substratos. Em comparação com outros tipos de tratamentos, o processo anaeróbio responde satisfatoriamente bem às flutuações de carga, principalmente quando os reatores já se encontram operando em estado de equilíbrio dinâmico. (LEITE et al. 2004). SEETHA et al. (2010) estudaram o efeito de cargas de choque um reator de lodo ativado de dois estágios em escala de laboratório para tratamento de esgoto doméstico. Cada carga de choque foi aplicada num período de 6 horas e depois retomada as condições normais. A concentração máxima de COD obtido foi 169, 169, 250 e 617 mg/L para as cargas de choque de 808, 1170, 1358 e 1900 mg DQO/L, respectivamente. O sistema se recuperou rapidamente das cargas de choque, o tempo de recuperação foi proporcional à magnitude das cargas de choque. Os autores observaram que as cargas de choque mudaram o tipo predominante de bactérias no reator, de bacilos Gram-positivos, para bactérias Gram-negativas em forma oval.

As bactérias metanogênicas são responsáveis pela maior parte da degradação do resíduo e sua baixa taxa de crescimento e de utilização dos ácidos orgânicos normalmente representa um fator limitante no processo de digestão anaeróbia.

Em relação ao pH, a produção de metano pelas bactérias ocorre na faixa de 6,8 a 7,4, e valores abaixo de 6,0 podem inibir por completo a geração de metano. As bactérias produtoras de ácidos voláteis têm um crescimento ótimo na faixa de 5 a 6, tendo uma tolerância maior em valores mais baixos de pH. A interação entre a alcalinidade e a acidez fundamenta-se na capacidade de tamponamento do sistema, ou seja, a de neutralizar os ácidos formados no processo (CAMPOS, 2004).

De acordo com CHERNICHARO (2001) a operação de um reator anaeróbio com o pH constantemente abaixo de 6,5 ou acima de 8,0 pode ocasionar diminuição significativa da taxa de produção de metano. As mudanças bruscas de pH também podem afetar negativamente o processo, e a recuperação do sistema dependerá de uma série de fatores relacionados aos danos causados às bactérias. A recuperação será mais rápida se a queda ou o aumento do pH não foi muito elevado, se o choque de pH teve curta duração, se a concentração de ácidos graxos voláteis durante o choque de pH manteve-se baixa (LETTINGA et al., 1996, citado por CHERNICHARO, 2001).

A alcalinidade é outro fator importante no tratamento de resíduos em sistemas anaeróbios, e embora possua biodegradabilidade alta, cerca de 99%, o soro bruto é um substrato que apresenta falta de alcalinidade a bicarbonato, tendo uma tendência de acidificar o meio, sendo necessária uma adição suplementar na forma de bicarbonato, carbonato ou algum hidróxido (LO e LIAO, 1986;). No entanto, KALYUZHNYI et al. (1997) utilizando reator UASB concluíram que, após uma partida adequada, é possível operar o reator com soro pré-acidificado mesmo com carga orgânica elevada, eliminando a necessidade de suplementar a alcalinidade no decorrer do ensaio, desde que o sistema permaneça bem agitado e com alta eficiência.

Outra forma de minimizar a ausência da alcalinidade em reator UASB, segundo relato de YAN et al. (1988), é a utilização de soro diluído a uma concentração menor do que aquela *in natura*, ou a utilização de um reciclo da fase líquida para fornecer alcalinidade e diluição ao afluente como sugerem MALASPINA et al. 1996.

A separação da fase acidogênica da fase metanogênica para minimizar as principais limitações operacionais dos reatores anaeróbios que utilizam apenas uma fase, no que se refere à necessidade de suplementação de alcalinidade, também tem sido estudada (GARCIA et al. (1991); GERMIRLI et al. (1993); YILMAZER e YENIGUN (1999); MARTINS et al. (2000)). O tratamento realizado em dois estágios, para águas residuárias com concentração de matéria orgânica em DQO acima de 2000-3000mg.L⁻¹, foi sugerido por GERMIRLI et al., (1993), como acontece com resíduos líquidos de laticínios.

A presença de gordura nas águas residuárias tratadas por processos anaeróbios merecem atenção especial, principalmente se há intenção de produção de biogás. PERLE et al., (1995) investigaram a influência de alguns compostos como a caseína e a gordura do leite e seus compostos de degradação na eficiência do processo anaeróbio, sendo a atividade metanogênica um dos critérios utilizados para avaliar a influência dos compostos testados na eficiência do processo. A gordura do leite foi considerada uma das principais causas para a inibição da atividade metanogênica e teve uma influência imediata sobre a redução da taxa de produção de gás em reatores em que foi adicionada. Segundo os pesquisadores, processos de tratamento por digestão anaeróbia para efluentes de laticínios, somente devem ser feitos após redução da concentração da gordura do leite abaixo de 100 mg/L.

Cerca de 70,0% a 90,0% do material orgânico biodegradável presente no efluente é convertido em biogás nos sistemas anaeróbios. Esse biogás é removido da fase líquida e deixa o reator na forma gasosa. Apenas cerca de 5,0% a 15,0% do material orgânico é convertida em biomassa microbiana, constituindo o lodo excedente do sistema, que geralmente, é mais concentrado e com melhores características de desidratação. O restante do material, cerca de 10,0% a 30,0%, que não é convertido em biomassa ou em biogás, deixa o reator como material não degradado (CHERNICHARO, 2001).

Visando aumentar a atividade microbiológica por unidade de volume nos reatores, uma vez que a estabilidade do processo é de extrema importância para tornar a digestão anaeróbia competitiva frente aos outros processos existentes, diversas pesquisas vêm sendo conduzidas com o objetivo de melhorar o processo de digestão anaeróbia de compostos solúveis e efluentes industriais não tóxicos. Levando-se em consideração a baixa taxa de crescimento das bactérias metanogênicas, o principal objetivo quando se projeta um reator anaeróbio é obter um Tempo de Detenção Celular (TDC) elevado e possibilitar uma mistura que assegure um contato maior entre microrganismos presentes e o substrato a ser metabolizado (GROBICKI e STUCKEY, 1991).

De acordo com AQUINO (2005), existem algumas desvantagens no uso da tecnologia anaeróbia, e estas desvantagens estão relacionadas à remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, e à remoção de patógenos; à elevada DQO final, que não atende à legislação ambiental, na maioria dos casos, e à maior instabilidade dos reatores anaeróbios durante distúrbios como choques de carga orgânica e hidráulica, presença de compostos tóxicos ou ausência de nutrientes.

Inicialmente, o tratamento anaeróbio foi utilizado para os resíduos líquidos de pequenas indústrias de laticínios e postos de resfriamento. Atualmente, além dos sistemas convencionais, como fossa séptica, sistemas de alta taxa, como reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), filtro anaeróbio e reator de contato, também são empregados (MACHADO et al.1999).

A utilização de sistemas anaeróbios para o tratamento de resíduos líquidos de laticínios permite a aplicação de uma tecnologia mais sustentável em relação aos outros tipos de sistemas, por vários motivos como a produção de energia (biogás), uso de pequenas áreas para instalação, simplicidade de construção (CAMPOS, 2004; SALÉH et al. 2009), baixa produção de sólidos, tolerância a elevadas cargas orgânicas, possibilidade de operação com elevados tempos de retenção de sólidos e baixos tempos de detenção hidráulica (CHERNICHARO, 1997).

O filtro anaeróbio tem sido o principal reator empregado para laticínio, sendo projetado com tempos de detenção variando entre 13 e 72 h, sem reciclo e com altura do meio suporte (brita) de 1,00 m. (MACHADO et al.1999).

O Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) tem sido utilizado em tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, inclusive laticínios. Segundo BARROS e CAMPOS (1992) o Reator Anaeróbio Compartimentado tem como princípio de funcionamento a introdução do efluente junto ao fundo das câmaras do reator visando explorar o efeito favorável dos reatores anaeróbios de manta de lodo e a compartimentação do reator, podendo-se explorar a separação das fases da digestão anaeróbia e possui como principais características: configuração simples, presença de divisões internas (câmaras) que

possibilitam um maior contato entre microrganismos e substratos, e baixo custo de construção quando comparado com os demais reatores anaeróbios.

Inicialmente, o nome atribuído a este tipo de reator pelos pesquisadores brasileiros foi originado da tradução direta da língua inglesa, “Anaerobic Baffled Reactor” (ABR) para Reator Anaeróbio de Chicanas. A denominação de Reator Anaeróbio Compartmentado, proposta por BARROS e CAMPOS (1992), vem sendo utilizada para este tipo de sistema em diversas teses, dissertações e artigos científicos publicados sobre o assunto.

O sistema exige uma pequena demanda de área de instalação e é capaz de apresentar eficiência satisfatória em termos de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Portanto, sua implantação torna-se uma boa alternativa para países em desenvolvimento, tais como o Brasil (CAMPOS, 2004).

ZANELLA (1999) estudou o tempo necessário para a partida de um reator compartmentado híbrido anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário, com bons resultados na remoção de matéria orgânica; remoção média de 72,0% de DQO e de 76,0% de DBO e 62,0% de remoção média de sólidos totais com tempo de detenção hidráulico de 10 horas.

LEITE et al. (2004) em estudos utilizando Reator Anaeróbio Compartmentado no tratamento de resíduos orgânicos com baixa produção de sólidos, visando uma boa eficiência de transformação do material carbonáceo em um período relativamente curto de tempo, determinaram que a eficiência de transformação média de STV foi de 75% e o biogás produzido continha em média 60% de gás metano; valor próximo ao encontrado por LUNA et al. (2009) ao avaliar o desempenho de um reator compartmentado com seis câmaras no tratamento de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos composto por 80% de resíduos sólidos vegetais e 20% de esgoto sanitário. O biogás produzido continha, em média, 50% de gás metano, com eficiência de redução de material carbonáceo em torno de 80%.

A eficiência e a estabilidade do tratamento do soro de leite em ASBR contendo biomassa granulada submetido a diferentes estratégias de alimentação e otimização da suplementação de alcalinidade foram estudadas por MOCKAITIS et al. (2004). Neste trabalho o reator apresentou operação estável e eficiente nas condições de operação com concentrações de soro de leite de 500, 1000, 2000 e 4000 mg.L⁻¹ em DQO e suplementação de alcalinidade de 100% (relação mg DQO/mg NaHCO₃). Concluíram que foi possível otimizar a alcalinidade mantendo a estabilidade e eficiência, suplementando o afluente com bicarbonato de sódio nas relações de 50%, 50%, 25% e 25%, respectivamente, operando sempre com eficiência próxima de 90% para as amostras filtradas. Observaram a diminuição na camada de biomassa flotada de acordo com a diminuição de suplementação de alcalinidade.

A avaliação do desempenho do reator UASB em escala laboratorial na remoção de carga orgânica de águas residuárias de suinocultura com TDH de 30 horas e temperatura de 30°C foi realizada por CAMPOS et al. (2004). As eficiências de remoção de DQO, ST e SVT foram de 84%, 58% e 73%, respectivamente. O sistema apresentou-se estável, com boas condições de tamponamento, retenção e digestibilidade de sólidos.

Em 2007, JAVAREZ JUNIOR et al., compararam o desempenho de dois sistemas modulares no tratamento anaeróbio de esgotos de pequenas comunidades. Um sistema composto por um reator UASB seguido de dois filtros anaeróbios (linha A), e o outro sistema constituído por um RAC seguido de dois filtros anaeróbios (linha B). Observou-se que, de maneira geral, o desempenho dos sistemas foi similar e com resultados satisfatórios. As eficiências médias de remoção de SS, SST e DQO observados na linha A foram, respectivamente, 99,58%, 94,33% e 67,30%; enquanto que na linha B a remoção média foi, respectivamente, 99,49%, 93,34% e 70,45%, para os mesmos parâmetros.

Quanto aos resíduos líquidos de laticínios, assunto desta pesquisa, vários trabalhos têm sido publicados. BERGAMASCO e TAVARES (1997) utilizaram Reator de Leito Fluidizado Trifásico no tratamento de resíduos de laticínios e os resultados obtidos

mostraram que o reator foi bastante eficiente para o tratamento do resíduo, removendo cerca de 89% da matéria orgânica num tempo de detenção hidráulica de 40 minutos.

VIDAL et al. (2000) estudaram a influência das quantidades de gorduras, proteínas e carboidratos na biodegradabilidade anaeróbica de águas residuárias de laticínios. Duas águas residuárias sintéticas foram testadas, uma rica em gorduras (gorduras/proteínas/carboidratos: 1.7/0.57/1) e outra com baixo teor de gorduras (gorduras/proteínas/carboidratos: 0.05/0.54/1). Os autores constataram que a degradação anaeróbia do resíduo rico em gordura foi mais lento do que do resíduo rico em carboidratos devido a uma fase hidrolítica mais lenta de degradação de gordura, o que impediu a formação de ácidos graxos voláteis e favoreceu o processo geral.

CAMPOS et al. (2004), avaliando a eficiência de um reator UASB em escala laboratorial utilizando substrato similar aos efluentes de laticínios, quando descartado o soro, conseguiram eficiências de 24%, 39%, 52% e 43% na remoção de DQO_T e 22%, 17%, 17% e 22% na remoção de sólidos totais para os tempos de detenção hidráulica de 12, 16, 18 e 20 horas, respectivamente. Sendo que os melhores resultados do reator UASB na remoção da matéria orgânica foram obtidos com os TDH de 18 e 20 horas.

A possibilidade de utilizar lodos floculantes em reatores UASB em resíduos líquidos de laticínios e o efeito do TDH de 6, 8, 12 e 16h sobre o desempenho dos reatores foi estudado por NADAIS et al. (2005). Os resultados mostraram que o desempenho de lodo floculante é semelhante ao relatado na literatura para o lodo granular. Observou-se que com o aumento do TDH de 6h para 12 h, o desempenho do sistema melhorou quanto à eficiência de remoção de COD e produção de metano, mas de 12h para 16h as diferenças não foram significativas.

As águas residuárias da maior fábrica de laticínios de Israel, que descarregavam cerca de 6000 toneladas de DBO por ano, foram tratadas em reatores anaeróbios para avaliar sua eficiência e identificar o fator limitante da fermentação metanogênica. Acetato e propionato, produtos da fermentação da lactose, foram os metabólitos intermediários

predominantes no reservatório e suas concentrações foram fortemente dependentes da temperatura e da carga orgânica. Os efeitos combinados de temperaturas mais frias no inverno e aumento sazonal da carga orgânica resultaram em uma diminuição da taxa de oxidação de propionato e um conseqüente acúmulo de DBO solúvel e DQO. ARBELI et al. (2006) determinaram a oxidação de propionato como o fator limitante no processo, caracterizado por um período de defasagem anterior à sua degradação.

O tratamento biológico de um efluente sintético de laticínios contendo níveis elevados de óleos e graxas (200, 600 e 100 mg/L) foi investigado por LEAL et al. (2006) usando dois reatores UASB idênticos. Um reator foi alimentado com água residuária de uma etapa de hidrólise enzimática e outro com efluente bruto. Os reatores foram operados continuamente com cada concentração de gordura. O desempenho dos dois reatores foi semelhante até a concentração de 600 mg/L; no entanto, os benefícios da etapa de hidrólise tornaram-se evidentes com a maior concentração de gordura (1000 mg/L). Os resultados mostraram que os reatores UASB são capazes de operar mesmo quando alimentados com altos níveis de óleos e graxas em águas residuárias de laticínios.

NAJAFPOUR et al. (2008) realizaram o tratamento biológico de laticínios em um Upflow anaerobic Sludge-fixed film bioreactor (UASFF reator) para avaliar a conversão biológica em biogás com a ajuda de consórcio microbiano agregado. Neste estudo o reator UASFF com o comportamento do fluxo tubular foi desenvolvido de forma a encurtar o período de arranque no TDH baixo. O reator foi operado a 36°C e TDH de 36 e 48h. A carga orgânica foi aumentada gradualmente de 7,9 – 45,42g/L/d. No TDH de 48h a taxa de remoção de DQO foi 97,5% e de conversão de lactose, de 98%. A maior taxa de biogás de 3,75 L/d foi obtida no TDH de 36h.

Os estudos cinéticos do processo de digestão anaeróbia de soro de queijo foram realizados em um reator UAPB (Up-flow anaerobic packed bed bioreactor), em escala piloto, para tratamento e águas residuárias de laticínios, por NAJAFPOUR et al. (2009). Os autores concluíram que a produção de biogás e a tratabilidade do soro de leite utilizando o bioreator UAPB para manusear a elevada carga orgânica foram alcançadas com êxito.

Houve remoção de 94,5% de DQO e 99% de lactose e maior rendimento de produção de metano no TDH de 16h.

SRINIVASAN et al. (2009a) realizaram estudos com digestores anaeróbios bifásicos para tratamento de efluentes de laticínios, na Índia, inicialmente operados com águas residuárias domésticas. Os autores conseguiram remoção de 70,40% de DQO e 0,330 m³ de gás/kg DQO removida, demonstrando a viabilidade do uso dos digestores (SRINIVASAN et al. 2009b).

A qualidade dos efluentes de reatores anaeróbios, durante o tratamento de esgotos sanitários, em geral não atende às exigências ambientais. Tornando-se necessário a aplicação de um sistema complementar, de pós-tratamento, para a melhoria do efluente final da estação (AISSE et al. 2007). Dessa forma, o uso de leitos cultivados com macrófitas constitui uma boa opção para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios, pois apresentam elevada capacidade de remoção de DBO, DQO, sólidos e nutrientes (KADLEC et al. 2000; MBWETTE et al. 2001; STOTT et al. 2003), além de manter a conservação dos ecossistemas terrestres e aquáticos, reduzir o aquecimento global da terra e fixar o carbono do meio ambiente, mantendo o equilíbrio do CO₂, conservando assim a biodiversidade (DENNY,1997).

3.5.2. Leitos Cultivados com Macrófitas ou “Wetlands” Construídas

3.5.2.1. Definição e Classificação

São muitos os termos utilizados para designar “Constructed Wetlands” no Brasil. Alguns autores utilizam alagados construídos; outros utilizam terras úmidas construídas. Alguns pesquisadores usam o termo Zona de Raízes, traduzido do termo em inglês “Root Zone” muito utilizado na Europa; “wetland” construída também é muito utilizada no Brasil. Outros termos menos usados são banhados artificiais de leitos cultivados, enraizadas construídas e alagados artificiais. A designação de Leitos Cultivados, adotada por outros pesquisadores, foi a utilizada neste trabalho.

No tratamento de águas residuárias, leitos cultivados são ecossistemas que funcionam como receptores de águas naturais e águas produzidas por atividades antrópicas. Podem ser naturais ou construídos. Os leitos cultivados naturais são conhecidos como terras úmidas, brejos, várzeas, pântanos, manguezais e lagos rasos. (MAZZOLA et al. 2005).

Os leitos cultivados podem ser classificados como um sistema natural de tratamento de águas residuárias, sendo baseados nos alagados, nas várzeas ou “wetlands” 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 (USEPA, 1988; WOOD e MCATAMNEY, 1996).

As “*wetlands*” construídas são sistemas projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) fixadas em substratos como areia, cascalhos, britas ou outro material inerte, onde ocorre a formação de biofilmes que por meio de processos biológicos, químicos e físicos, tratam águas residuárias (CHERNICHARO, 2001, SOUSA et al. 2003, VALENTIM, 2003). Esses sistemas são de baixo custo, o que os torna particularmente desejados para o tratamento de resíduos de pequenas comunidades e em países em desenvolvimento (BRIX, 1994, BRASIL e MATOS, 2008) e com áreas disponíveis à sua

implantação (NAIME, 2005). São adequados para o tratamento secundário e terciário de esgotos domésticos (BRASIL et al, 2007) e também de resíduos industriais, produzindo efluentes com excelente qualidade para o reuso na agricultura (BRASIL et al, 2005), desde que sejam observados critérios de segurança e saúde pública (BRASIL e MATOS, 2008).

Três alternativas de leitos cultivados podem ser descritos: os leitos cultivados de fluxo superficial (FS), os de fluxo subsuperficial (FSS) e as wetlands naturais de fluxo superficial (KADLEC e KNIGHT, 1996 citado por LAUTENSCHLAGER, 2001; VIMAZAL, 2008), descreveram; cada alternativa com vantagens e desvantagens para aplicações diferentes.

Os leitos cultivados poderiam ser classificados também, de acordo com a forma de vida da macrófita dominante, em sistemas com macrófitas flutuantes, emergentes ou submersas (VIMAZAL, 2008).

Os sistemas de leitos cultivados são altamente produtivos e representam um importante apoio à biodiversidade global, desde microrganismos até mamíferos. Proporcionam muitos bens como alimentos, fibras, combustíveis e madeira, e serviços como recarga de águas subterrâneas, redução das inundações, habitat para inúmeras espécies ameaçadas de extinção, assim como para espécies migratórias, melhoria da qualidade da água e valorização da estética da paisagem, além de influenciarem as alterações climáticas através do seqüestro de carbono e de metano. Nutrientes e poluentes são removidos por processos físicos, químicos e biológicos, papéis desempenhados também pelas plantas destes sistemas (GOPAL e GHOSH, 2008).

Os leitos cultivados construídos de fluxo superficial procuram reproduzir as wetlands naturais e no caso das wetlands construídas de fluxo subsuperficial as águas residuárias passam através de meios porosos contendo raízes de plantas, por meio de fluxos horizontais e verticais (KADLEC e KNIGHT, 1996 citado por LAUTENSCHLAGER, 2001).

Considerando-se apenas os leitos cultivados construídos, eles podem ser classificados de acordo com seu fluxo em Leitos Cultivados de Fluxo Superficial (LCFS), Leitos Cultivados de Fluxo Subsuperficial (LCFSS) e Leitos Cultivados de Fluxo Vertical (LCFV), e apresentam as seguintes características:

- Os Leitos Cultivados de Fluxo Superficial (LCFS): ou “wetlands” construídas de fluxo superficial, são canais com algum tipo de barreira subsuperficial, que fornece condições de desenvolvimento para as plantas, com a água fluindo à uma profundidade pequena, de 0,1m a 0,3m (VALENTIM, 2003). Existe uma interface ar/água, podendo haver desenvolvimento e proliferação de mosquitos.
- Já os Leitos Cultivados de Fluxo Subsuperficial (LCFSS) ou “wetlands” construídas de fluxo subsuperficial, não oferecem condições para o desenvolvimento e proliferação de mosquitos ou para o contato de pessoas e animais com a lâmina d’água, pois são essencialmente filtros lentos horizontais preenchidos com areia ou brita como meio suporte, e onde as raízes das plantas se desenvolvem (VALENTIM, 2003).
- Nos Leitos Cultivados de Fluxo Vertical ou “wetlands” construídas de fluxo vertical, a areia é usada como meio suporte quando o leito funciona como filtro de vazão intermitente, ou usa brita como meio suporte quando o regime é por batelada. O nível da água encontra-se abaixo do meio suporte, impossibilitando seu contato com animais e pessoas (VALENTIM, 2003).

3.5.2.2. Critérios de Projeto

Vários fatores podem afetar o funcionamento dos leitos cultivados com macrófitas, principalmente as condições climáticas. De acordo com (LAUTENSCHLAGER, 2001, SANCHES-CARRILO et al. 2001), essas condições são a Temperatura, que afeta as taxas de reações físico-químicas e bioquímicas, reaeração, volatilização e evapotranspiração; a Radiação solar, que afeta a taxa de crescimento da vegetação devido à fotossíntese; as precipitações, que afetam o balanço hídrico das wetlands; e o Vento, que afeta as taxas de evapotranspiração, as trocas gasosas entre a atmosfera e o meio aquático, e o efeito de mistura (turbulência no escoamento).

BRASIL e MATOS (2008) alertam sobre o uso de sistemas alagados construídos (leitões cultivados) em regiões áridas e semi-áridas, quando o objetivo for o reuso do efluente na agricultura, devido a perdas de águas por evapotranspiração. Na Malásia, em LCFSS, cultivados com *Typha angustifolia*, foi registrada evapotranspiração de 32,9 mm d⁻¹. E em condições experimentais, na Costa do Marrocos, registrou-se evapotranspiração de 38 mm d⁻¹ em Sistema alagado construído cultivado com *Arundo danox* (CADELLI et al. 2004 citado por BRASIL e MATOS, 2008).

Em relação às precipitações e também às perdas de água por evapotranspiração, DAVIS (1995), afirma que devem ser consideradas ao se dimensionar uma “wetland” construída. As precipitações podem provocar elevação temporária do nível da água, o que altera o comportamento hidráulico e pode causar escoamento superficial do sistema, reduzindo a eficiência do tratamento. Enquanto a evapotranspiração reduz o nível da água no tanque, concentrando os poluentes presentes na água residuária em tratamento, possibilitando que se faça subestimativas da eficiência da remoção pelos reatores, podendo até mesmo, provocar efeitos tóxicos à vegetação.

Um escoamento superficial indesejado no leito cultivado também pode acontecer por outros fatores, como o aumento da perda de carga no substrato em decorrência do acúmulo de lodo ao longo do tempo de operação do sistema. A variação na condutividade hidráulica no meio suporte ocorre tanto em função do tempo como em função da posição do tanque. Mas a condutividade no meio suporte é difícil de ser medida no sistema, pois é influenciada por fatores como a ocorrência de fluxo preferencial, curto-circuito e obstrução da porosidade, em consequência de variações de crescimento e degradação e raízes e acúmulo e degradação de resíduos sólidos no sistema. A redução no valor da condutividade hidráulica ocorre, geralmente, no primeiro terço dos leitões. E como o nível dos resíduos do leito cultivado deve permanecer cerca de 10 cm abaixo da superfície do meio suporte, no dimensionamento do sistema, sugere-se usar valores conservativos de condutividade hidráulica, de 1% e 10% do valor obtido em meio suporte limpo, respectivamente, para

estimar a perda de carga nos primeiros 30% e nos últimos 70% da extensão dos leitos (USEPA, 2000).

Quanto aos leitos cultivados de fluxo subsuperficial, objetivo desta pesquisa, alguns parâmetros devem ser considerados ao projetá-los. De acordo com WOOD e MCATAMNEY (1996) estes parâmetros são:

- Tempo de detenção 2 a 7 dias.
- Altura da coluna d'água 0,1 a 1,0 metro.
- Área por vazão 0,001 a 0,007 ha/m³.d.
- Razão comprimento: largura do leito 0,25:1 a 5:1.
- Frequência de colheita 3 a 5 vezes por ano.
- DBO máxima 75 Kg/ha.dia.
- Carga hidráulica 2 a 30 mm³/mm².d.

A escolha de LCFSS para tratamento de resíduos domésticos ou industriais está relacionada às vantagens apresentadas por estes sistemas, como a remoção de SST e bactérias por filtração; remoção de DBO superior à capacidade de transferência de oxigênio realizada pelas plantas ou pela troca de gases na interface ar/água; boa capacidade de desnitrificação (COOPER, 1998).

Outra vantagem é a em relação à área requerida para implantação do sistema. Os LCFSS requerem área 10 vezes menores que os LCFS para obtenção da mesma qualidade do efluente tratado em termos de DBO, perdendo apenas para os LCFV que requerem áreas 5 vezes menores que os LCFSS devido à capacidade que os LCFV têm de fornecer oxigênio para o sistema, em decorrência da intermitência da vazão, que permite a entrada de ar no meio suporte (KNIGHT, 1992).

Além das condições climáticas, fatores hidráulicos e hidrológicos, outro fator de projeto a ser considerado é o meio suporte. A utilização do solo é mais comum nos leitos cultivados de fluxo superficial por ser economicamente viável para grandes áreas superficiais e permitir melhor enraizamento das macrófitas. De acordo com a constituição

do solo, este pode remover alguns poluentes da água residuária como o fósforo e parte dos metais pesados, por mecanismos de precipitação/troca catiônica/adsorção. No entanto, esta capacidade de remoção é temporária, menor do que um ano, devido à saturação do meio. (USEPA, 1999).

O uso de brita como meio suporte em leitos cultivados tem sido muito usado no Brasil no tratamento de diversos resíduos, como no tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura por SILVA e ROSTON (2010); no tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por ESCOSTEGUY et al. (2008); na avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos no tratamento secundário e terciário de esgoto doméstico por BRASIL e MATOS (2008); na remoção de coliformes fecais e totais por AMENDOLA et al. (2007); no tratamento de esgotos domésticos por BRASIL et al. (2007); no estudo de aspectos do plantio e desempenho fenológico da taboa (*Typha* sp.) para tratamento de esgoto doméstico por BRASIL et al. (2005); por OLIVEIRA et al. (2006) no tratamento de resíduos gerados na suinocultura; por MAZZOLA et al. (2005) no pós-tratamento de reator anaeróbio compartimentado de um sistema piloto simulando uma comunidade rural. A brita foi utilizada também por HUSSAR et al. (2005) no tratamento de água de escoamento de tanque de piscicultura através de leitos cultivados subsuperficiais para análise de qualidade física e química; na remoção de macronutrientes de tanques de piscicultura em 2004.

Assim como no Brasil, em muitas partes do mundo desenvolvem-se estudos com leitos cultivados utilizando-se brita como meio suporte. A grande maioria dos leitos cultivados de fluxo subsuperficial e leitos cultivados de fluxo vertical instalados na Europa e nos Estados Unidos utilizam tanto a brita quanto a areia lavada como meio suporte (VYMAZAL, 1998; USEPA 1999). Sendo essa utilização justificada por permitirem um fluxo regular no sistema, e no caso da brita, sem entupimentos por um longo período de tempo (USEPA, 1999).

É importante que o leito cultivado apresente uma camada de solo que dificulte a percolação dos poluentes para o lençol freático (LAUTENSCHLAGER, 2001), ou o uso de

barreiras impermeáveis para impedir a percolação do efluente tratado, e são basicamente duas as barreiras impermeáveis, segundo VALENTIM (2003), as lonas plásticas de 0,5 a 1,0 mm de espessura, utilizadas em sistemas com grandes áreas superficiais e os produtos impermeabilizantes, que são incorporados à argamassa ou aplicados sobre o reboco final, normalmente utilizado em sistemas construídos em alvenaria.

3.5.2.3. Uso de Macrófitas e Seleção do gênero *Typha* sp.

O termo Macrófitas Aquáticas é a denominação genérica dada a um conjunto de plantas que se desenvolvem no meio aquático, em solos saturados ou alagados, desde macroalgas como o gênero *Chara*, angiospermas como o gênero *Typha* (ESTEVES, 1998 citado por BRASIL et al, 2007), e até ciprestes (*Taxodium* sp.) (APHA, 1995), sendo que as principais representantes são as macrófitas vasculares florescentes (VALENTIM, 2003). Produzem quantidades expressivas de matéria seca, com elevado teor de nutrientes (FERREIRA et al. 2003, MAZZOLA, 2005; MANNARINO et al. 2006).

As macrófitas aquáticas utilizadas em leitos cultivados podem ser emergentes, subemergentes ou flutuantes. As flutuantes podem ou não estar fixadas ao fundo e sua folhagem principal flutua na superfície da água; as macrófitas emergentes possuem suas raízes fixadas no solo e sua folhagem principal em contato com o ar, enquanto que as subemergentes crescem sob a água, estando fixas ou não por raízes (VALENTIM, 2003).

Para escolher o tipo adequado de macrófita a ser usado no sistema, é necessário observar alguns critérios, como ser de fácil propagação e crescimento rápido; capacidade de absorção de poluentes; tolerância a ambiente eutrofizado; fácil colheita e manejo e também seu valor econômico (SOUSA et al. 2004; LAUTENSCHLAGER, 2001). Deverão ser resistentes às condições adversas como pH ácido ou alcalino e ainda considerados os aspectos de facilidade de produção de mudas e aproveitamento da biomassa (BEVILAQUA, 2006).

Várias são as espécies de macrófitas utilizadas em leitos cultivados em estudos no mundo todo, segundo SCHULZ (1999) várias espécies foram testadas e selecionadas e apresentam potencial para aproveitamento como a taboa (*Typha latifolia*), junco (*Cyperus californicus*), eleocaris (*Heleocharis fistulosa*), chapéu-de-couro (*Echinodorus grandiflorus*) e copo-de-leite (*Zantedeschia* sp.), entre outras. Segundo MAIER (2007), existem 150 espécies de plantas conhecidas para serem utilizadas em estações de tratamentos de esgotos em sistemas de leitos cultivados. Sendo a *Typha latifolia* uma das plantas mais utilizadas e com resultados comprovados.

O uso de macrófitas emergentes é o mais adequado em leitos cultivados já que a lâmina de água nestes sistemas deve permanecer sempre abaixo da superfície do meio suporte; dentre as macrófitas emergentes, as mais utilizadas são a *Typha* sp., o *Phragmites* sp. e *Scirpus* sp. (MATOS e LO MONACO, 2003).

A escolha da macrófita a ser utilizada em um tratamento deve estar baseada também, em aspectos de sanidade das plantas, viabilidade de seu cultivo em longo prazo e aspectos estéticos do sistema (BRIX, 1997) além de ser aconselhável utilizar as espécies presentes nas proximidades de onde será instalado o sistema de tratamento (VALENTIM, 2003) pelo fato de estarem bem adaptadas às condições ambientais (MAIER, 2007).

Desta forma, o gênero nativo *Typha* que é uma Monocotiledônea, pertencente à ordem *Poales*, família *Typhaceae*, possuindo distribuição quase cosmopolita, concentrada no hemisfério norte, incluindo um único gênero e entre 10 e 15 espécies, das quais provavelmente apenas uma ou duas ocorram em estado nativo no Brasil (SOUZA, 2008) foi escolhido para esta pesquisa.

Typhaceae caracteriza-se por ervas paludosas, rizomatosas, robustas; com folhas simples, alternas dísticas, paralelinérveas, com bainha. Possuem inflorescência espiciforme, densiflora, com flores estaminadas dispostas na porção apical e pistiladas na base; flores não vistosas, unissexuadas (SOUZA, 2008); fruto minúsculo e seco e sementes com endosperma

farináceo e com altura que varia de 2 a 3 metros (JOLLY, 1979, LORENZI, 1982, citado por VALENTIM, 2003).

As espécies de *Typhaceae* são muito encontradas em áreas de brejo e bordas de riachos, formando grandes aglomerados, sendo conhecidas popularmente como taboa. E áreas rurais, as inflorescências da taboa são utilizadas para o enchimento de travesseiros e almofadas e as folhas para a confecção de esteiras, cestos e outros artesanatos (SOUZA, 2008).

O tratamento da água residuária nos leitos cultivados é o resultado da integração entre as interações físicas, químicas e biológicas que ocorrem devido à presença do meio suporte, das comunidades bacterianas e das macrófitas, merecendo destaque as bactérias, pois realizam a degradação da matéria orgânica presente no efluente por processos aeróbios, anaeróbios e anóxicos. Os LCFSS apresentam um ambiente predominantemente anaeróbio, neste caso, as condições aeróbias e anóxicas somente são conseguidas devido ao fornecimento de oxigênio pelas raízes das macrófitas (VALENTIM, 2003).

O movimento interno do oxigênio da parte aérea das plantas até as raízes ocorre como um mecanismo de suprimento da demanda respiratória dos tecidos das raízes, liberando também uma pequena quantidade de oxigênio em torno da rizosfera. O escape de oxigênio pelas raízes cria áreas com condições de oxidação, que junto com as condições anóxicas presentes, estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico, além do crescimento de bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos às raízes (USEPA, 1988; ARMSTRONG et al. 1990; BRIX, 1994)

Os leitos cultivados apresentam capacidade de remoção de poluentes como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), organismos patogênicos, material em suspensão, nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos. Outros fatores além da natureza do poluente também podem afetar a eficiência da remoção, como tipo de solo, hidrologia, meteorologia, hidrodinâmica, fauna, flora, formas de operação e manejo do sistema (KADLEC e KNIGHT, 1996 citado por LAUTENSCHLAGER, 2001).

Os resíduos ricos em nutrientes merecem atenção especial, particularmente nitrogênio e fósforo, pelos danos ambientais que provocam quando lançados nos corpos receptores sem o devido tratamento.

Os principais problemas de poluição relacionados com o excesso de nitrogênio são a depleção do oxigênio dissolvido nos corpos d'água em função da nitrificação do nitrogênio amoniacal; efeito tóxico da amônia sobre os peixes; efeito tóxico do nitrato; efeito da fertilização de corpos d'água, podendo causar o “bloom” de algas. Portanto, a remoção de nitrogênio deve ser realizada pelo sistema de tratamento e os leitos cultivados podem ser usados com tal finalidade.

No meio aquático, as formas mais comuns encontradas de nitrogênio, são: nitrato (NO_3^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+) e nitrito (NO_2^-). Os íons NH_4^+ e NO_3^- são as principais formas encontradas nas águas residuárias, tornando-se abundantes na ausência de oxigênio ou em águas muito enriquecidas com despejos ricos em matéria orgânica. Já o íon NO_2^- é pouco comum devido à sua toxicidade em baixas concentrações e por ser facilmente oxidado para NO_3^- (WELCH et al. 1996).

Os principais processos de transformação do nitrogênio no meio aquático são a nitrificação e a desnitrificação.

A nitrificação é o processo em que o NH_4^+ é transformado em NO_2^- e posteriormente em NO_3^- em condições aeróbias. Neste caso, a amônia é removida, mas o nitrogênio não, já que houve apenas uma conversão da forma do nitrogênio. A remoção biológica do nitrogênio é alcançada em condições de ausência de oxigênio, mas na presença de nitratos e nitritos (condições anóxicas), em que um grupo de bactérias utiliza nitratos e nitritos no seu processo respiratório, convertendo-os a nitrogênio gasoso que escapa para a atmosfera, a desnitrificação (CHERNICHARO, 2001).

A nitrificação da amônia só ocorrerá nos LCFS e nos LCFSS, onde predominam os processos anaeróbios, se forem introduzidas zonas abertas para que haja transferência do oxigênio do ar diretamente na interface ar/água. Os leitos cultivados somente podem remover efetivamente nitrogênio se as áreas abertas (região aeróbia) ocorrerem conjuntamente com as não abertas (anaeróbias) ou se usadas em conjunto com algum sistema aeróbio. (USEPA, 1999 citado por VALENTIM 2003).

A maior parte da oxidação do NH_4^+ para NO_2^- é feita pelas bactérias dos gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosocistis* e *Nitrosogloea*. Os gêneros *Nitrobacter* e *Nitrocystis* oxidam o NO_2^- para NO_3^- , sendo os gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* as mais comuns no processo de nitrificação. Estas bactérias, que são obrigatoriamente autotróficas, podem sintetizar todas as enzimas e controlar outros fatores necessários para criar vida de material inorgânico, usando o CO_2 como fonte de carbono. Sua capacidade de oxidar é limitada somente para compostos nitrogenados que requerem derivados sintetizados de CO_2 , carbonatos ou bicarbonatos. A energia para reduzir o CO_2 é obtida pela oxidação de compostos inorgânicos nitrogenados (NH_4^+) (HAMMER e KNIGHT, 1994).

A desnitrificação microbiana é o mecanismo mais efetivo na remoção do nitrogênio pelas várzeas naturais e nos leitos cultivados, gerando nitrogênio gasoso- N_2 (produto dominante), óxido nitroso (N_2O) e óxido nítrico (NO) (HAMMER e KNIGHT, 1994).

Nos leitos cultivados, a volatilização de amônia, a desnitrificação e o consumo pela planta (em caso de colheita) são os métodos potenciais de remoção do nitrogênio (VALENTIM, 2003).

Quando se tratar de reutilizar efluentes ricos em fósforo é importante lembrar que o excesso de fósforo lançado em um corpo d'água poderá causar a eutrofização. E se o reuso da água, para irrigação, for considerado, é importante avaliar a remoção de fósforo e nitrogênio pelo sistema de tratamento evitando a disponibilização desses nutrientes em excesso.

Na água o fósforo apresenta-se, principalmente, nas formas de ortofosfatos PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4^- ; que estão diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversões a formas mais simples e têm como principais fontes o solo, detergentes, fertilizantes, resíduos industriais e esgotos domésticos. As outras formas de apresentação do fósforo são os polifosfatos e o fósforo orgânico. Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo, que se transformam em ortofosfatos por hidrólise. O fósforo orgânico é de menor importância nos esgotos domésticos típicos, mas pode ser de grande importância nos resíduos industriais e lodos de tratamentos de esgotos. Nos sistemas de tratamento de esgotos e nos corpos receptores, o fósforo orgânico é convertido a ortofosfatos.

A remoção de fósforo nos leitos cultivados ocorre pela precipitação química, pela adsorção, pela assimilação dos vegetais e biofilmes formados no substrato e no sistema radicular da vegetação (SOUSA, 2004).

Sabe-se que o fósforo solúvel é facilmente absorvido pelos sistemas radiculares das plantas aquáticas. Já a fração pouco solúvel associa-se ao ferro, ao alumínio e ao cálcio, tornando-se pouco assimilável pela planta, bem como pelos microrganismos. Dessa forma, à medida que aumenta o tempo de operação, a tendência do sistema é tornar-se saturado de compostos de fósforo e, conseqüentemente, ocorre a diminuição da eficiência de remoção. Provavelmente, essa diminuição deve-se à saturação do substrato (areia lavável) com compostos de fósforo precipitados (TANNER et al. 1999; SOUSA et al. 2001 citado por SOUSA et al, 2004).

Quanto à seleção dos microrganismos indicadores, esta deve ser induzida ou determinada pelo destino final reservado ao efluente. Portanto, para atender aos critérios de classe de enquadramento dos corpos receptores, as exigências de qualidade dos efluentes incluirão densidades máximas de coliformes termotolerantes e *E. coli*; se o corpo receptor for utilizado para recreação de contato primário, é necessário estar atento aos enterococos, coliformes termotolerantes e *E. coli*, pois os critérios de balneabilidade encontram-se

baseados nestes indicadores. Caso pretenda-se utilizar o efluente para irrigação, tomadas as diretrizes da OMS como referência, o monitoramento deve incluir os coliformes fecais e os ovos de helmintos (nematóides intestinais humanos). No caso da utilização de efluentes na piscicultura, os indicadores a serem monitorados são os coliformes fecais e os ovos de helmintos cestóides. De qualquer forma, o indicador mais preciso de contaminação da água, é, em qualquer situação, a *E. coli*. (GONÇALVES, 2003).

3.5.2.4. Desenvolvimento de estudos científicos utilizando leitos cultivados com macrófitas no tratamento de resíduos

Os chineses provavelmente foram os primeiros a usarem as macrófitas no tratamento de águas residuárias, mas o trabalho aceito cientificamente como o primeiro a utilizar o conceito foi o realizado em 1952 por Seidel, na Alemanha, que explorou a remoção de fenol por *Scirpus lacustris*, utilizando brita como meio suporte (WOOD e MCATAMNEY, 1996).

Seidel realizou, posteriormente, outros experimentos usando leitos preenchidos com brita e cultivados com macrófitas emergentes: *Phragmites australis*, *Iris* sp, *Schoenoplectus* sp, *Typha* sp. Nos anos 70 Kickuth, também na Alemanha, usou leitos cultivados preenchidos com solo com alta quantidade de silte e cultivados com *Phragmites australis* para tratar efluentes municipais (HEGEMANN, 1996).

Desde então, no mundo todo, diversos estudos foram realizados utilizando-se leitos cultivados nos tratamentos de resíduos líquidos domésticos e industriais. Nos Estados Unidos, os leitos cultivados tornaram-se mais conhecidos a partir dos estudos de WOLVERTON (1988) para a Agência Espacial Norte Americana (NASA) onde o pesquisador testou o uso do tanque séptico associado aos leitos cultivados no tratamento de efluentes de casas não servidas pela rede de captação pública.

Na República Checa, em 1995, VYMAZAL, autor de vários estudos sobre leitos cultivados, publicou o estudo de um inventário, revelando que cerca de 30 sistemas de leitos

cultivados haviam sido criados e estavam em funcionamento naquele país desde 1989 a 1993, identificando os principais critérios de projetos utilizados nestes sistemas. Relatou que todos eram de fluxo subsuperficial horizontal e com área entre 20 e 6000 m², com população equivalente entre 4 e 1200. A maioria vegetada por *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* e *Máxima glyceria*. Usando como meio suporte a areia, o cascalho e suas misturas. Além de comprovar a elevada eficiência do tratamento em termos de DBO₅, DQO e sólidos em suspensão, enquanto a remoção de fósforo e nitrogênio mostrava-se menor.

No Brasil, SOUSA e BERNARDES (1996) trataram o esgoto doméstico de uma comunidade próxima a Brasília, DF, por uma combinação de reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) com pós-tratamento em leitos cultivados de fluxo subsuperficial cultivados com *Typha latifolia*.

A remoção de fosfato e amônio por leitos cultivados construídos de fluxo subsuperficial horizontal, em escala de laboratório, cultivado com *Phragmites australis*, utilizando o xisto como substrato, durante um período de 10 meses, de um efluente sintético, foi avaliada por DRIZO et al. (1997) em Edimburgo. O estudo contou também com um leito não cultivado para controle. Ambos os sistemas, plantados e não plantados, apresentaram elevada remoção de fósforo, de 98-100%. O N amoniacal foi completamente removido dos leitos plantados, enquanto que nos leitos não plantados, a remoção variou entre 40 e 75%. Já a remoção de nitrato variou entre 85 e 95% nos leitos plantados e 45 e 75% nos leitos não plantados. Os pesquisadores concluíram que a presença de *Phragmites australis* contribuiu de forma significativa para a remoção de P e N, além das plantas apresentarem excelente crescimento no primeiro ano, até 2 metros, com raiz e bom desenvolvimento do rizoma, e mostrou potencial para remoção de metais pesados. Além do bom desempenho do xisto como meio suporte para o sistema.

Em 2000, IDE et al. avaliaram a possibilidade de reuso de efluentes de lagoas de estabilização, tratando efluentes de matadouro, para obter biomassa verde para a alimentação de gado. O sistema constituiu-se de pós-tratamento com leitos cultivados de

fluxo subsuperficial, utilizando a gramínea Tangola (híbrido *Brachiaria arrecta* (Tanner) x *Brachiaria mutica* (Angola)), como componente vegetativo, em Rochedo/MS. Concluíram que o sistema de leitos apresentou um grande desempenho nos três cortes realizados, evidenciando a capacidade de fertirrigação do esgoto de matadouro, além de redução de DQO em 49,1% e DBO₅ de 40,3%, que consideraram números significativos, tendo em vista que processos de pós-tratamentos sempre processam matéria orgânica de mais difícil degradação. Quanto à remoção de nutrientes, os resultados obtidos foram 53,8% pra NTK e 37,8% para P total. Já a remoção de coliformes do sistema foi baixa, os valores de coliformes fecais de 8.000/100mL, foram superiores aos estabelecidos pela legislação, limite de 4.000/100mL.

A possibilidade de usar um sistema de leitos cultivados com macrófitas para tratamento de águas residuárias domésticas utilizando menores áreas e tempos de detenção hidráulica de menos de quatro dias foi avaliada por JING et al. (2002) em Taiwan. Neste estudo avaliaram três leitos de fluxo superficial plantados com *Phragmites australis*, *Ludwigia octovalvis* e *Commelina communis* L., e dois leitos com plantas flutuantes, *Ipomoea aquatica* e *Pistia stratiotes* L.. Nos tempos de detenção hidráulicos de 2 a 4 dias, os sistemas plantados apresentaram remoção de 72%, 80% e 46% de COD, Nitrogênio amoniacal e Ortofosfato, respectivamente. Usaram leitos não plantados como controle, comprovando a maior eficiência dos leitos plantados, porém sem evidenciar grandes diferenças no tipo de macrófita plantada na remoção de nutrientes, mas indicando que as macrófitas desempenharam papéis importantes na remoção de nutrientes.

CAMPOS et al. (2002) avaliaram o uso de sistemas de leitos cultivados, em escala piloto, como tratamento do chorume gerado no Aterro Sanitário de Piraí, RJ. SEZERINO et al. (2002) avaliaram neste trabalho o potencial dos leitos cultivados no tratamento de efluente de lagoa de estabilização que tratava dejetos de suínos.

Estudos de MONTTOVI et al. (2003) demonstraram a possibilidade de utilização de canaviais como um tratamento adequado para reduzir os poluentes em águas residuárias provenientes de atividades rurais como salas de ordenha e também águas residuárias

domésticas, para valores aceitáveis para a descarga em águas superficiais. Utilizaram dois leitos cultivados de fluxo subsuperficial de 75 m² cada, para tratar esgoto doméstico e de sala de ordenha. A remoção de sólidos em suspensão e carga orgânica se manteve acima de 90%, enquanto a remoção de N e P foi de cerca de 50% e 60%, respectivamente. O número total de coliformes e *Escherichia coli* foi reduzido em mais de 99% e de estreptococos fecais em mais de 98%. Nitratos, cloretos, sulfatos e agentes de metais pesados foram detectados apenas em baixas concentrações.

A pesquisa sobre redução de microrganismos em leitos cultivados tem despertado o interesse de diversos pesquisadores, também em 2003, AMENDOLA et al. realizaram estudo sobre a redução de coliformes fecais em leitos cultivados, uma simulação numérica, para isso usaram dois leitos cultivados com *Typha sp* tendo como meios suporte brita em um leito e pneu picado no outro leito, objetivaram, através desta pesquisa, usar um planejamento experimental para a coleta de dados e uma metodologia para compará-los com dados teóricos, ambos associados à dinâmica de redução de poluentes em sistemas naturais de tratamento de esgotos.

SOUSA et al. (2004) relataram o desempenho de três leitos cultivados de fluxo subsuperficial, operados com efluente proveniente de reator UASB, quanto à remoção de nutrientes, organismos patogênicos e material carbonáceo, durante três anos de monitoramento. Dois leitos foram vegetados com macrófitas do tipo *Juncus sp*, apresentando uma densidade de 25 propágulos vegetativos por metro quadrado, enquanto um leito não era vegetado, apresentando apenas areia como meio suporte. Seus estudos demonstraram que a eficiência da remoção de material carbonáceo variou de 70 a 86%; o efluente produzido expresso em DQO manteve-se na média de 60 mg.L⁻¹. A remoção de nitrogênio e fósforo, durante o primeiro ano de operação, foi considerável, 66 e 86% respectivamente. Os leitos cultivados apresentaram maior eficiência na redução de coliformes termotolerantes quando comparados ao leito não vegetado, ambos operados com a mesma carga hidráulica (23 mm. dia⁻¹), porém sem diferença significativa em relação à redução de coliformes entre um e outro, segundo a análise de variância.

Os leitos cultivados de fluxo subsuperficial foram alvo de dois estudos de HUSSAR et al. (2004), na remoção de micronutrientes de efluentes de tanques de piscicultura e tratamento da água de escoamento de tanque de piscicultura, uma análise da qualidade física e química, HUSSAR et al. (2005). No primeiro estudo, 7 caixas de fibra de cimento-amianto foram plantadas com seis a oito brotos de *Typha* sp em meio suporte brita número 3. Foram mensuradas as remoções de nitrogênio, fósforo, enxofre, cálcio, potássio e magnésio, com remoção média de 36,15%, 43,30%, 28,20%, 31,61% e 16,20%, respectivamente. No segundo trabalho, foi avaliado o desempenho dos leitos cultivados no tratamento de água de escoamento de tanque de piscicultura em relação à turbidez, cor, oxigênio dissolvido, pH e alcalinidade, encontrando-se valores médios de redução de 86,43% para a turbidez e 89,69% para a cor, considerados valores bastante satisfatórios. Com relação ao pH, mantiveram-se em níveis desejáveis para o processo, considerados favoráveis tanto à nitrificação quanto à desnitrificação. Os autores consideraram as variações nos valores de alcalinidade irrelevantes ao mecanismo de tratamento e consideraram que não influíram na qualidade do efluente final.

MAZZOLA et al. (2005) avaliaram o desempenho de um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) de duas câmaras em série, com TDH de 12 horas, seguido de três leitos cultivados, (“constructed wetlands”) de fluxo vertical por batelada; dois leitos cultivados com macrófitas (gêneros *Typha* sp. e *Eleocharis* sp.), e um utilizado como controle, não vegetado. Todos utilizaram brita número 2 como meio suporte. Os tempos de reação avaliados nos leitos foram 24, 48, 72 e 96 horas. Na avaliação do RAC, observaram tendência de estabilização dos parâmetros pH, alcalinidade, ácidos voláteis, sólidos sedimentáveis e suspensos totais, porém com a remoção de DQO limitada (50%). Nos leitos cultivados o aumento do tempo de reação (até 72 h) foi acompanhado pelo aumento de remoção de turbidez, DQO, fósforo e nitrato. O melhor desempenho de remoção de fósforo total foi obtido no leito vegetado com *Typha* sp para os tempos de 72 e 96 h, respectivamente, de 30 e 25%.

A região semi-árida do nordeste brasileiro apresenta um curto período chuvoso, temperatura elevada e alta taxa de evaporação, além de apresentar uma deficiência hídrica

na grande maioria dos meses do ano quanto à quantidade de água no solo disponível para as plantas (SOUSA et al. 2003). Desta forma estudos que visam o reuso de efluentes tratados na agricultura, têm sido muito importantes. Neste contexto SOUSA et al. (2005), avaliaram o desempenho de três sistemas de pós-tratamento de efluente de reator UASB com o objetivo de produzir efluentes para reuso na agricultura do semi-árido do nordeste, sendo estes tratamentos: leito cultivado com *Juncus* sp e TDH de 7 dias; um leito de brita não vegetado, também com TDH de 7 dias; e 5 lagoas de polimento funcionando em série com TDH de 15 dias. Os parâmetros investigados foram DQO, pH, sólidos, macronutrientes, ovos de helmintos e indicadores de contaminação fecal. Nos resultados obtidos, apenas as lagoas de polimento produziu um efluente compatível com as recomendações da OMS para irrigação irrestrita. Os efluentes dos leitos cultivados e do leito de brita não vegetado, embora isentos de ovos de helmintos, apresentaram coliformes termotolerantes acima dessas recomendações. Os autores concluíram que as quantidades de macro e micronutrientes contidas nos 3 efluentes são suficientes para a maioria das culturas na região semi-árida do nordeste.

BIGAMBO e MAYO (2005) avaliaram a remoção do nitrogênio total de efluente com carga orgânica inferior a 50 kg/ha/d e taxa de aplicação hidráulica de 480 m³/ha/d de uma lagoa facultativa primária em dois leitos cultivados com *Phragmites mauritianus* e com cascalho como meio suporte, na Tanzânia. As amostras foram coletadas diariamente por cerca de 3 meses e os parâmetros avaliados foram oxigênio dissolvido, pH, temperatura e amônia, nitrogênio total, nitrato, nitrito e DQO. Os resultados obtidos demonstraram que as principais vias que levam à remoção permanente do nitrogênio em um leito cultivado de fluxo subsuperficial horizontal em ordem decrescente são a desnitrificação (29,9%), a absorção pelas plantas (10,2%), e a sedimentação (8,2%). A remoção total de nitrogênio obtida neste estudo foi de 48,9%.

Neste mesmo ano, os autores avaliaram os efeitos do biofilme na transformação do nitrogênio nestes mesmos leitos e concluíram que o resultado do modelo desenvolvido indica que a concentração de amônia no efluente foi de 2 gN/m², mas na ausência do

biofilme o aumento da concentração de amônia foi de 3,5g N/m², portanto o biofilme tem papel importante na transformação do nitrogênio.

O uso de sistemas combinados de leitos cultivados, também chamados híbridos, foi sugerido por VYMAZAL (2005), para se obter as vantagens dos sistemas de fluxo subsuperficial horizontal como alta remoção dos compostos orgânicos e sólidos em suspensão, mas com remoção baixa de nutrientes, com sistemas de fluxo vertical para complementar os processos em cada sistema de produção.

BRASIL et al. (2005) avaliaram o desempenho de quatro sistemas de leitos cultivados com *Typha* sp., de fluxo subsuperficial, com brita # 0 como meio suporte, no tratamento de esgoto doméstico. Foram utilizados dois TDH (1,9 e 3,8 dias) e diferentes taxas médias de carga orgânica volumétrica. Os parâmetros avaliados foram DQO, DQO solúvel, Sólidos suspensos totais, turbidez, nitrogênio total, fósforo total, potássio, sódio, condutividade elétrica, potencial redox (Eh), pH e coliformes totais e fecais. Concluíram que, os leitos, operando sob baixo tempo, apresentaram boa eficiência na remoção dos poluentes avaliados e produziram efluentes com baixa concentração de matéria orgânica, sólidos suspensos totais e baixo valor de turbidez, além de concentrações relativamente baixas de N-total, P-total e potássio, porém a concentração de sódio e a contagem de coliformes fecais permaneceram altas. Com esta contagem de coliformes elevada, não recomendam o uso do efluente na fertirrigação, por aspersão, de culturas cujo produto seja consumido cru, a não ser que ele seja submetido a processo de desinfecção complementar. Outra recomendação dos autores é quanto às quantidades de sódio aplicadas no solo, sendo esse o principal fator de limitação para o uso indiscriminado do reuso de efluentes tratados na agricultura.

O uso de leitos cultivados como alternativa de tratamento que viabilizem a redução do impacto ambiental dos resíduos sólidos urbanos no tratamento de lixiviados de aterros sanitários foi pesquisado por MANNARINO et al. (2006) no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho/RJ. No aterro sanitário de Pirai o sistema foi composto por dois filtros biológicos aeróbios e um leito cultivado de fluxo superficial, com TDH de 2

dias e plantado com *Typha angustifolia* e com rachão (pedras com diâmetros entre 15 e 30 cm) como meio suporte, e uma lagoa aeróbia. Os resultados obtidos neste sistema foram a redução de 41,0% de DQO e 51,0% de nitrogênio amoniacal e 60,0% de sólidos, apesar das significativas variações de vazão afluyente e das taxas de aplicação de poluentes no mesmo. Já no aterro metropolitano de Gramacho, o leito cultivado de fluxo subsuperficial foi implantado em um espaço reservado originalmente para uma lagoa de polimento; foi impermeabilizado com geomembrana e preenchido com argila e rachão. A vegetação utilizada foi uma gramínea existente na lagoa de equalização e que já estava aclimatada ao lixiviado. Os resultados obtidos apresentam redução de 86,0% de DQO e 89,0% de nitrogênio amoniacal, comprovando experiências mundiais de que leitos cultivados são alternativas eficientes para integrar sistemas de tratamento de lixiviados.

OLIVEIRA et al. (2006) testaram um sistema composto por um reator anaeróbio seguido de 6 leitos cultivados com *Typha* sp., de fluxo subsuperficial e usando como meio suporte brita #3 para o tratamento de resíduos líquidos de uma granja de produção de suínos, com TDH de 30 dias.

BEVILAQA e PERERA (2006) relataram experiências com a utilização de plantas aquáticas enraizadas para o tratamento de efluentes líquidos, provenientes de agroindústrias familiares e da criação de animais. Destacaram em sua pesquisa os materiais usados como meios suportes, como a brita, areia, casca de arroz, caroço de pêssego, entre outros; além das plantas aquáticas mais utilizadas como a taboa, o junco e o copo de leite, ratificando o uso desta tecnologia pelo baixo custo de implantação, facilidade de construção, enfoque ecológico e eficiência do sistema.

Sistemas de leitos cultivados são utilizados em toda América do Norte para tratar vários tipos de águas residuárias em climas quentes, SMITH et al. (2006) avaliaram a eficiência desse tratamento no período de inverno na costa atlântica do Canadá em dois pequenos leitos de 100 m² cada para tratamento de águas residuárias agrícolas. Foram avaliados DBO₅, Sólidos suspensos totais (SST), Fósforo total e Nitrogênio amoniacal. Apenas a remoção de fósforo não se mostrou tão eficaz como os outros parâmetros,

especialmente em períodos de alta carga. Os resultados apresentados pelos autores mostram a possibilidade do funcionamento de sistemas de leitos cultivados na costa atlântica do Canadá.

A capacidade de um sistema de tratamento ecológico, constituído por uma série de reatores anaeróbios e aeróbios, clarificadores e leitos cultivados, para o tratamento de águas residuárias provenientes de uma fazenda de gado leiteiro, foi investigada em um estudo em Columbus, EUA por LANSING e MARTIN (2006). Houve remoção de mais de 99% de nitrogênio amoniacal e de DBO, e 79% de remoção de ortofosfato. Nitrogênio amoniacal e DBO foram removidos de forma consistente ao longo do estudo de 20 semanas, mas a eficiência na remoção de fósforo diminuiu ao longo do tempo em uma das quatro linhas de tratamento.

BRASIL et al. (2007) estudaram o desempenho da *Typha* sp. E sua capacidade de remoção de nutrientes em sistemas de leitos cultivados de fluxo subsuperficial horizontal, no tratamento de esgotos domésticos provenientes de tanque séptico. Os leitos foram construídos sobre o solo e impermeabilizados com geomembrana de policloreto de vinila com espessura de 0,50 mm e usaram brita # 0 como meio suporte. O objetivo do trabalho foi estudar o desempenho da espécie taboa, incluindo o período de tempo exigido para o estabelecimento, a profundidade alcançada pelo sistema radicular, a produção de biomassa, o aspecto nutricional e a remoção de nutrientes dos leitos pela taboa. As raízes alcançaram profundidade média de 27,15 cm, houve bom desenvolvimento da taboa, o que possibilitou a partida do sistema aos quatro meses após o estabelecimento da vegetação; e por meio da remoção da biomassa aérea, houve contribuição para remoção de 1,69%, 1,64%, 4,94% e 0,74% do aporte de N-total, P-total, potássio e sódio, respectivamente, no período avaliado.

Diversas plantas têm sido testadas em sistemas de leitos cultivados em todo o mundo para o tratamento de resíduos domésticos ou industriais. ZANELA (2008) estudou plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários de reator anaeróbio compartimentado, em leitos cultivados, utilizando brita e bambu como meios suportes. As espécies ornamentais estudadas foram *Zantedeschia aethiopica* (copo de leite), *Cyperus*

papyrus (papiro), *Canna x generalis* (biri) e *Cyperus isocladius* (mini papiro). Os estudos comprovaram a boa adaptação das espécies testadas ao sistema de leitos cultivados.

A remoção de 34 oligoelementos foi medida por VIMAZAL (2009) em um sistema de leitos cultivados de fluxo horizontal para tratar esgoto doméstico. O maior grau de remoção, média de 90%, foi do alumínio, para o zinco, média de 78%. No intervalo de 50-75% foram removidos urânio, antimônio, cobre, molibdênio, cromo, bário, ferro e gálio. A remoção de cádmio, estanho, mercúrio, prata, selênio e níquel variaram entre 25 e 50%. Uma baixa remoção, entre 0-25%, foi observada para o vanádio, lítio, boro, cobalto e estrôncio.

Atualmente, os sistemas de leitos cultivados são utilizados para tratar muitos tipos de águas residuárias além de esgotos domésticos, como efluentes de refinarias de petróleo, fábricas de produtos químicos, celulose e papel, curtumes e indústrias têxteis, matadouros, destilarias e indústrias vinícolas, e particularmente na agroindústria, como na produção e transformação do leite, queijo e açúcar (VIMAZAL, 2009b).

Em relação ao tratamento de efluentes de laticínios, muitos estudos ainda são necessários, devido, principalmente, à diversidade destes resíduos em termos de composição e de contaminação microbiológica. Assim, a preocupação com a qualidade microbiológica do resíduo tratado tem sido constante, pois é essencial para o sucesso de sistemas de tratamento ecológico como os leitos cultivados. Nesse sentido, alguns estudos estão sendo realizados para se determinar a eficiência do sistema de leitos cultivados na remoção de microrganismos patogênicos, particularmente, coliformes.

IBEKWE et al. (2002) estudaram a viabilidade do uso do método PCR para detecção e quantificação de *Escherichia coli* O157:H7 em resíduos de laticínios em leitos cultivados, demonstrando a adequação do uso do método em países desenvolvidos para a determinação quantitativa da *E. coli*. MORGAN et al. (2007) também avaliaram a redução de *Escherichia coli* O157:H7 em resíduos de laticínios em sistema de leitos cultivados com redução média de 995 de coliformes totais e de *E. coli*. AMENDOLA e SOUZA (2007)

realizaram uma investigação teórica do processo de redução de coliformes em leitos cultivados em função do meio suporte utilizado. Os resultados obtidos levam à conclusão de que o leito cultivado com brita e pneu picado é mais eficiente do que o leito cultivado só com brita na remoção de coliformes fecais e totais.

Dois leitos cultivados de 100 m² cada foram avaliados quanto a eficiência na redução de DBO₅, Sólidos suspensos totais (SST), Fósforo total (FT) e nitrogênio amoniacal (NH₃-N), durante os meses de inverno por SMITH et al. (2006). O percentual de remoção e redução de massa para DBO₅, SST, FT e NH₃-N em ambos os leitos cultivados, variou de 62 a 99%. O tratamento de FT não se mostrou tão eficaz como para os outros parâmetros, especialmente em períodos de alta carga, porém os resultados mostraram o funcionamento dos leitos cultivados possível para o ano todo na costa atlântica do Canadá.

PRADO e CABANELLAS (2008) compararam a eficiência do sistema de leitos cultivados no tratamento de efluentes de laticínios em relação à ultrafiltração e filtro biológico. Concluíram que ao sistema de leitos cultivados no tratamento de efluentes de laticínios, quando comparado aos demais tratamentos relacionados tem a vantagem de apresentar o menor custo e tecnologia mais simples, o que viabiliza sua utilização por laticínios de pequeno e médio porte. Além de se mostrar mais eficiente quanto à remoção de DBO, DQO, nitrogênio e fósforo, em relação ao método de ultrafiltração e filtro biológico.

VANDERZAAG et al. (2008) estudaram a volatilização de NH₃ de leitos cultivados de fluxo superficial e de fluxo subsuperficial tratando resíduos de laticínios. Três leitos de fluxo superficial e três de fluxo subsuperficial de 6,6 m cada, vegetados com *Typha latifolia* L., foram carregados com águas residuárias de laticínios de junho a setembro de 2006. A volatilização de NH₃ foi medida durante períodos de 12 e 24h. Globalmente, as emissões de NH₃ provenientes dos leitos cultivados de fluxo superficial foram significativamente maiores do que as emissões dos leitos de fluxo subsuperficial. Os resultados sugerem que a volatilização desempenha um papel maior na remoção de N nos leitos de fluxo superficial.

Em estudos para acompanhar a transformação da matéria orgânica em leitos cultivados de fluxo subsuperficial de resíduo de queijo em clima mediterrâneo, FARNET et al. (2009) observaram redução média na DBO de 90,75% e no nitrogênio total Kjeldahl de 75.65%. Considerando os leitos cultivados de fluxo subsuperficial eficientes para purificar efluentes com elevados teores de matéria orgânica, como o efluente de queijo, em condições climáticas drásticas.

ABRAHÃO (2006) estudou a eficiência de um sistema constituído por 11 leitos cultivados, de fluxo subsuperficial horizontal, para tratamento secundário/terciário de água residuária de laticínio, utilizando como meio brita # 0. Dos 11 leitos, 5 foram cultivados com capim elefante, 5 com capim tifton 85 e 1 não foi cultivado, usado para controle. No leito sem vegetação foi aplicada uma taxa de carga orgânica média por unidade de área de $130 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO. Em cada leito cultivado com capim elefante e capim tifton 85, foram aplicados, diariamente, as taxas de carga orgânica média superficial de 66, 130, 190, 320 e $570 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ de DBO. Os volumes diários do afluente foram de 60 L, preparados com água residuária de diversos setores de produção de laticínio, com aproximadamente $2.500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de DBO, misturada com água do manancial. Os 11 leitos foram operados com tempo de residência hidráulica de 4,8 dias. Os parâmetros avaliados foram DBO₅, DQO, ST, SS, SD, N-Total, P-Total, potássio, sódio, pH, condutividade elétrica e biomassa, além da medida da profundidade das raízes dentro dos leitos. De acordo com os resultados obtidos, os leitos cultivados se mostraram eficientes na remoção de DBO, DQO, SST, ST e do nitrogênio, mas não se mostraram eficientes na remoção de fósforo, potássio e sódio da água residuária de laticínio. As duas forrageiras avaliadas apresentaram semelhante influência no processo de remoção de DBO, DQO, ST, SST, P-total, K e Na, quando comparados sistemas que operam com a mesma taxa de carga orgânica. Diferente influência no processo de remoção foi observada para o N-total na taxa de carga orgânica de $66 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ de DBO; indicando que o sistema de leitos cultivados podem ser utilizados para o tratamento de águas residuárias de laticínios.

O tratamento do efluente doméstico, com contribuição máxima de efluente de $8500 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$, combinado com efluente agroindustrial composto por uma unidade de laticínio

produzindo 110 L.d⁻¹ da produção de queijos e 500 L.d⁻¹ da água de limpeza da queijaria; e um abatedouro, com 1 ou 2 abates de suíno por mês; utilizando leite cultivado com macrófitas foi estudado por SEZERINO et al. (2006). O leito cultivado de fluxo horizontal 26,00 m de comprimento; 13,00 m de largura e 0,70 m de profundidade e material filtrante composto por brita na zona de entrada e na zona de saída e por camadas horizontais de areia grossa, saibro, argila e casca de arroz na parte central. A macrófita plantada no sistema foi *Zizanopsis bonariensis*. Foram realizadas duas baterias de monitoramento durante 12 meses cada uma, sendo a primeira de 1994 a 1995, durante o primeiro ano de funcionamento do sistema, e a segunda de 2005 a 2006, após mais de 11 anos de funcionamento. Após doze anos de operação, o sistema de tratamento apresentou 97% de remoção de DBO₅, gerando em média uma concentração de 31 mg.L⁻¹ DBO₅. Com o acompanhamento efetuado no sistema verifica-se a aplicabilidade da utilização de tanque séptico seguido de filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal no tratamento de efluentes líquidos da atividade agroindustrial combinada com esgotos domésticos.

MATOS et al. (2008) estudaram o desempenho do capim tifton 85 (*Cynodon spp*) em leitos cultivados e submetido a diferentes taxas de aplicação de carga orgânica, para tratar misturas de águas residuárias da indústria de laticínios com água, nas condições climáticas e Viçosa/MG. O experimento foi constituído por 5 leitos de fluxo subsuperficial horizontal e utilizando brita zero como meio suporte. A água residuária e laticínio foi aplicada numa vazão média de 60 L.d⁻¹ e tempo de residência hidráulica de 4,8 dias. As taxas de aplicação de carga orgânica foram, respectivamente, 66, 130, 190, 320 e 570 kg. ha⁻¹.dia⁻¹ de DBO. As diferentes cargas orgânicas do afluente foram obtidas pela mistura pela água residuária bruta do laticínio, que tinha DBO de aproximadamente 2.500 mg.L⁻¹, com água “limpa” do manancial. Os autores concluíram que o capim tifton 85 se adaptou bem aos leitos cultivados, apresentando bom enraizamento, alta produtividade e grande capacidade de remover nutrientes (N, P, K) e sódio das águas residuárias de laticínios, cujos valores estiveram, respectivamente, entre 216 e 544; 24 e 61; 115 e 204 e 4,3 e 10,9 kg.ha⁻¹.

Muitos estudos são ainda necessários em relação ao uso de leitos cultivados com macrófitas para o tratamento de águas residuárias de laticínios, este trabalho teve como

objetivo contribuir nestes estudos, demonstrando a viabilidade do uso deste sistema para o tratamento dos resíduos desta agroindústria.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Local do experimento

O experimento foi conduzido na fazenda do campus Inconfidentes do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais.

O Instituto possui um laticínio com capacidade de beneficiamento de 1.200 litros de leite por dia e produz diversos queijos, iogurtes, doce de leite e bebidas lácteas. Consome, em média, o equivalente a 4 litros de água por litro de leite beneficiado, gerando cerca de 4.800 litros de água residuária por dia. Este resíduo consiste basicamente de água de lavagem, sendo o soro resultante do processamento de queijos utilizado na produção de ricota, bebidas lácteas e doces de leite e soro e também na alimentação animal. Apesar do aproveitamento do soro, a água residuária ainda apresenta elevado índice de DBO_5 e sólidos totais, o que indica sua necessidade de tratamento antes do lançamento no curso d'água.

A produção dos resíduos ocorre em vários setores da indústria, imprimindo características próprias ao resíduo. Os locais de maior produção de resíduos estão representados na Figura 4.1.

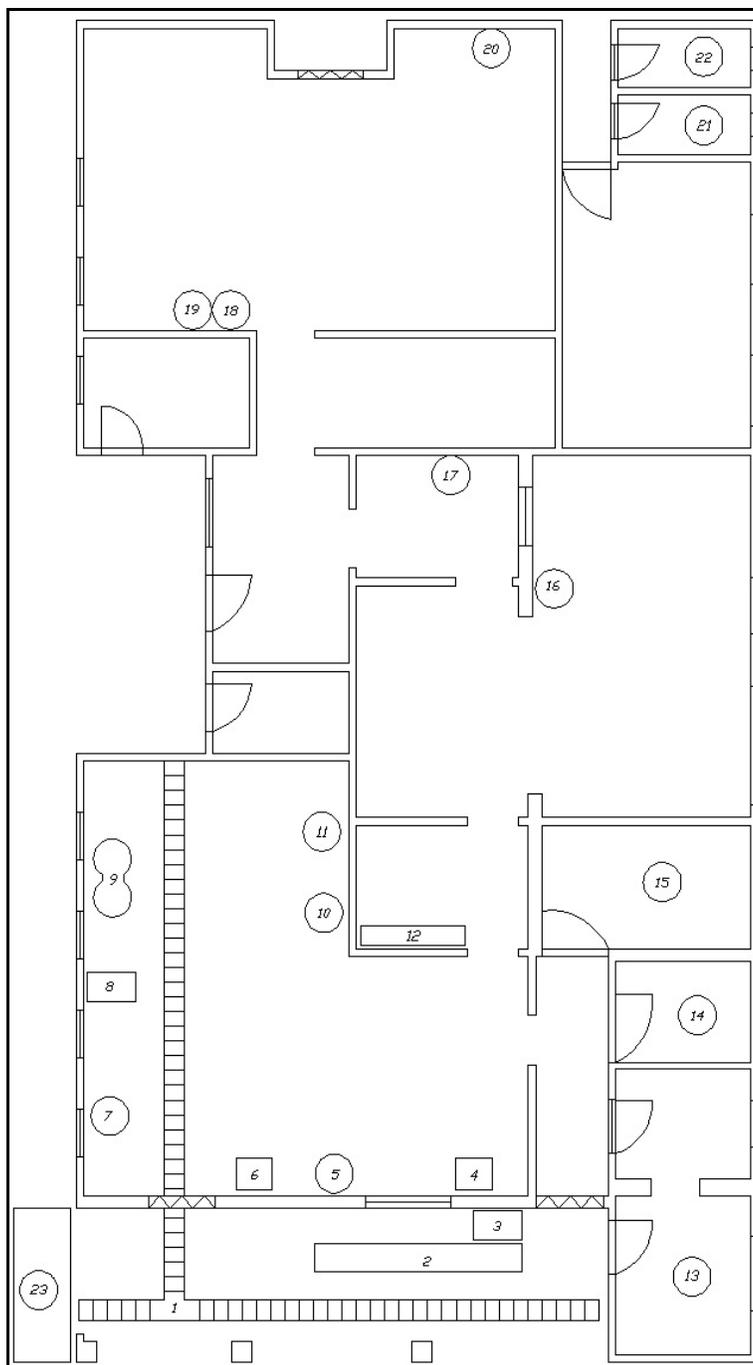


Figura 4.1: Pontos de produção de resíduos na indústria de laticínios.

1. Grade coletora de resíduos líquidos – água de lavagem de latões.
2. Plataforma de recepção de leite – resíduos de leite e água de lavagem de latões.
3. Tanque de recepção de leite – resíduos de leite e água de lavagem.

4. Pasteurizador – resíduos de leite e água de lavagem contendo detergentes ácidos e alcalinos.
5. Tanque pulmão – resíduos de leite e água de lavagem.
6. Embaladeira de leite - resíduos de leite e água de lavagem.
7. Tanque de fabricação de ricota – resíduos de soro e água de lavagem.
8. Tanque de fabricação de queijos – resíduos de soro, de leite, de água de lavagem e resíduos sólidos de queijos.
9. Tanque de fabricação de queijos – resíduos de soro, de leite, de água de lavagem e resíduos sólidos de queijos.
10. Desnatadeira – resíduos de creme de leite e água de lavagem.
11. Batedeira de manteiga – resíduos de creme de leite e água de lavagem.
12. Prensa de queijos – resíduos de soro e água de lavagem, resíduos sólidos de queijos.
13. Laboratório de análises físico-químicas – resíduos de produtos químicos diversos, resíduos de leite, creme, soro e água de lavagem.
14. Câmara fria de salmoura – resíduos de salmoura, resíduos de água de lavagem.
15. Câmara fria de estocagem – resíduos de soro e água de lavagem.
16. Embaladeira de iogurte – resíduos de iogurtes e bebidas lácteas diversas (corantes, aromas), resíduo de água de lavagem.
17. Setor de embalagem de queijos – resíduos sólidos de queijos, soro, água de lavagem.
18. Fermenteira/Iogurteira – resíduos de leite, soro, água de lavagem.
19. Fermenteira/Iogurteira – resíduos de leite, soro, água de lavagem.
20. Concentrador de leite (produção de doces) – resíduos de leite, soro, açúcar, água de lavagem.
21. Sanitário – resíduos orgânicos e água de lavagem.
22. Sanitário – resíduos orgânicos e água de lavagem.
23. Pé de lúvio – resíduos de água de lavagem contendo hipoclorito de sódio.

A água de lavagem de todos os setores da indústria contém resíduos de detergentes neutros, ácidos ou alcalinos, de acordo com o tipo de lavagem a ser realizada e do equipamento, além de produtos específicos para sanitização à base de hipoclorito de sódio e iodo.

A água utilizada na indústria é servida pela Copasa (Companhia de Saneamento de Minas Gerais).

4.2. Tratamento

O sistema de tratamento é composto por 4 caixas de gordura, que funcionam também como tanques de equalização, interligadas e ligadas ao Reator Anaeróbico Compartimentado de fluxo ascendente, constituído de 3 câmaras em série, e 2 leitos de fluxo subsuperficial horizontal, também em série, cultivados com *Typha* sp., para o tratamento dos resíduos líquidos do laticínio de acordo com a representação esquemática das Figuras 4.2 e 4.3 e foto apresentada na Figura 4.4.

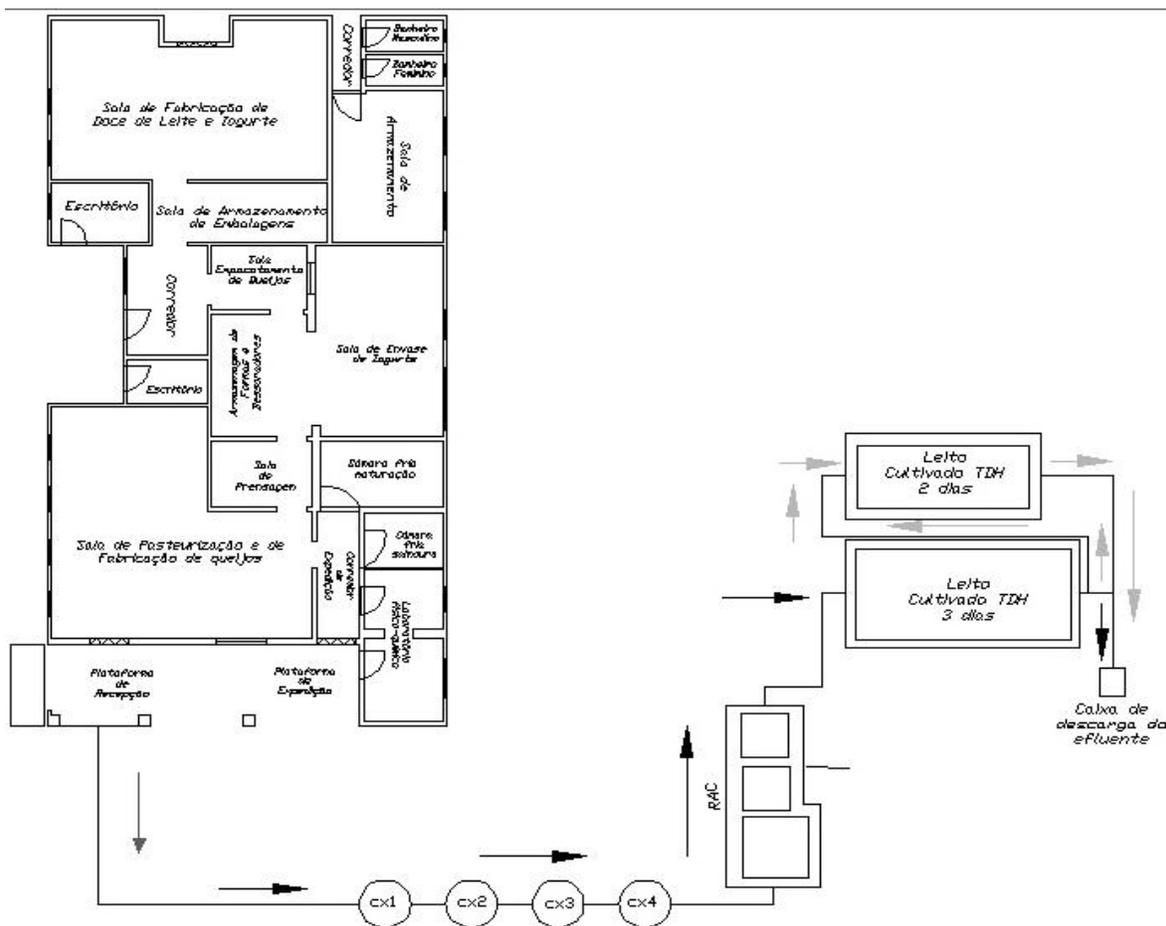


Figura 4.2. Representação esquemática da unidade de produção e da unidade experimental de tratamento de resíduos.



Figura 4.3: Sistema de Tratamento – vista geral, a, b,c e d (caixas de gordura), e (reator anaeróbio compartimentado) e f (leitos cultivados com macrófitas).

Os despejos líquidos a serem tratados são provenientes da lavagem da fábrica, sem a presença de resíduos sólidos que são recolhidos ainda no interior da fábrica e destinam-se à alimentação animal. Estes resíduos sólidos são recolhidos utilizando-se filtração em dessoradores próprios da indústria queijeira e através de grades distribuídas nas áreas de processamento no interior da fábrica e plataforma de recepção de leite. Os resíduos finos que não foram removidos por estes sistemas foram coletados na entrada da primeira caixa de gordura em sistema de filtração simples em tecido de algodão conforme Figura 4.4. A limpeza das caixas de gordura foi realizada assim que cada caixa era esvaziada.



Figura 4.4: Coleta de “finos” na primeira caixa de gordura.

Além da água de lavagem, as águas provenientes do laboratório de análises físico-químicas também foram encaminhadas ao sistema de tratamento. O sistema de tratamento construído tem capacidade de tratar 1.000 litros de resíduo líquido por dia, o que representa, aproximadamente, 20% do volume total produzido. Sendo 500 litros de resíduo a cada 12 horas, em fluxo contínuo, com vazão controlada por registros dispostos na saída das caixas de gordura/tanques de equalização.

O resíduo deve ser armazenado nas caixas de gordura/tanques de equalização, pois a produção do laticínio é descontínua possuindo picos de produção pela manhã de segunda a sexta-feira. A partir destas caixas, após a correção da acidez, o efluente segue para o Reator Anaeróbio Compartimentado de fluxo ascendente, constituído de três câmaras em série, para que ocorra a digestão anaeróbia do material orgânico presente, com tempo de detenção hidráulica de 12 horas e fluxo contínuo. O efluente oriundo do reator é tratado em 2 leitos cultivados com *Typha* sp., de fluxo subsuperficial, dispostos em série, com tempos de detenção hidráulica de 3 e 2 dias. Como a operação ocorre em série, os tempos de detenção hidráulica testados nos leitos foram de 3 e 5 dias.

O sistema foi testado por 11 meses, de maio de 2009 a março de 2010. As análises foram realizadas durante 9 meses, de julho de 2009 a março de 2010. Sendo que em julho de 2009 foi realizada uma caracterização do resíduo e 12 amostras foram coletadas a partir de setembro de 2010, no período de verão, dando ao experimento uma característica de sazonalidade.

4.2.1. Caixas de gordura/Tanques de equalização

As caixas de gordura, usadas também como tanques de equalização e para correção de acidez são caixas de água em polietileno com capacidade de 500 litros cada adquiridas no comércio local. As caixas são interligadas e abastecidas, em sistema de rodízio, com o resíduo líquido proveniente da fábrica durante o período da manhã, conforme representado nas Figuras 4.5 e 4.6. Como o tempo de detenção hidráulica do RAC testado foi de 12 horas,

cada caixa de gordura /tanque de equalização, com capacidade de 500 litros, foi aberta a cada 12 horas em fluxo contínuo, às 6:00 e às 18:00.

A correção e acidez foi feita com solução aquosa de NaOH, para obtenção de pH próximo de 7,0, visando favorecer o desenvolvimento de bactérias metanogênicas no reator anaeróbio, visto que o pH da água residuária do laticínio esteve sempre abaixo deste valor durante todo o experimento, devido às características próprias do resíduo em relação direta aos produtos fabricados.



Figura 4.5: Caixas de gordura/Tanques de equalização

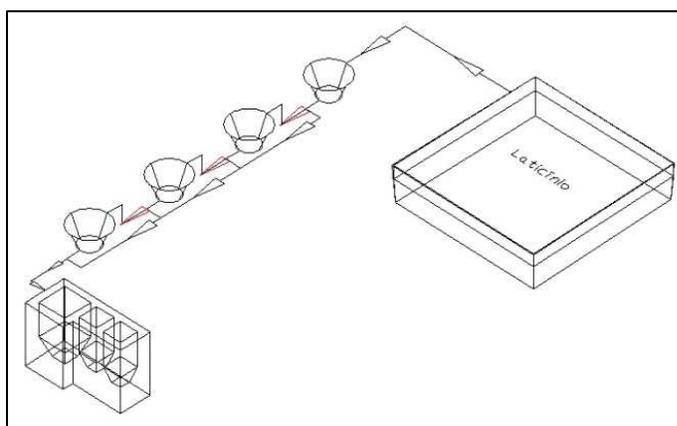


Figura 4.6: Esquema das caixas de gordura/Tanques de equalização.

4.2.2. Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)

O Reator Anaeróbio Compartimentado de fluxo ascendente é constituído de três câmaras e construído em alvenaria com volume total de 500 litros, sendo a primeira câmara com capacidade de 250 litros e as outras duas câmaras com capacidade de 125 litros cada. O reator, responsável pelo tratamento secundário do sistema está representado nas figuras 4.7, 4.8, 4.9a, 4.9b e 4.10.



Figura 4.7: Detalhe da construção do RAC.



Figura 4.8: Detalhe do Sistema de entrada e saída de efluente nas câmaras.

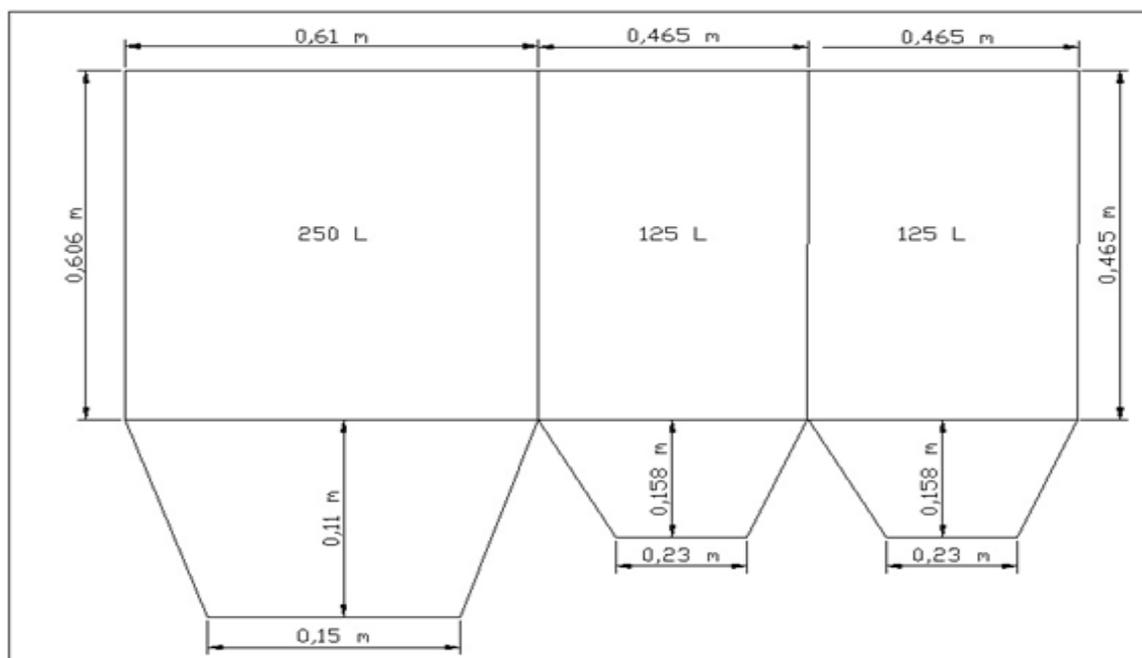


Figura 4.9a: Reator Anaeróbio Compartimentado.

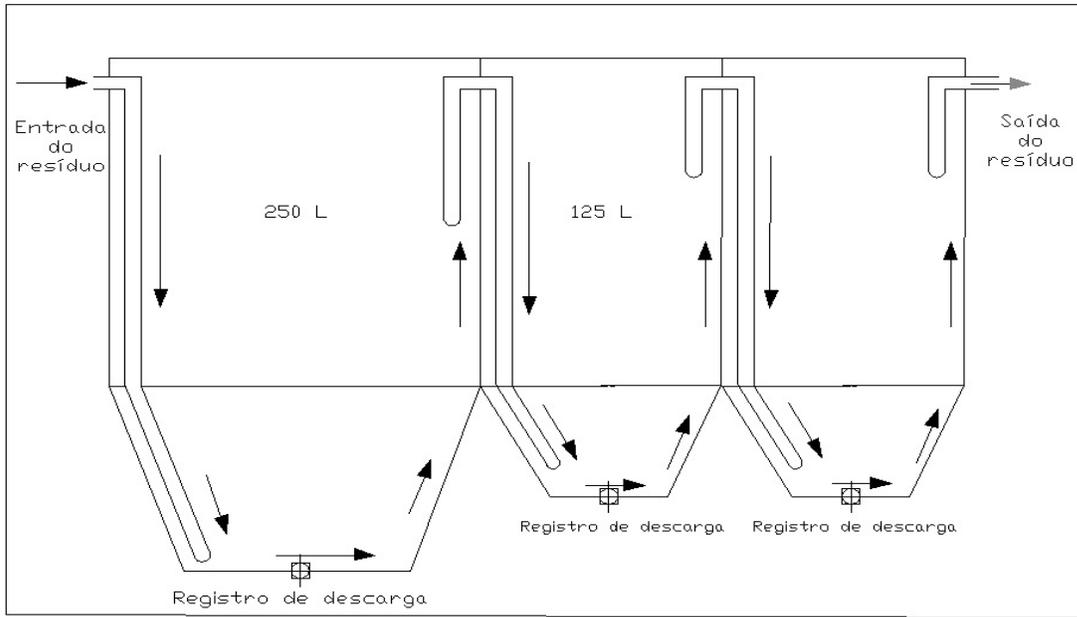


Figura 4.9b: Alimentação do reator anaeróbio compartimentado.



Figura 4.10: Foto do Reator Anaeróbio Compartimentado – vista externa.

O tempo de detenção utilizado no RAC foi de 12 horas em fluxo contínuo. Os parâmetros avaliados foram DBO_5 , DQO, série de sólidos, nitrogênio e fósforo, pH e alcalinidade.

Após o reator compartimentado, o resíduo do laticínio é encaminhado aos leitos cultivados para pós-tratamento.

4.2.3. Leitos cultivados

Os dois leitos cultivados construídos foram projetados para dois e três dias de detenção hidráulica. Para o tempo de detenção hidráulica de cinco dias foram utilizados os dois leitos cultivados em sequência. Os leitos cultivados foram construídos em alvenaria e impermeabilizados, e os fundos são lajes em concreto armado e também impermeabilizados. O fundo dos leitos foi construído com 0,5% de declividade de fundo. O leito cultivado projetado para 2 dias de detenção hidráulica possui as dimensões de 3,86m x 1,30m x 1,20m (comprimento x largura x altura); e o leito com 3 dias de detenção hidráulica possui 4,80m x 1,60m x 1,20m, conforme apresentado na Figura 4.11.



Figura 4.11: Leitos Cultivados com TDH de 2 dias e 3 dias.

Os leitos são de fluxo horizontal subsuperficial, utilizam brita #1 como meio suporte e são vegetados por *Typha* sp. O meio suporte preencheu cada leito até a altura de 1,00 m, restando uma borda livre de 0,20 m (Figura 4.12). A brita utilizada como meio suporte foi lavada antes de ser colocada nos leitos com a mesma água servida para a indústria, e também após o preenchimento dos leitos com o meio suporte, para a retirada dos pós finos existentes no meio da brita. A lâmina d'água formada manteve-se a uma altura de 90 cm, 10 cm abaixo da brita.

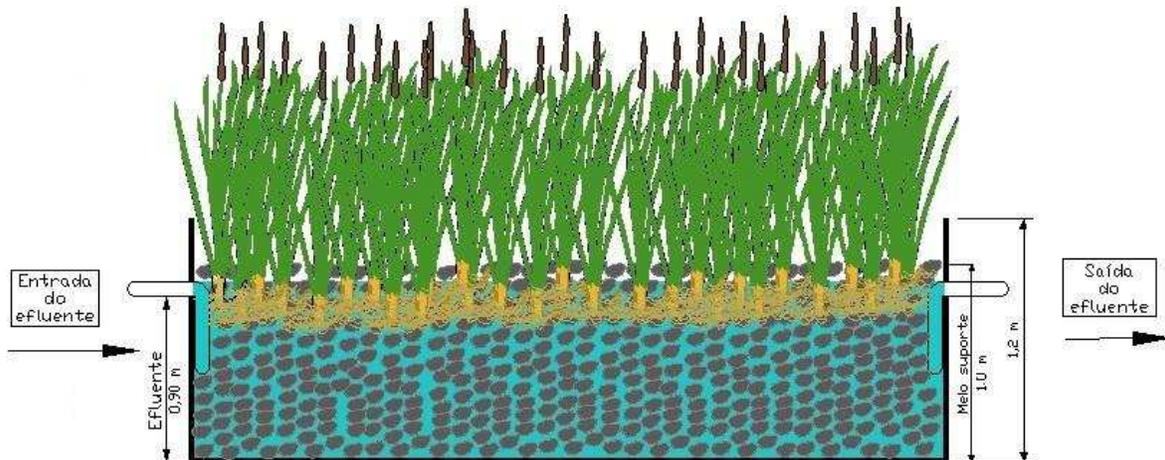


Figura 4.12: Representação do corte do leito cultivado.

O volume de vazios da brita foi determinado empregando-se béquer graduado de 1 litro de volume nominal e água coletada na indústria. O volume de vazios inicial foi de 44,6%.

As mudas de *Typha* sp. foram coletadas em várzea próxima ao sistema de tratamento e plantadas no meio suporte a cada 20 cm². Sendo 154 mudas de *Typha* sp no leito cultivado com TDH de 3 dias e 85 mudas de *Typha* sp no leito cultivado com TDH de 2 dias. O plantio ocorreu nos dias 27 de abril no leito com TDH de 3 dias e 28 de abril de 2009 no leito com TDH de 2 dias. O esquema do plantio está disposto nas Figuras 4.13 e 4.14, para os leitos com TDH de 2 e 3 dias, respectivamente.



Figura 4.13: Representação esquemática do plantio das mudas de taboa no leito com TDH de 2 dias.

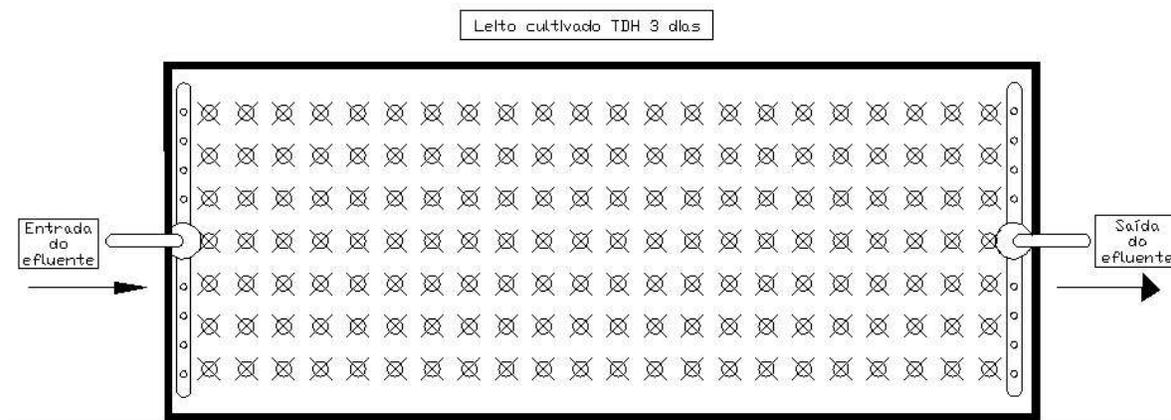


Figura 4.14: Representação esquemática do plantio das mudas de taboa no leito com TDH de 3 dias.

Após o plantio dos propágulos, iniciou-se o fornecimento da água residuária do laticínio, com aplicação diária de 500 litros a cada 12 horas, de água residuária proveniente de todos os setores da fábrica. A vazão foi medida por método volumétrico e monitorada, três vezes, durante o período de 12 horas, por meio de registros dispostos logo após as caixas de gordura/equalização.

Para a distribuição do resíduo no interior dos leitos cultivados foi instalado um dispositivo de entrada permitindo a difusão adequada do líquido pelo meio suporte. O dispositivo de entrada foi feito com tubo de PVC de 50 mm de diâmetro perfurado ao longo

de toda a sua extensão. A entrada do efluente se dá no ponto central do comprimento do tubo perfurado, conforme apresentado nas Figuras 4.15 e 4.16. Da mesma forma o dispositivo de saída foi construído com tubo de PVC de 50 mm de diâmetro e perfurado ao longo de toda a sua extensão, para melhor captação do resíduo na saída, evitando assim ocorrência de curto-circuito no sistema, ou seja, ocorrência de caminhos preferenciais do resíduo no leito cultivado.

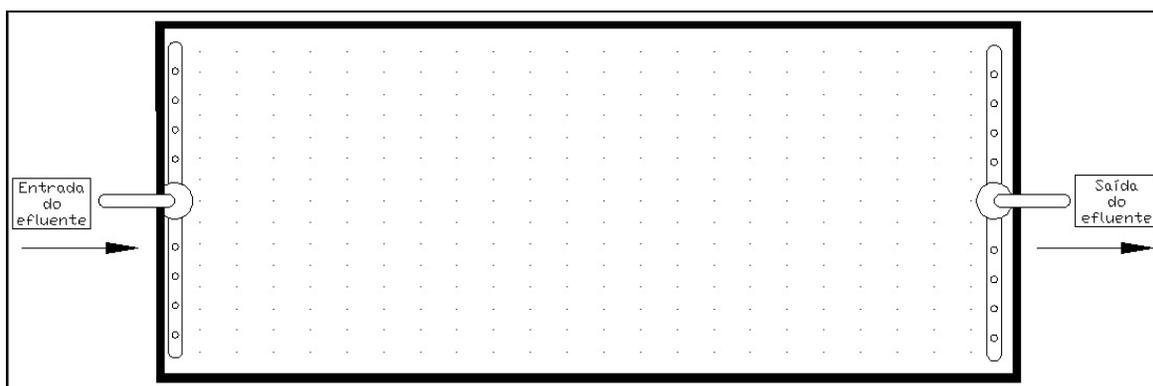


Figura 4.15: Representação esquemática dos dispositivos de entrada e saída do efluente.



Figura 4.16: Dispositivo de entrada do efluente no leito cultivado.

Os parâmetros analisados foram DBO_5 , DQO, série de sólidos, Nitrogênio, Fósforo, pH, alcalinidade e coliformes totais e termotolerantes.

4.3. Coleta das amostras

As amostras foram coletadas no período da manhã, horário de funcionamento do laticínio, e transportadas sob refrigeração, em no máximo por 2 horas até o laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da Unicamp, para a realização das análises de DBO₅, DQO, série de sólidos, Série de nitrogênio, fósforo, pH e alcalinidade e Oxigênio dissolvido. As análises para quantificação de coliformes totais e termotolerantes foram realizadas no laboratório de Análises Microbiológicas de Alimentos e Água do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais, Campus Inconfidentes.

As amostras foram coletadas em 5 pontos no sistema de tratamento, resíduo bruto na saída do laticínio, antes da entrada da primeira caixa de gordura; antes da entrada do reator anaeróbio compartimentado; após o reator anaeróbio compartimentado; na saída do leito cultivado com TDH de 3 dias e após passar pelos 2 leitos, com TDH de 5 dias, conforme representado na Figura 4.17.

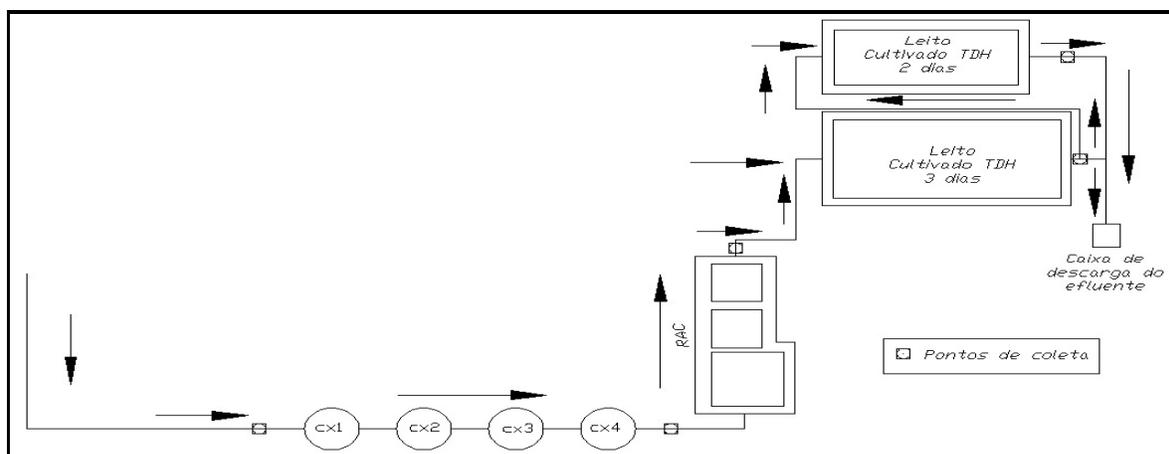


Figura 4.17: Representação esquemática dos pontos de coletas das amostras.

Foram realizadas 13 coletas de amostras, além da caracterização do resíduo, nas datas a seguir e classificadas por números de 1 a 13 para melhor compreensão na apresentação dos resultados: 10/07/2009; 03/09/09; 19/10/09; 27/10/09; 19/11/09; 10/12/09; 13/01/10; 28/01/10; 10/02/10; 03/03/10; 09/03/10; 16/03/10 e 23/03/10.

4.4. Métodos de análise laboratorial para quantificação das variáveis avaliadas

As análises laboratoriais foram realizadas no laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da Unicamp, em Campinas/SP. As variáveis avaliadas e os métodos utilizados nas análises laboratoriais estão descritos, a seguir, no quadro 4.1.

Quadro 4.1: Parâmetros avaliados e métodos utilizados nas análises.

Parâmetros	Métodos
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Colorimétrico: Método 5220D. Standard Methods 20ed.
Oxigênio Dissolvido (OD)	Eletrodo Método 4500-O A. e Membrana Íon Seletivo 4500-O G. Standard Methods 20ed.
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	Medidor Respirométrico DBOTRAK – Hach
Determinação de Resíduos ou Sólidos: Série completa	Sólidos Suspensos Totais 2540D, Sólidos Fixos e Voláteis 2540E e Sólidos Sedimentáveis 2540F. Standard Methods 20ed.
Nitrogênio Amoniacal	Método 4500 – NH ₃ . D Eletrodo Seletivo de Amônia. Standard Methods 20ed.
Nitrogênio - Nitrito	Método Hach usando Nitruver 3. Ferrous Sulfate Method – Adapted from McAlpine, R. and Soule, B., <i>Qualitative Chemical Analysis</i> , New York, 476, 575 (1933).
Nitrogênio - Nitrato	Método Hach usando Nitruver 5. Cadmium Reduction Method.
Nitrogênio Total Kjeldahl	Standard: adaptado 4500 – ORG.B. Standard Methods 20ed.
Fósforo	Método Ácido Ascórbico. Método 4500 – PE. Standard Methods 20ed.
pH	Método 4500 H + B. Método Eletrométrico. Standard Methods 20ed.
Alcalinidade	Método 2320 A. Método Alcalinidade. Standard Methods 20ed.
Coliformes Totais	Método do Número mais Provável – Técnica dos Tubos Múltiplos. Standard Methods 20ed.
Coliformes Termotolerantes	Método do Número mais Provável – Técnica dos Tubos Múltiplos. Standard Methods 20ed.

4.5. Avaliação estatística dos dados

Os valores obtidos das variáveis analisadas foram submetidos à análise de variância pelo teste de F e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para a verificação da eficiência do sistema quanto ao tratamento do efluente estudado, os resultados obtidos para os diversos parâmetros estudados estão apresentados sob a forma de gráficos ou tabelas, para cada um dos parâmetros.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos para os parâmetros monitorados estão apresentados nos seguintes itens: desenvolvimento da *Typha* sp. e desempenho do sistema em relação à remoção de matéria orgânica, à remoção de nutrientes, à remoção de sólidos e à remoção de coliformes; às variações de pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido.

5.1. Desenvolvimento da *Typha* sp.

O plantio inicial foi realizado nos dias 27 e 28 de abril de 2009. Uma semana após o plantio as plantas secaram, então, seguindo-se o mesmo procedimento adotado por VALENTIM (1999), a lâmina d'água foi aumentada nos leitos cultivados e as plantas começaram a brotar.

Porém, parte das mudas localizadas no primeiro terço do leito cultivado com TDH de 3 dias foram perdidas e replantadas em 17 de novembro de 2009. Foram replantadas 25 mudas, que durante todo o experimento tiveram crescimento mais lento formando touceiras baixas, conforme Figuras 5.1, 5.2, 5.3, 5.4, 5.5 e 5.6.



Figura 5.1: Plantas secas no leito cultivado.



Figura 5.2: Aspecto dos leitos com as plantas secas.



Figura 5.3: Plantas mortas no leito cultivado.



Figura 5.4: Replante das mudas no leito cultivado.



Figura 5.5: Mudanças após replante, com TDH de 3 dias.



Figura 5.6: Vista do leito após replante.

A dificuldade de desenvolvimento das plantas no primeiro terço do leito cultivado de 3 dias de detenção hidráulica e também do segundo leito cultivado, tem como explicação mais provável a maior concentração de matéria orgânica que pode ter dificultado a disponibilidade de nutrientes assimiláveis pelas plantas.

Tabela 5.1: Resultados médios de condutividade elétrica realizada nos leitos cultivados e sua relação com a concentração de sais totais.

Ponto de amostragem	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Concentração mg.L^{-1}
LC 1 (1º terço)	508,12	507,20
LC 1 (2º terço)	415,18	410,68
LC1 (3º terço)	387,90	382,40
LC 2 (1º terço)	293,76	284,72
LC 2 (2º terço)	276,72	266,92
LC 2 (3º terço)	276,6	265,84

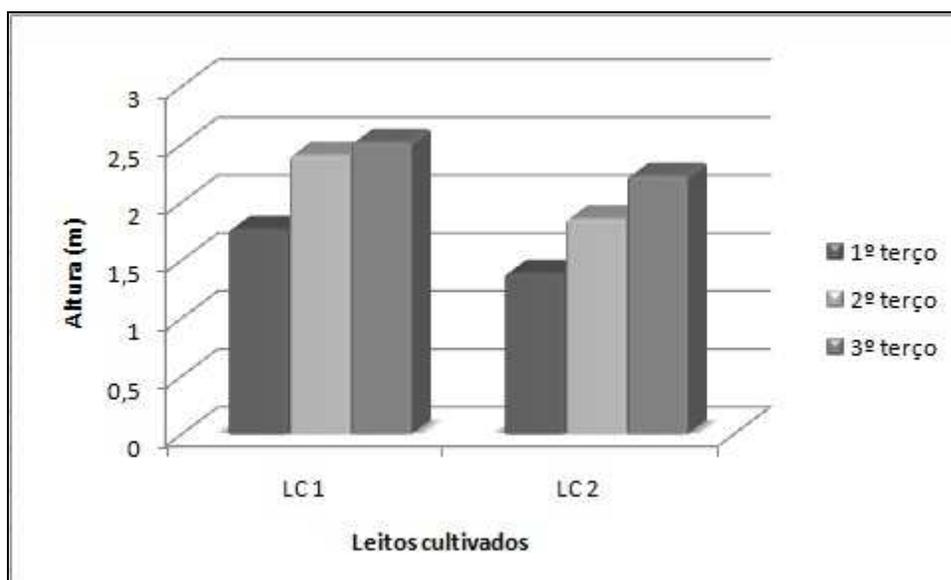


Figura 5.7: Resultados da condutividade elétrica e relação com a concentração de sais totais nos leitos cultivados.

A variação da altura da *Typha sp.* ao longo do leito cultivado com 3 dias de detenção hidráulica, que recebeu maior taxa de carga orgânica, por ser a entrada do sistema de polimento do resíduo proveniente do RAC, está provavelmente relacionada com o estágio de decomposição da matéria orgânica ao longo do leito. Este leito recebeu maiores

taxas de carga orgânica na região de entrada, tornando essa área saturada em ambiente redutor, e como consequência, tornando baixa a disponibilidade de nutrientes assimiláveis pelas plantas. Dessa forma, é provável que condições mais oxidantes foram encontradas pelo resíduo líquido à medida que se encaminhou para a saída do leito. Entretanto, no segundo leito cultivado, em que o resíduo já chegava com menor taxa de carga orgânica, o desenvolvimento das plantas foi mais uniforme, apesar de ainda apresentar diferenças de altura ao longo do leito. O menor desenvolvimento das plantas no primeiro terço dos leitos cultivados também foi identificado por ABRAHÃO (2006) ao estudar o uso de leitos cultivados com forrageiras no tratamento de águas residuárias de laticínios.

O comportamento da *Typha* sp. em relação à altura das plantas em cada um os leitos cultivados, está representado na Figura 5.8.

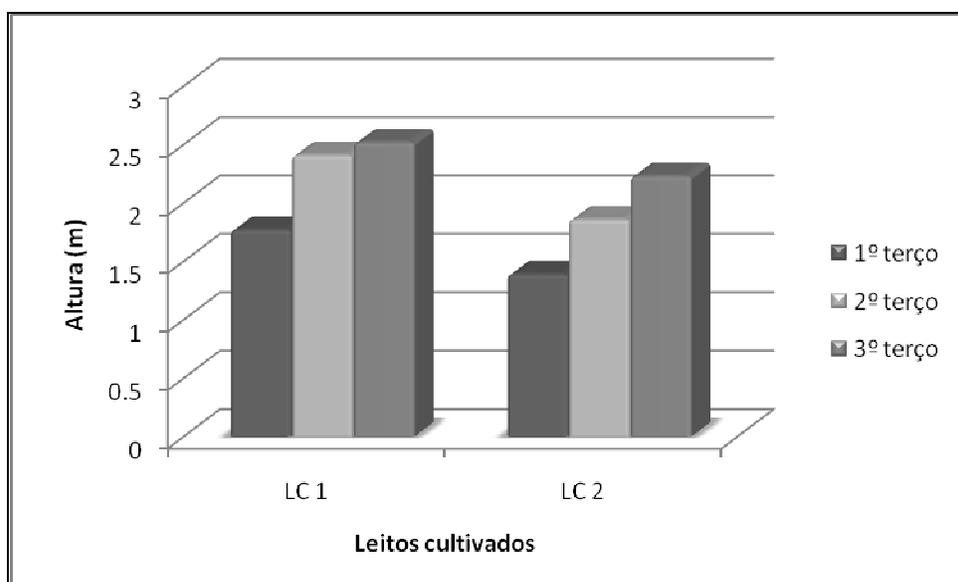


Figura 5.8: Alturas médias da taboa ao longo dos leitos cultivados no dia do corte.

Embora com o crescimento inicial prejudicado, a *Typha* sp. adaptou-se bem ao sistema, formando maciços vegetais nos dois leitos cultivados após um período de aproximadamente 9 meses. Pode-se observar na Figura 5.9 o desenvolvimento das plantas e a formação do maciço vegetal nos dois leitos cultivados.



Figura 5.9: Formação de maciços vegetais nos leitos cultivados.

Em 15/02/2010 (Figura 5.10) as plantas apresentaram a palhada muito seca e formação de maciços vegetais bem fechados sugerindo a necessidade de realização do corte da palhada para possibilitar novo brotamento, porém como não havia ainda ocorrido o florescimento das plantas e de acordo com MALAVOLTA (1979) a poda deve ser realizada após o florescimento das plantas, pois é neste período que a planta absorve grandes quantidades de fósforo. Outro cuidado, segundo VALENTIM (2003) é realizar o corte na época das chuvas, quando a planta apresenta melhor desenvolvimento e maior absorção de nitrogênio e fósforo em menor período de tempo. A floração ocorreu no final de março de 2010 (Figura 5.11). O ressecamento pode ter sido causado pelo grande maciço vegetal formado e pelas temperaturas do mês de fevereiro.



Figura 5.10: Vista da palhada no leito cultivado.



Figura 5.11: Florescimento da Taboa.

O corte das plantas foi realizado em 05 de abril de 2010 utilizando-se o cutelo como instrumento de corte (Figura 5.12). Foi realizada a pesagem da matéria úmida produzida e uma amostra de cada um dos leitos foi secada à sombra durante um mês para quantificação da matéria seca. O procedimento adotado foi o mesmo seguido por VALENTIM (2003) e visa a utilização artesanal das fibras, da mesma forma como é realizado pelos artesãos que trabalham com fibras naturais. Na Tabela 5.2 encontram-se os valores das massas verde e seca das amostras de *Typha* sp.



Figura 5.12: Corte da taboa.

Tabela 5.2: Produção de biomassa úmida e seca nos leitos cultivados após 344 dias de cultivo.

Leito cultivado	Massa total úmida (Kg)	Massa da amostra aleatória úmida (Kg)	Massa da amostra seca (Kg)	Massa seca total inferida (Kg)
LC 1	220,24	65,86	8,14	27,22
LC 2	75,9	21,50	1,56	5,51

A produção de matéria seca indica condições de aproveitamento da espécie estudada por artesãos na confecção de diversos produtos. A taboa apresentou boas condições de manuseio após a secagem, sem apresentar quebra das folhas, o que facilita a transformação das fibras em objetos pelos artesãos.

5.2. Desempenho do Sistema

O desempenho do sistema foi avaliado em relação aos valores exigidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH – MG nº1 de maio e 2008, que regulamenta o lançamento de efluentes tratados em cursos d'água em Minas Gerais.

5.2.1. Remoção de matéria orgânica.

O comportamento do sistema em relação à DBO está apresentado na Tabela 5.3, que mostra os valores das concentrações médias encontradas nos ensaios realizados, e na Figura 5.13 que apresenta os valores das concentrações verificadas nos pontos de amostragem em função do tempo.

Tabela 5.3: Concentração média de DBO₅ (mg.L⁻¹) nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L⁻¹)	5%
Bruto	8406,54	a*
Entrada do RAC	620,32	b
Saída do RAC	966,87	b
Saída do LC 1	85,38	c
Saída do LC 2	46,57	c

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

A redução da concentração de DBO₅ do resíduo bruto para a entrada do RAC foi de 92,62%, sugerindo que as caixas de gordura/tanques de equalização funcionaram como reatores anaeróbios possibilitando esta redução. O aumento da concentração de DBO₅ na saída do RAC pode ter sido devido, provavelmente, à mobilização de lodo de fundo.

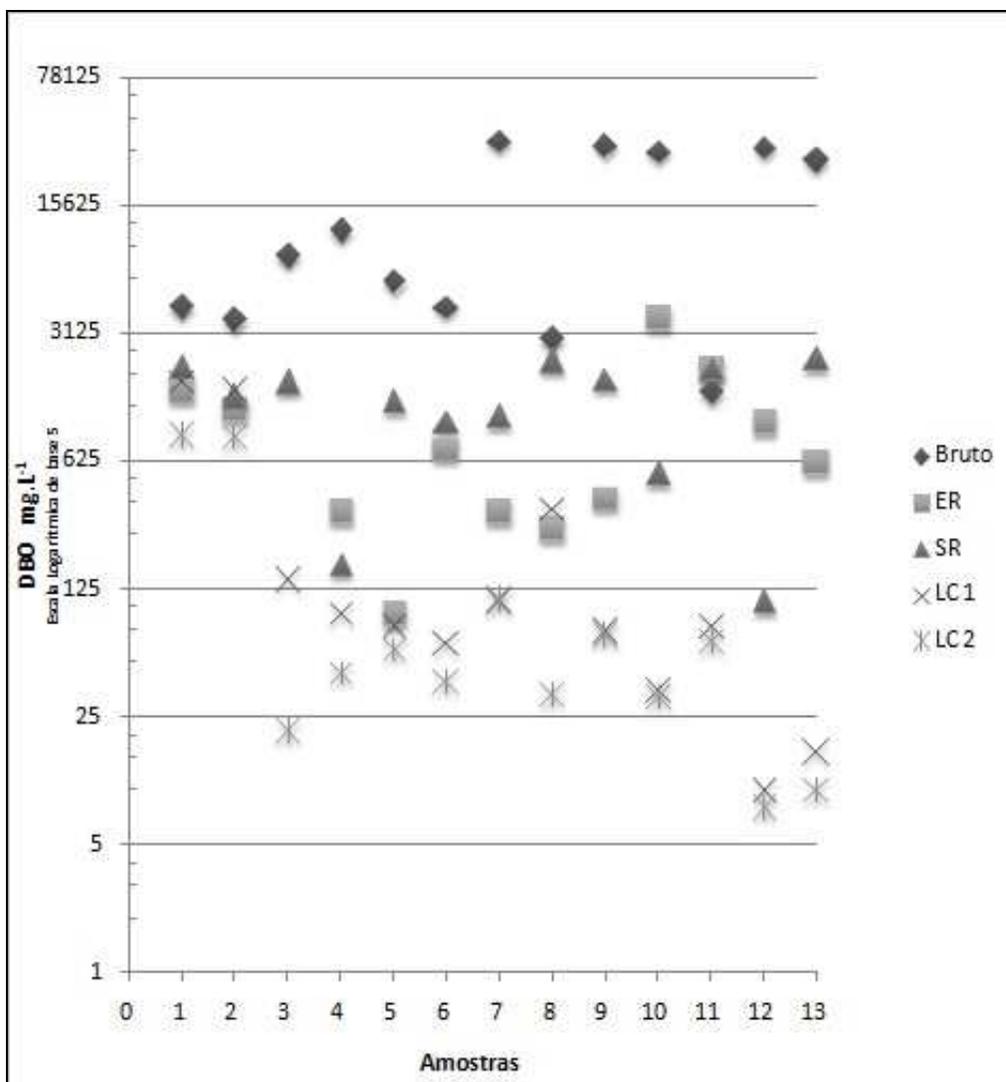


Figura 5.13: Variações nas concentrações de DBO (mg L⁻¹) ao longo do tempo.

A eficiência do sistema de tratamento desde a entrada até a saída no LC 2 após 5 dias de detenção hidráulica, para a remoção de DBO, manteve-se durante quase todo o experimento, acima dos 85% exigidos pela legislação do estado de Minas Gerais. Apenas nos 2 primeiros ensaios realizados em 10/07/2009 e 03/09/2009, os valores de redução de DBO estiveram abaixo de 85%. O valor máximo atingido na remoção de DBO foi de 99,98% atingido em 16/03/2010, no penúltimo ensaio realizado, evidenciando as potencialidades do sistema na remoção de matéria orgânica do resíduo líquido de laticínios. Neste ensaio foi possível verificar que houve redução da DBO em 99,97% no resíduo

proveniente do leito cultivado com 3 dias de detenção hidráulica e 99,8% no final do sistema, com 5 dias de detenção hidráulica. Valores muito próximos, sugerindo que 3 dias de detenção hidráulica no leito cultivado é suficiente na remoção da matéria orgânica. Como pode ser visto na Tabela 5.3, não existe uma diferença estatística entre os leitos cultivados com tempos de detenção diferentes. Como média geral na remoção de DBO, o tratamento utilizando tempo de detenção de 3 dias conseguiu remover 98,87%, enquanto o tratamento utilizando 5 dias de detenção hidráulica removeu, em média, 99,51%. No entanto ambos os tratamentos atingem o exigido pela legislação mineira.

Como pode ser observado na Figura 5.13, a maior concentração de DBO no resíduo bruto ocorreu na amostra 7, com 35.400,0 mg.L⁻¹ de DBO, e a menor concentração no resíduo bruto ocorreu na amostra 11, com 1.500,0 mg.L⁻¹ de DBO. Esta ampla variação na concentração de matéria orgânica em efluentes líquidos de laticínios é comum, pois ocorre em função da produção diária que é muito variável.

FARNET et al. (2009) observaram redução média na DBO de 90,75% em estudos para acompanhar a transformação da matéria orgânica em leitos cultivados de fluxo subsuperficial de resíduo de queijo em clima mediterrâneo, resultado próximo do encontrado no presente estudo.

A utilização de tanque séptico seguido de filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal no tratamento de efluentes líquidos da atividade agroindustrial combinada com esgotos domésticos foi estudada por SEZERINO et al. (2006). Neste estudo verificou-se uma redução de 97% na concentração de DBO, após 12 anos de operação do sistema.

O pH no RAC deste sistema de tratamento manteve-se, durante quase todo o experimento, acima de 7,3, em média, 11,20, o que prejudicou a análise de DBO nesse ponto de amostragem. Não representando, dessa forma, valores reais na remoção de matéria orgânica através deste parâmetro. Para esse ponto de amostragem, o parâmetro que melhor representa a qualidade da água residuária no reator anaeróbio em estudo, em termos concentração de matéria orgânica, é a determinação da DQO.

A eficiência de remoção de DQO, em termos de concentração, para o sistema de tratamento pode ser observada na Tabela 5.4 e na Figura 5.14.

Tabela 5.4: Concentração média de DQO nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L ⁻¹)	5%
Bruto	33289,36	a*
Entrada do RAC	3286,33	b
Saída do RAC	2555,17	b
Saída do LC 1	120,22	c
Saída do LC 2	81,40	c

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

A redução da concentração da DQO entre o resíduo bruto e a entrada do RAC, que foi de 90,13%, ocorreu, provavelmente, pela influência da adição de NaOH usado na correção do pH, o que pode ter provocado perda de NH₃ do resíduo.

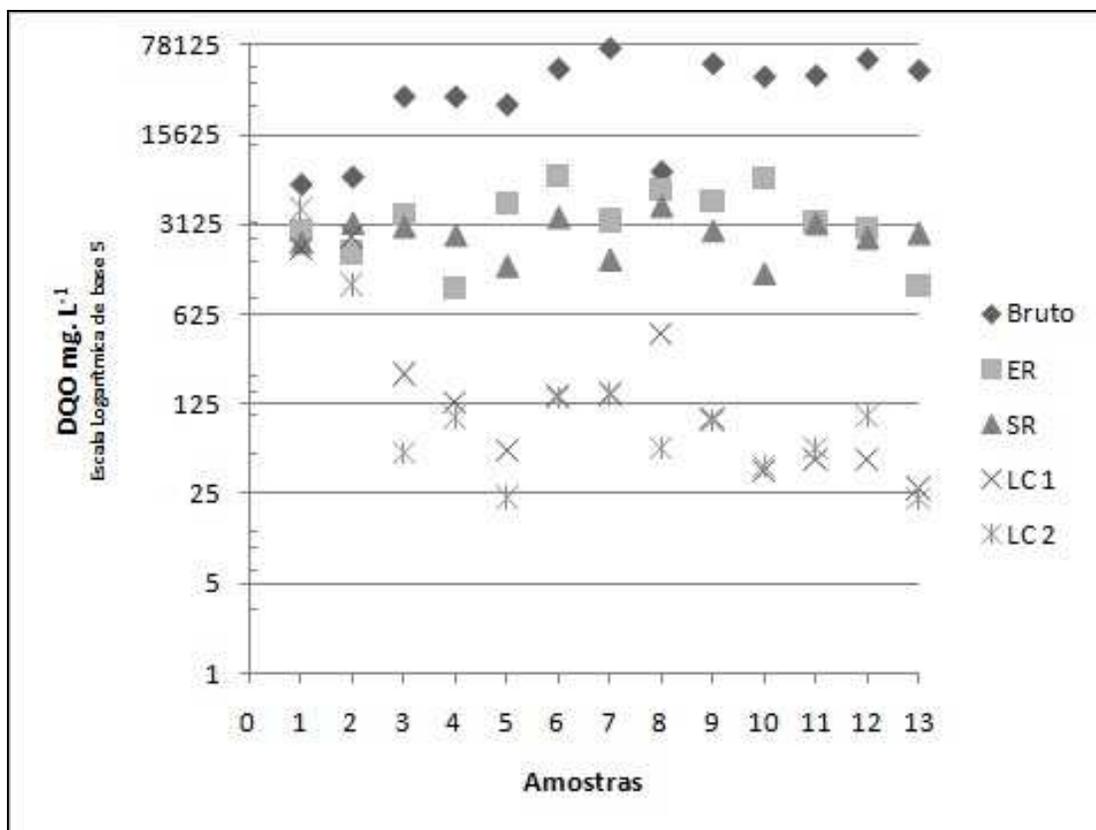


Figura 5.14: Variações nas concentrações de DQO (mg. L-1) ao longo do tempo.

A eficiência do sistema de tratamento para a remoção de DQO, assim como para a remoção de DBO, manteve-se durante quase todo o tratamento, acima do exigido pela legislação mineira que é 75% de remoção de DQO.

O valor máximo de remoção atingido pelo sistema foi no 13º ensaio, em 23/03/2010, com 99,95% de remoção de DQO. Estatisticamente, o sistema utilizando 3 dias de detenção hidráulica e utilizando 5 dias de detenção hidráulica, não apresentaram diferença significativa, sugerindo que o tempo de detenção de 3 dias é suficiente para a remoção de DQO no sistema.

Da mesma forma, os testes estatísticos demonstram a não eficiência do RAC na remoção de DQO, não apontando diferença significativa entre os resíduos na entrada e saída do reator. Porém, os resultados médios obtidos mostram uma remoção bastante significativa de DQO na etapa que antecede o reator anaeróbio, as caixas de gordura. Como o resíduo do laticínio só é produzido na parte da manhã e este deve coletado e estocado nessas caixas para abastecimento a cada 12 horas do RAC, boa parte da degradação da matéria orgânica ocorreu nessas caixas, em média, 88,48%. Essa redução já seria suficiente para atender a legislação. Pode-se concluir que as caixas de gordura trabalharam como reatores anaeróbios com TDH de 12 horas.

A remoção média total de DQO pelo sistema foi de 99,77%, desde a entrada até a saída do resíduo tratado após o segundo leito cultivado e de 99,56% com o tratamento de 3 dias de detenção hidráulica no primeiro leito cultivado. Os valores encontrados neste estudo estão de acordo com os valores encontrados por MACHADO et al. (1999) em levantamento realizado nas indústrias de laticínios de Minas Gerais, no qual verificou-se que as eficiências de remoção de DBO e DQO para efluentes de indústrias de laticínios e postos de resfriamento têm-se mantido, na maioria dos casos, acima de 90%.

Os resultados obtidos neste estudo apresentam-se bem acima dos resultados obtidos por CAMPOS et al. (2004). Em estudo realizado com reator UASB, em escala laboratorial, para tratamento de substrato similar aos efluentes de laticínios, quando descartado o soro, os pesquisadores conseguiram eficiência de 24,0% na remoção de DQO com 12 horas de detenção hidráulica, mesmo TDH utilizado neste experimento.

No entanto, para tratamentos utilizando tempos de detenção hidráulicos mais elevados, em reatores anaeróbios, vários estudos indicam melhor remoção de DQO, como, por exemplo, em estudo realizado por NAJAFPOUR et al. (2008), que operando um reator UASFF atingiu-se no TDH de 48h, a taxa de remoção de DQO de 97,5%.

5.2.2. Oxigênio Dissolvido

A ausência de oxigênio dissolvido no resíduo tratado é uma das maiores preocupações quando se usa reatores anaeróbios para o tratamento de efluentes, exigindo que se faça aeração antes da disposição final do efluente tratado.

O uso de leitos cultivados para melhorar essa aeração deve ser investigado, pois ainda há muita discordância a esse respeito no meio acadêmico.

O comportamento do sistema em relação ao Oxigênio dissolvido presente nas unidades de tratamento está apresentado na Tabela 5.5. e na Figura 5.15.

Tabela 5.5: Concentração média de OD nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L⁻¹)	5%
Bruto	1,29	c *
Entrada do RAC	1,52	bc
Saída do RAC	1,42	c
Saída do LC 1	3,22	ab
Saída do LC 2	3,63	a

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

A análise estatística apresenta diferenças significativas entre os valores nos pontos de amostragem do sistema, nota-se que os menores valores de OD são do resíduo bruto e da saída do RAC. O valor médio encontrado para o tratamento com tempo de detenção hidráulico de 5 dias (LC 2) é 2,81 vezes maior do que o valor encontrado para o resíduo bruto em relação ao OD presente.

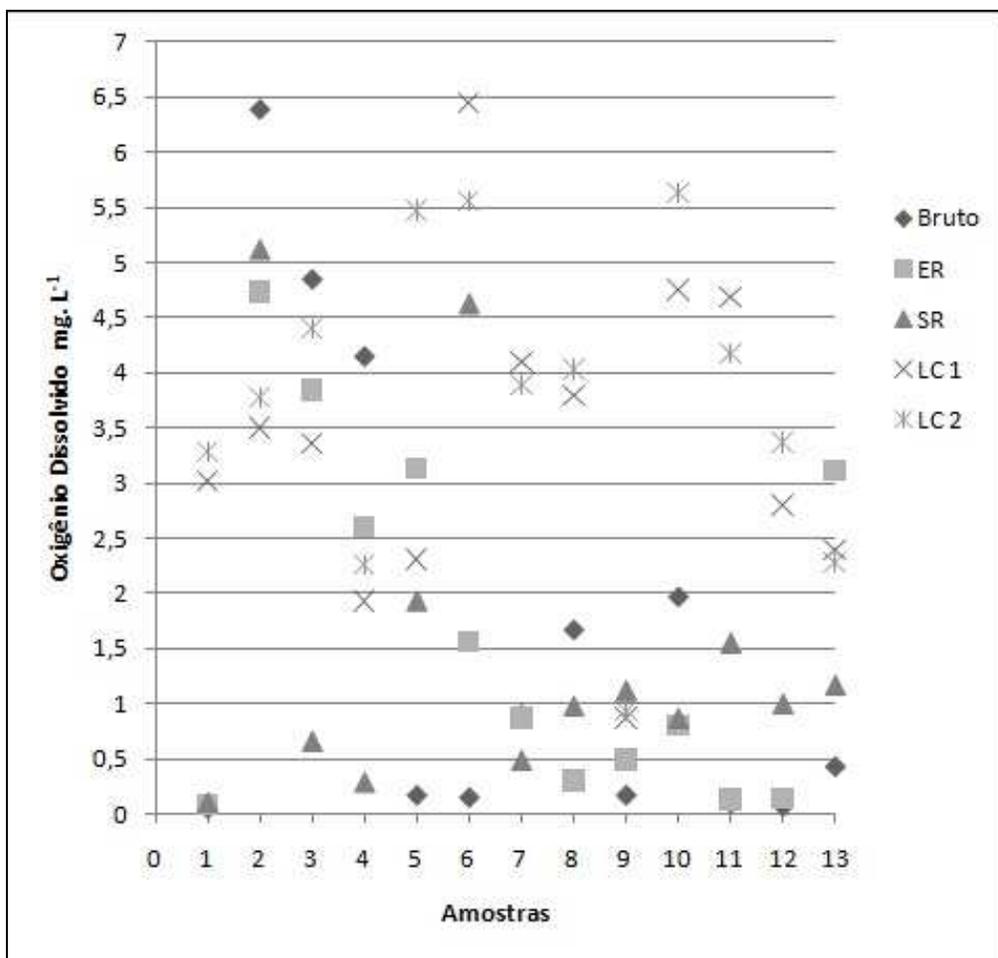


Figura 5.15: Variações nas concentrações de OD (mg. L⁻¹) ao longo do tempo.

A menor concentração de oxigênio dissolvido no resíduo bruto foi constatada na primeira amostra em 10/07/2009, no início da operação do sistema, com 0,05 mg.L⁻¹ de OD. E a maior concentração no resíduo bruto ocorreu na segunda amostra, com concentração de

6,39 mg.L⁻¹, em 03/09/2009. A ampla variação na concentração de OD deve-se, como aconteceu com outros parâmetros, à variedade de produtos fabricados no laticínio.

Analisando-se os leitos cultivados, nota-se que a maior concentração de OD ocorreu no LC1, na amostra número 6, com concentração de 6,45 mg.L⁻¹. No LC2 a maior concentração foi de 5,63 mg.L⁻¹, na amostra número 10. Esses valores mais elevados de OD nos leitos cultivados devem-se ao escape de oxigênio pelas raízes das macrófitas, criando assim, áreas com condições de oxidação, que junto com as condições anóxicas presentes, estimulam a decomposição anaeróbia do material orgânico e favorecem o crescimento de bactérias nitrificantes e a inativação de compostos tóxicos às raízes (USEPA, 1988; ARMSTRONG et al. 1990; BRIX, 1994).

Os resultados obtidos indicam que existe uma influência da vegetação na obtenção de concentrações maiores de oxigênio e também para tempos de detenção maiores, que possibilitam maior contato das raízes das macrófitas com o resíduo a ser tratado.

No entanto, de acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH – MG nº1 de maio e 2008, o OD em qualquer amostra de águas classificadas como classe 2, caso do Rio Mogi Guaçu que recebe o resíduo tratado, não deve ser inferior a 5,0 mg.L⁻¹ de O₂, e esse resultado só foi obtido no resíduo tratado no tratamento com cinco dias de detenção hidráulica nas amostras 5, 6 e 10, com valores de 5,47, 5,56 e 5,63 mg.L⁻¹ de O₂, respectivamente. Os valores médios obtidos no leito cultivado com 3 dias de detenção hidráulica, LC1, foi de 3,22 mg.L⁻¹ de O₂ e no para 5 dias de detenção hidráulica, de 3,63 mg.L⁻¹ de O₂, indicando a necessidade de melhorar o desempenho do sistema em relação a esse parâmetro para que não ocorra alteração na classe do corpo receptor como determina a legislação.

5.2.3. pH e Alcalinidade

Devido à sua natureza, o resíduo líquido de uma indústria de laticínios possui características próprias em relação ao pH. As águas de enxágüe, por exemplo, podem

apresentar pH variando de 1,0 a 13,0 se realizada a limpeza pelo sistema CIP. Essa variação ampla de pH deve-se à natureza própria dos resíduos e também aos produtos de higienização utilizados na indústria, que podem ser alcalinos ou ácidos, dependendo do tipo de resíduo que se deseja remover. Em geral, utiliza-se os dois tipos de detergentes, alcalinos e ácidos, diariamente, na remoção de matéria orgânica e minerais incrustados nos equipamentos.

As águas residuárias provenientes da produção de queijos possui pH mais baixo do que apenas no processamento de leite e creme, devido à presença de resíduos de produtos ácidos utilizados na fabricação, como o ácido láctico, e também à produção deste ácido pelos microrganismos no processo de fermentação. No caso em estudo, a produção de queijos ocorre diariamente, além da produção de leite de consumo, bebidas lácteas e doces.

De acordo com diversos autores o pH de resíduos de laticínios pode variar bastante, de 4 a 12, dependendo do que for produzido.

Na Tabela 5.6 podem ser observados os valores médios de pH nos ensaios realizados. E na Figura 5.16 podem ser observadas as variações de pH ao longo do tempo.

Tabela 5.6: Valores médios de pH nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L⁻¹)	5%
Bruto	4,91	c*
Entrada do RAC	8,45	a
Saída do RAC	5,12	c
Saída do LC 1	6,93	b
Saída do LC 2	7,08	b

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

A análise estatística apresentou diferenças significativas entre os tratamentos. A variação do pH entre o resíduo bruto e a entrada do RAC, como apresentado na Tabela 5.6,

deve-se à correção feita utilizando-se NaOH nas caixas de gordura/tanques de equalização, visando o desenvolvimento de bactérias metanogênicas.

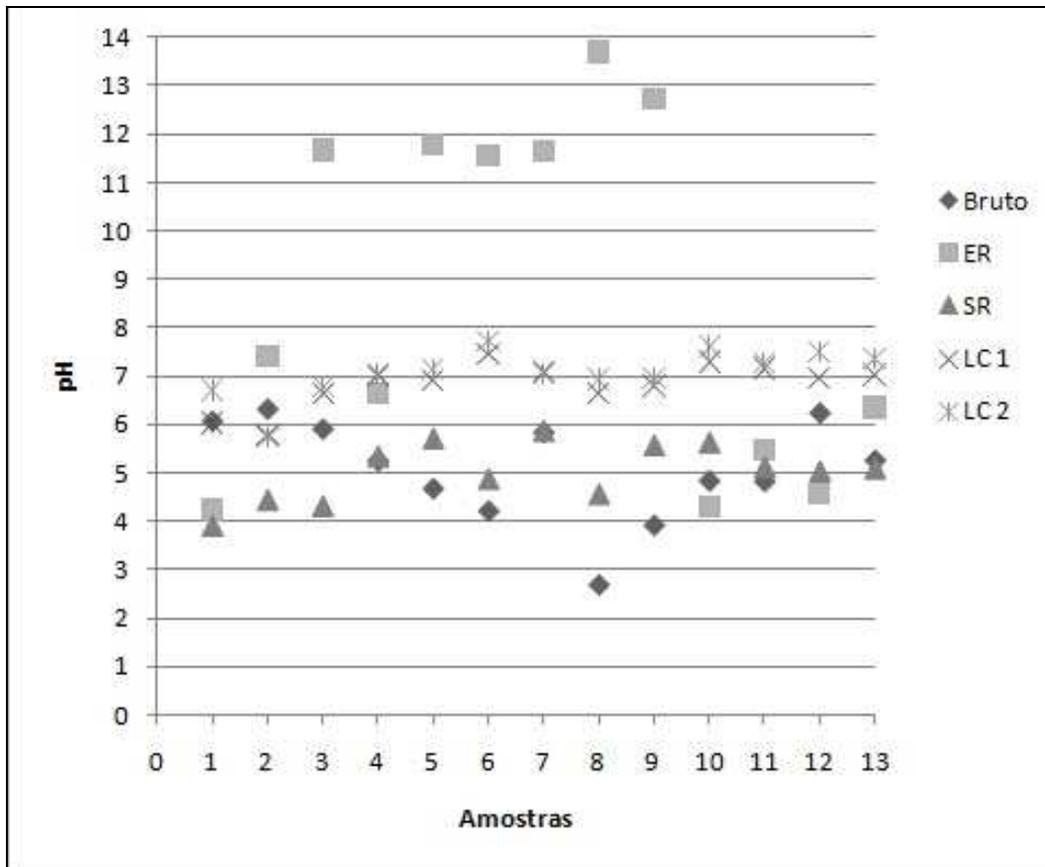


Figura 5.16: Variações de pH ao longo do tempo.

As bactérias metanogênicas são responsáveis pela maior parte da degradação do resíduo e sua baixa taxa de crescimento e de utilização dos ácidos orgânicos normalmente representa um fator limitante no processo de digestão anaeróbia.

Em relação ao pH, a produção de metano pelas bactérias ocorre na faixa de 6,8 a 7,4, e valores abaixo de 6,0 podem inibir por completo a geração de metano. As bactérias produtoras de ácidos voláteis têm um crescimento ótimo na faixa de 5 a 6, tendo uma tolerância maior em valores mais baixos de pH. A interação entre a alcalinidade e a acidez fundamenta-se na capacidade de tamponamento do sistema, ou seja, a de neutralizar os ácidos formados no processo (CAMPOS, 2004).

De acordo com CHERNICHARO (2001) a operação de um reator anaeróbico com o pH constantemente abaixo de 6,5 ou acima de 8,0 pode ocasionar diminuição significativa da taxa de produção de metano. As mudanças bruscas de pH também podem afetar negativamente o processo, e a recuperação do sistema dependerá de uma série de fatores relacionados aos danos causados às bactérias. A recuperação será mais rápida se a queda ou o aumento do pH não foi muito elevado, se o choque de pH teve curta duração, se a concentração de ácidos graxos voláteis durante o choque de pH manteve-se baixa (LETTINGA et al., 1996, citado por CHERNICHARO, 2001).

De acordo com a legislação em vigor em Minas Gerais o pH do efluente lançado no corpo receptor deve situar-se entre 6,0 e 9,0 e como pode ser observado na Tabela 5.6 tanto o tratamento utilizando 3 dias de detenção hidráulica quanto o tratamento com 5 dias de detenção apresentaram valores dentro do exigido pela legislação. Com médias de 6,93 e 7,08 para os tratamentos com 3 e 5 dias de detenção, respectivamente, não apresentando diferenças estatísticas significativas.

Na Tabela 5.7 estão apresentados os valores médios de alcalinidade nos 5 pontos de amostragem. E na Figura 5.17 estão apresentados as variações nas concentrações de Alcalinidade Total (mg.L^{-1}) ao longo do tempo.

Tabela 5.7: Valores médios de Alcalinidade nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L^{-1})	5%
Bruto	60,89	b*
Entrada do RAC	152,13	ab
Saída do RAC	178,56	ab
Saída do LC 1	402,93	a
Saída do LC 2	315,43	a

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Como pode ser observado na Tabela 5.7 o resíduo bruto apresentou, em média, concentração de alcalinidade 40,0% menor do que na entrada do reator, devido à suplementação de alcalinidade utilizando NaOH realizada antes da entrada do reator.

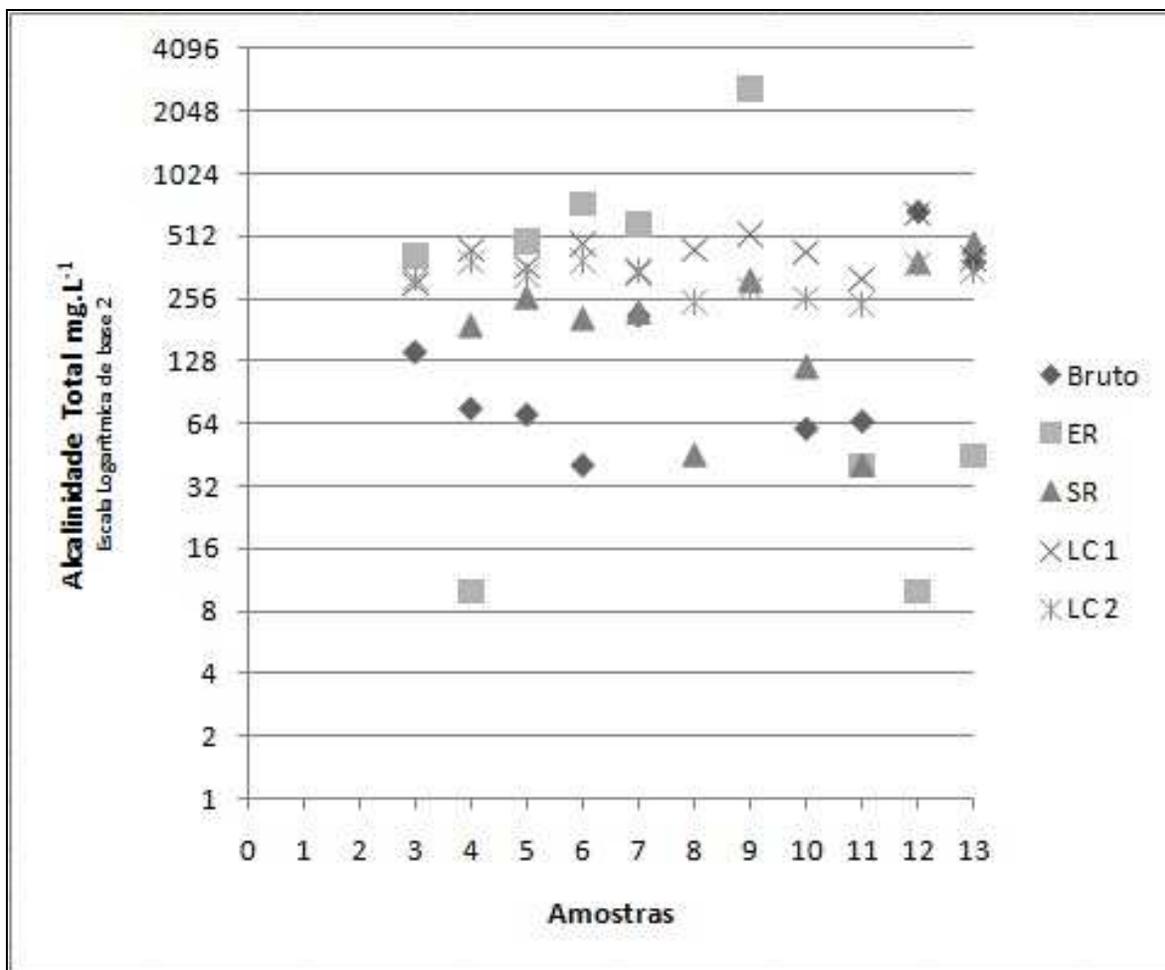


Figura 5.17: Variações nas concentrações de Alcalinidade Total (mg.L⁻¹) ao longo do tempo.

A alcalinidade é um fator importante no tratamento de resíduos em sistemas anaeróbios, e embora possua biodegradabilidade alta, cerca de 99%, o soro bruto é um substrato que apresenta falta de alcalinidade a bicarbonato, tendo uma tendência de acidificar o meio, sendo necessária uma adição suplementar na forma de bicarbonato, carbonato ou algum hidróxido (LO e LIAO, 1986; WILDENAUER e WINTER, 1985). No entanto, KALYUZHNYI et al. (1997) utilizando reator UASB concluíram que, após uma partida adequada, é possível operar o reator com soro pré-acidificado mesmo com carga

orgânica elevada, eliminando a necessidade de suplementar a alcalinidade no decorrer do ensaio, desde que o sistema permaneça bem agitado e com alta eficiência.

Outra forma de minimizar a ausência da alcalinidade em reator UASB, segundo relato de YAN et al. (1988), é a utilização de soro diluído a uma concentração menor do que aquela *in natura*, ou a utilização de um reciclo da fase líquida para fornecer alcalinidade e diluição ao afluente como sugerem MALASPINA et al. 1996.

O reator anaeróbio compartimentado neste estudo foi operado durante todo o tempo em condições insatisfatórias para o desenvolvimento de bactérias produtoras de gás metano. Parte do tempo, do início até a amostra número 9 foi operado com valores de pH elevados, acima de 8,0 e da amostra 10 até a amostra 13, foi operado com valores de pH abaixo de 6,5. Ocorrendo, portanto, mudanças bruscas de pH. A adição do NaOH na tentativa de compensar a falta de alcalinidade apresentada pelo resíduo elevou demais o pH, que ainda assim ao sair do reator anaeróbio apresentava pH baixo, com média de 5,16, percebendo-se que não houve tamponamento do sistema.

Apesar de se ter utilizado soro diluído, já que o resíduo tratado é formado principalmente por água de lavagem de equipamentos e utensílios, não foi possível minimizar a ausência de alcalinidade durante o período em estudo.

Conclui-se que o reator anaeróbio compartimentado não atingiu seu desenvolvimento adequado na degradação de matéria orgânica presente no resíduo tratado, exigindo, portanto maiores estudos em relação ao controle da alcalinidade e do pH, principalmente pelo fato do resíduo líquido de laticínios apresentar mudanças bruscas de pH de acordo com o tipo de produto produzido.

5.2.4. Nitrogênio Total

O nitrogênio é constituinte natural de proteínas, clorofila e vários outros compostos biológicos, podendo também ser encontrado em despejos domésticos e industriais,

excrementos de animais e em fertilizantes. O nitrogênio altera-se entre várias formas e estados de oxidação, sendo as de maior interesse, em ordem decrescente do estado de oxidação, nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3 ou NH_4^+) e nitrogênio orgânico (dissolvido ou em suspensão).

Em leitos cultivados os principais processos de transformação química do nitrogênio são a amonificação, que se caracteriza pela transformação biológica do nitrogênio orgânico a amônia, a nitrificação, que é a oxidação microbiológica da amônia a nitrato, a desnitrificação caracterizada pela redução do nitrato ou nitrito, a fixação biológica onde ocorre a redução de gás nitrogênio a amônia e a assimilação caracterizada pela conversão do íon amônio e nitrato a compostos orgânicos.

Existem configurações adequadas de projetos de leitos cultivados quando o objetivo é a remoção de nutrientes, especialmente os compostos nitrogenados, como a utilização de uma sequência de processos anaeróbico, aeróbico e anóxico. Os leitos cultivados de fluxo horizontal e subsuperficial, como os utilizados nesse estudo dificultam a penetração de ar atmosférico no meio suporte e então, esse papel deve ser exercido pelas plantas que transferem oxigênio ao meio líquido através de suas raízes.

O nitrogênio total é a soma das outras formas de nitrogênio encontradas no resíduo estudado: nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrato e nitrito. Os valores médios das concentrações de nitrogênio total encontrados em cada um dos pontos de amostragem do sistema encontram-se na Tabela 5.8 e sua variação ao longo do tempo está disposta na Figura 5.18.

Tabela 5.8: Valores médios de Nitrogênio Total nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L^{-1})	5%
Bruto	86,08	a*
Entrada do RAC	88,59	a
Saída do RAC	62,22	a
Saída do LC 1	14,98	b
Saída do LC 2	7,12	b

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Nota-se pelos valores médios apresentados na Tabela 5.8 que a concentração de nitrogênio total aumenta no Reator anaeróbio compartimentado em comparação com os valores obtidos para o resíduo bruto. Esse aumento deve-se, provavelmente, à decomposição de proteínas e peptídeos presentes no resíduo, dentro do reator. Apesar da análise estatística não apresentar diferença significativa entre os valores médios da concentração de nitrogênio orgânico no resíduo bruto, na entrada e na saída do reator anaeróbio, observa-se tendência à redução no reator, em média 29,77%.

Nos leitos cultivados houve uma grande redução da concentração de nitrogênio total, em média 75,9% em relação ao resíduo na saída do reator anaeróbio para o leito cultivado com tempo de detenção de 3 dias (LC1), e 88,56% em média, a redução de nitrogênio total entre a saída do reator e após 5 dias de detenção hidráulica no segundo leito cultivado (LC2). Estatisticamente não houve diferença significativa na remoção de nitrogênio total entre os dois tempos de detenção estudados.

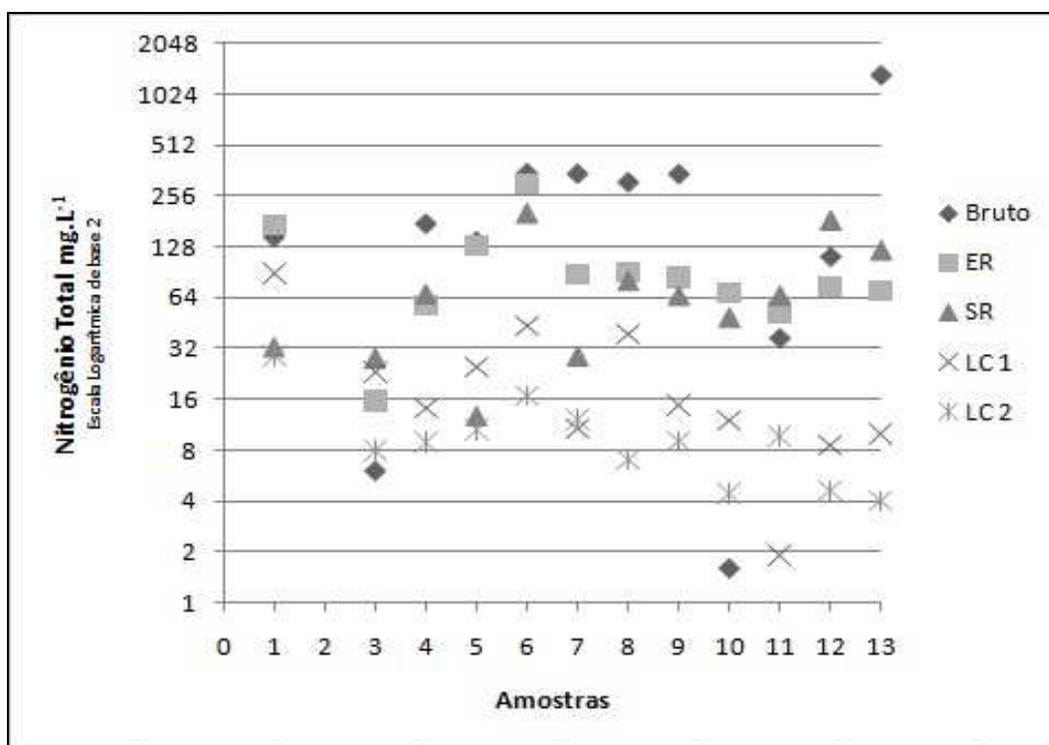


Figura 5.18: Variações nas concentrações de Nitrogênio Total (mg.L^{-1}) ao longo do tempo.

Os resultados obtidos comprovam a eficiência dos leitos cultivados na remoção de nitrogênio total, como pode ser observado na Figura 5.18, assim como foi constatado em estudos realizados por FARNET et al. (2009) que obteve, em média, 75,65% de redução de nitrogênio total utilizando leito cultivado de fluxo subsuperficial e também por ABRAHÃO (2006), MATOS et al. (2008) e PRADO e CABANELLAS (2008).

5.2.4.1. Nitrogênio Orgânico

O Nitrogênio orgânico inclui matéria natural (proteínas, peptídios, ácidos nucléicos, uréia) e numerosos compostos orgânicos sintéticos. A fonte de nitrogênio orgânico é o material produzido após a hidrólise química: aminoácidos, açúcares aminados, aminas e peptídios, como também o material proveniente da endogenia dos microrganismos. O nitrogênio orgânico é transformado em amônia pelo processo de amonificação, na forma de íon (NH_4^+) ou livre (NH_3), por intermédio de bactérias heterotróficas. No resíduo de laticínios é grande a concentração de proteínas e peptídeos, resultantes da fabricação de queijos. Essas proteínas encontram-se no soro e na água residuária proveniente do processo de higienização de equipamentos na indústria. Portanto, é de se esperar que o resíduo bruto apresente concentrações mais elevadas de nitrogênio orgânico, fato que pôde ser observado através da realização das análises. Nitrogênio é gerado em grande quantidade em fábricas de laticínios, uma vez que o leite possui cerca de 3% de proteínas.

Na Tabela 5.9 podem ser observados os valores médios de nitrogênio orgânico presente em cada um dos pontos de amostragem do sistema de tratamento e na Figura 5.19 as variações nas concentrações de nitrogênio orgânico em mg.L^{-1} ao longo do tempo.

Tabela 5.9: Concentração média de Nitrogênio orgânico nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L ⁻¹)	5%
Bruto	8,30	a *
Entrada do RAC	3,78	a
Saída do RAC	2,93	a
Saída do LC 1	3,60	a
Saída do LC 2	2,19	a

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Apesar da análise estatística não apresentar diferenças significativas entre os tratamentos, desde o resíduo bruto até a saída dos leitos cultivados, houve uma redução de, aproximadamente, 73% do nitrogênio orgânico do resíduo bruto para o tratamento com 5 dias de detenção hidráulica.

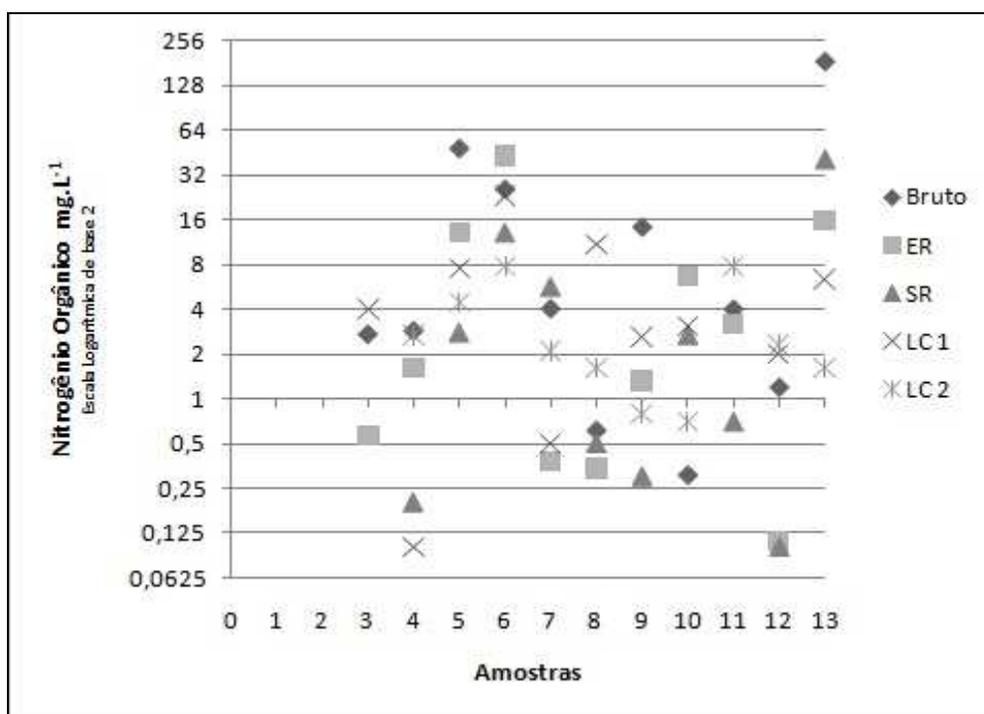


Figura 5.19: Variações nas concentrações de Nitrogênio Orgânico (mg.L⁻¹) ao longo do tempo.

A transformação do nitrogênio orgânico em amônia pelo processo de amonificação pode explicar parte da elevada concentração de nitrogênio amoniacal nas várias etapas do sistema de tratamento, principalmente nos leitos cultivados.

5.2.4.2. Nitrogênio amoniacal

De acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH – MG nº1 de maio e 2008, que regulamenta o lançamento de efluentes tratados em cursos d'água em Minas Gerais, o valor máximo permitido de nitrogênio amoniacal no lançamento de efluentes é de 20 mg/L N. Na Tabela 5.10 podem ser observados os valores médios obtidos para esse parâmetro nos 5 pontos de amostragem do sistema de tratamento e na Figura 5.20 podem ser observadas as variações nas concentrações de Nitrogênio amoniacal em mg.L⁻¹ ao longo do tempo em cada um dos pontos de amostragem.

Tabela 5.10: Concentração média de Nitrogênio amoniacal nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L ⁻¹)	5%
Bruto	2,69	c *
Entrada do RAC	8,36	d
Saída do RAC	6,34	ab
Saída do LC 1	9,49	a
Saída do LC 2	3,67	bc

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Como pode ser observado pelos valores médios apresentados na Tabela 5.10, a concentração de nitrogênio amoniacal nos diversos pontos do sistema não ultrapassou o limite estabelecido pela legislação de 20 mg/L N no efluente. A média com 5 dias de detenção hidráulica foi de 3,67 mg/L N.

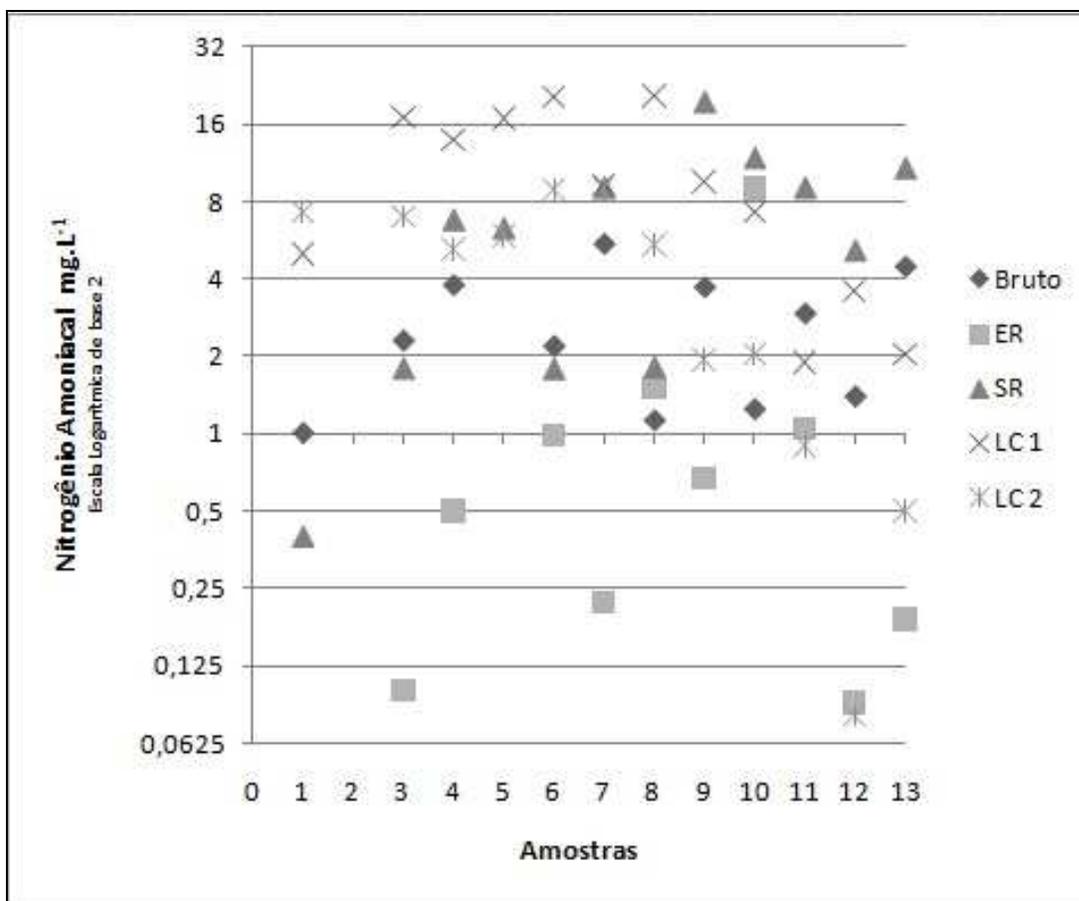


Figura 5.20: Variações nas concentrações de Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1}) ao longo do tempo.

A amônia está naturalmente presente em águas superficiais e águas residuárias. Ela é produzida largamente pela amonificação de nitrogênio orgânico e pela hidrólise da uréia. O processo de amonificação consiste na transformação de nitrogênio orgânico em amônia, na forma de íon (NH_4^+) ou livre (NH_3), por intermédio de bactérias heterotróficas. Tanto o processo de hidrólise como de amonificação tem início no sistema de coleta e interceptação fazendo com que a amônia já se encontre presente no esgoto afluente à estação de tratamento. Em seguida, a amônia é transformada em nitritos e estes em nitratos.

O objetivo de se determinar a concentração de amônia em água residuária é que a conversão de amônia a nitrito e este a nitrato implica no consumo de oxigênio livre do curso

d'água, fator que pode afetar a vida aquática, e também porque a amônia livre é tóxica aos peixes.

Segundo VON SPERLING (1996), em um corpo d'água, a determinação da forma predominante de nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio de poluição, e a amônia está presente no esgoto bruto, em corpos d'água que sofreram poluição recente ou em médio prazo, e em efluente proveniente de tratamento que não sofreu nitrificação, além de se apresentar em menores concentrações em efluente nitrificado e desnitrificado.

Nota-se pelos valores apresentados na Tabela 5.7 que as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal estão presentes no efluente proveniente dos leitos cultivados, principalmente na saída do primeiro leito cultivado (TDH de 3 dias).

A maior concentração de nitrogênio amoniacal nos leitos indica que o material orgânico retido nos LC ao longo do tempo é convertido a nitrogênio amoniacal.

Os valores elevados de nitrogênio amoniacal no resíduo na saída do primeiro leito cultivado podem indicar que não houve nitrificação nesse leito. E segundo BRANCO (1978) a atividade nitrificante depende da manutenção de condições ambientais propícias à reprodução e à atividade bioquímica das bactérias responsáveis pelo processo. Essas bactérias chamadas nitrificantes são exigentes á condições ótimas de temperatura, pH, presença de micronutrientes e ausência de compostos orgânicos e minerais tóxicos ou inibidores de sua atividade.

A temperatura ideal para a nitrificação situa-se entre 20 e 25°C, o pH deve situar-se entre 7,5 e 8,5, não podendo, de qualquer forma, ser inferior a 6 ou superior a 10. A concentração de oxigênio dissolvido deve ser superior a 1,0 mg.L⁻¹, embora a falta do O₂ por períodos mais ou menos longos, não seja letal às bactérias, e em concentrações superiores a esta, o O₂ deixa de ser fator limitante (BRANCO, 1978).

Pode-se observar pelos valores obtidos no presente estudo que o oxigênio dissolvido não foi fator limitante para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes, pois

foram encontrados valores acima de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ nos leitos cultivados, $3,22$ e $3,63 \text{ mg.L}^{-1}$ de O_2 nos leitos LC1 e LC2, respectivamente. A temperatura também não se apresentou como fator limitante, pois o estudo foi conduzido no período primavera/verão, exceto na primeira amostra coletada no mês de julho. Entretanto, o pH mostrou-se limitante ao crescimento das bactérias nitrificantes, mantendo-se durante todo o experimento, nos leitos cultivados, abaixo de $7,5$, valor mínimo exigido para o desenvolvimento dessas bactérias. Os valores médios obtidos foram de $6,93$ no LC1 e $7,08$ no LC2.

No entanto, pode-se observar na Tabela 5.7 pelos valores médios obtidos nos leitos cultivados, $9,49 \text{ mg.L}^{-1}$ e $3,69 \text{ mg.L}^{-1}$, nos leitos com 3 dias e com 5 dias de detenção hidráulicos, respectivamente, que o tempo de detenção também foi fator limitante no processo de nitrificação, sugerindo um princípio desse processo no segundo leito cultivado, ou seja, com maior tempo de detenção. O que indica necessidade de tempos de detenção maiores na redução de nitrogênio amoniacal de resíduos de laticínios tratados em reator anaeróbio utilizando leitos cultivados como polimento.

Não ocorrendo o processo de nitrificação, com a formação de nitratos, não ocorre também o processo de desnitrificação, que é caracterizado pela redução da forma de nitrato à nitrito, que constitui o primeiro estágio da desnitrificação, e posteriormente a nitrogênio gasoso por bactérias desnitrificantes.

5.2.4.3. Nitrato

O Nitrato geralmente ocorre em pequenas quantidades em águas superficiais, mas podem alcançar altos níveis em algumas águas subterrâneas. Em excesso, ele contribui para a formação de uma doença conhecida como *metahemoglobinemia* (síndrome do bebe azul). A amônia presente nas águas residuárias é transformada em nitritos e estes em nitratos, através da nitrificação. Em condições anóxicas (ausência de oxigênio, mas presença de nitrato), os nitratos são utilizados por microrganismos heterotróficos como o aceptor de elétron, em substituição ao oxigênio, a desnitrificação, onde o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso. Na nitrificação ocorre o consumo de oxigênio livre, demanda

nitrogenada, e a liberação de H^+ , consumo de alcalinidade do meio com possível redução de pH. Já no processo de desnitrificação ocorre economia de oxigênio e consumo de H^+ , ou seja, aumento da capacidade tampão do meio.

O comportamento do nitrogênio na forma de nitrato mostrou-se constante durante todo o experimento como pode ser observado na Figura 5.21.

Na Tabela 5.11 podem ser observados os valores médios obtidos para nitrato nos pontos de amostragem, caracterizando uma redução do nitrogênio sob essa forma, do resíduo bruto para o segundo leito cultivado. Em cada uma das etapas do tratamento do resíduo houve diminuição gradativa da concentração de nitrato.

Tabela 5.11: Concentração média de Nitrato nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L⁻¹)	5%
Bruto	43,20	a *
Entrada do RAC	19,72	a
Saída do RAC	19,20	a
Saída do LC 1	0,48	b
Saída do LC 2	0,55	b

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

A análise estatística dos dados apresenta diferenças significativas entre os tratamentos, como apresentado na Tabela 5.11, principalmente entre o resíduo bruto e o resíduo tratado proveniente dos leitos cultivados. Mas não apresenta diferença significativa na remoção desse nutriente nos dois leitos, sugerindo que 3 dias de detenção no leito cultivado seja suficiente na redução de nitrato para resíduos líquidos de laticínios.

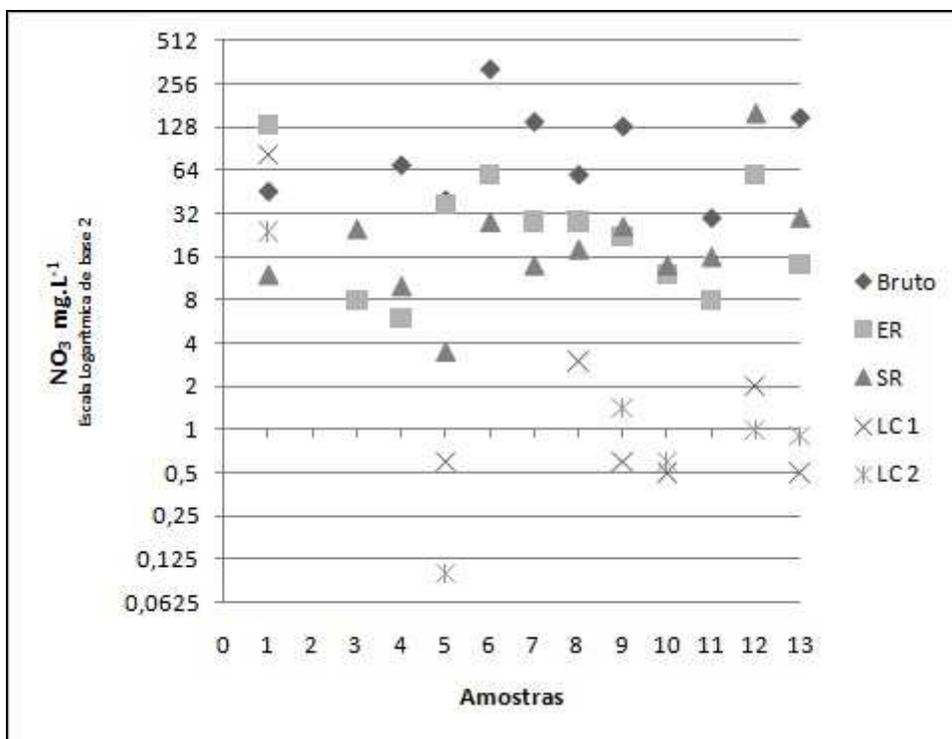


Figura 5.21: Variações nas concentrações de NO₃ (mg.L⁻¹) ao longo do tempo.

Essa redução dos valores afluentes pode ser atribuída ao processo de desnitrificação nos leitos e ao consumo dessa forma de nitrogênio pelas plantas em seu desenvolvimento. Portanto, a redução de nitrato nos leitos cultivados deve-se, provavelmente, ao consumo dessa forma de nitrogênio pelas macrófitas em desenvolvimento.

A maior concentração de nitrato no resíduo bruto foi encontrada na amostra 6 com 325,0 mg.L⁻¹ sendo que nesta mesma amostra não foi encontrado nenhum nitrato nos leitos cultivados. Assim como na amostra 6, nas amostras 3, 4, 7 e 11, nenhum nitrato foi encontrado no resíduo proveniente dos leitos cultivados. Acentuando o desempenho das plantas na remoção dessa forma de nitrogênio e a importância dos leitos cultivados nessa etapa do processo de tratamento.

A legislação ambiental em vigor em Minas Gerais determina que o efluente lançado não possa alterar a classe do corpo receptor, neste caso classe 2 e a concentração máxima de nitrato em corpos receptores classe 2, é de 10,0 mg.L⁻¹. Como pode ser observado na Tabela 5.9 os valores encontrados de nitrato nos leitos cultivados para os dois tratamentos, com 3 e 5 dias de detenção hidráulicos, foram bem inferiores ao valor máximo aceito pela legislação. Houve redução média de 98,73% de nitrogênio sob a forma de nitrato da entrada do sistema para a saída com 5 dias de detenção hidráulica. Demonstrando a eficiência dos leitos cultivados na redução dessa forma de nitrogênio.

5.2.4.4. Nitrito

O Nitrito é um estado de oxidação intermediário do nitrogênio, obtido tanto da oxidação da amônia a nitrato como da redução do nitrato. Sua oxidação ou redução pode ocorrer em estações de tratamento de esgoto, em sistemas de distribuição de água e em águas naturais.

Assim como para o nitrato, o nitrito apresentou o mesmo comportamento durante todo o experimento, houve redução significativa entre os tratamentos de forma gradual do resíduo bruto para o resíduo proveniente do segundo leito cultivado, como apresentado na Tabela 5.12.

Tabela 5.12: Concentração média de Nitrito nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L ⁻¹)	5%
Bruto	28,97	a*
Entrada do RAC	44,53	a
Saída do RAC	13,42	a
Saída do LC 1	0,83	b
Saída do LC 2	0,73	b

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Não houve diferença estatística significativa na remoção de nitrito entre os leitos, segundo a análise estatística, porém houve uma redução bastante significativa nas concentrações de Nitrito do resíduo bruto para os leitos cultivados. Na Figura 5.22 podem ser observadas as variações nas concentrações de nitrito ao longo do tempo.

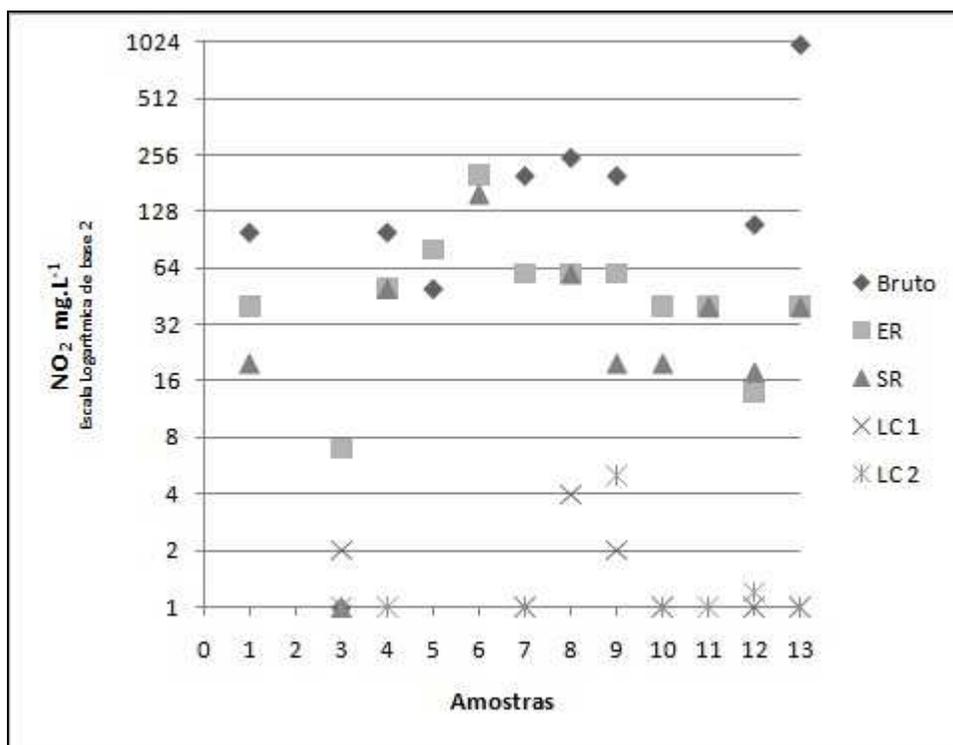


Figura 5.22: Variações nas concentrações de NO₂ (mg.L⁻¹) ao longo do tempo.

A concentração mais elevada de nitrito no resíduo bruto ocorreu no dia 23/03/2010, na amostra 13, com 1000,0 mg/L NO₂, com redução de 99,90% da entrada do sistema (resíduo bruto) para a saída dos leitos cultivados, tanto para o leito com TDH de 3 dias, quanto para o leito com TDH de 5 dias. De acordo com a legislação, o valor máximo permitido de nitrito em corpos receptores classe 2, é de 1,0 mg.L⁻¹. E os valores máximos, em média, obtidos neste trabalho foram de 0,83 mg.L⁻¹ e 0,73 mg.L⁻¹, abaixo do máximo exigido pela legislação, demonstrando a eficiência do sistema composto por RAC e leitos cultivados na redução de nitrito em resíduo líquido de laticínios.

5.2.5. Fósforo

O fósforo é gerado em grande quantidade em fábricas de laticínios, uma vez que o leite possui cerca de 1.000 mg.L⁻¹ de fósforo.

Na Tabela 5.13 encontram-se os valores médios das concentrações de fósforo nos cinco pontos de amostragem e na Figura 5.23 podem ser observadas as variações nas concentrações de fósforo ao longo do tempo.

Tabela 5.13: Concentração média de Fósforo nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L ⁻¹)	5%
Bruto	208,84	a*
Entrada do RAC	119,72	a
Saída do RAC	83,77	a
Saída do LC 1	6,85	b
Saída do LC 2	7,02	b

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

A análise estatística não aponta diferença significativa na remoção de fósforo nos leitos cultivados com tempos de detenção hidráulica de 3 dias e de 5 dias.

No dia de maior concentração de fósforo no resíduo bruto, a remoção total de fósforo pelo sistema foi de 96,26% no tratamento com 5 dias de detenção hidráulica no leito cultivado, e de 94,78% de redução na concentração de fósforo no tratamento com 3 dias de detenção hidráulica no leito cultivado.

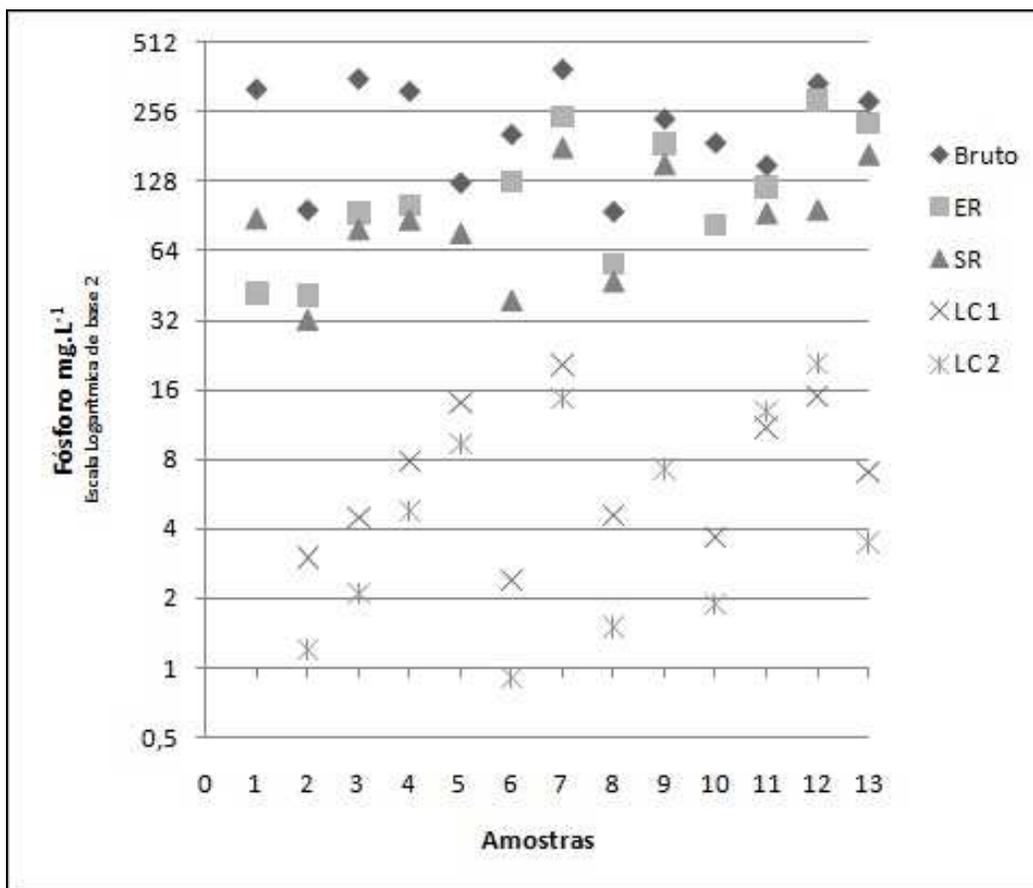


Figura 5.23: Variações nas concentrações de Fósforo (mg.L⁻¹) ao longo do tempo.

Durante todo o experimento o fósforo apresentou o mesmo comportamento, houve redução das concentrações de fósforo em cada uma das etapas do sistema de tratamento. A menor concentração de fósforo no resíduo bruto foi verificada no ensaio realizado no dia 03/09/2009, com 96,0 mg.L⁻¹ e a maior concentração no dia 13/01/2010 com 392,7 mg.L⁻¹. Essa variação ampla nas concentrações de fósforo, assim como de outros nutrientes e também de matéria orgânica, deve-se à variedade de produtos fabricados no laticínio e às mudanças constantes de produção.

Os resultados obtidos neste trabalho demonstram a eficiência dos leitos cultivados com taboa na redução de fósforo, entretanto a mesma eficiência na redução de fósforo não foi encontrada em experimentos utilizando outras plantas, como o capim tifton, no tratamento de águas residuárias de laticínios, como os resultados obtidos por ABRAHÃO (2006) e MATOS et al. (2008).

5.2.6. Remoção de Sólidos

Todos os contaminantes presentes na água contribuem para a carga de sólidos, exceto os gases dissolvidos. A quantidade e a natureza dos sólidos nas águas variam muito, podendo tornar a água imprópria para o consumo e até mesmo para recreação.

Tendo em vista os problemas que podem ser causados pelo excesso de sólidos nas águas lançadas nos corpos receptores, a legislação ambiental, que tem como objetivo preservar a qualidade no corpo d'água, apresenta padrões de qualidade dos corpos receptores e os padrões para o lançamento de efluentes nos corpos d'água e de acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N°1 de 05 de maio de 2008, que regulamenta o lançamento de efluentes nos corpos d'água e classifica esses corpos receptores, os valores máximos permitidos no lançamento do efluente tratado para materiais sedimentáveis, é de até 1 mL.L^{-1} em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para os parâmetros Sólidos dissolvidos totais e para Sólidos em suspensão totais, deve ser obedecida a classificação do corpo receptor, que no caso em estudo, é o Rio Mogi Guaçu, que ainda não possui classificação, portanto de acordo com a legislação deve ser considerado Classe 2. Neste caso, os valores máximos permitidos de sólidos dissolvidos totais em rios classificados como classe 2, é de 500 mg.L^{-1} e de até 100 mg.L^{-1} para Sólidos em suspensão totais.

Na Tabela 5.14 podem ser verificadas as concentrações médias de SDT, SST e Sólidos Sedimentáveis nos pontos de amostragem e nas Figuras 5.24, 5.25 e 5.26 as

variações nas concentrações de SDT, SST e Sólidos Sedimentáveis, respectivamente, ao longo do tempo.

Tabela 5.14: Concentração média SDT, SST e Sólidos Sedimentáveis nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais SDT (mg.L⁻¹)	5%	Médias originais SST (mg.L⁻¹)	5%	Médias originais Sólidos Sedimentáveis (mL.L⁻¹)	5%
Bruto	27,49	a*	1,38	a*	1,10	ab*
Entrada do RAC	3,59	b	0,53	ab	2,08	a
Saída do RAC	2,14	b	0,16	b	0,96	ab
Saída do LC 1	1,74	b	0,13	b	0,09	ab
Saída do LC 2	1,03	b	0,03	b	0,00	b

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Os efluentes líquidos industriais nada mais são do que despejos líquidos originários de diversas atividades desenvolvidas na indústria, contendo leite e produtos do leite, detergentes, desinfetantes, areia, lubrificantes, açúcar, pedaços de frutas, essências e condimentos diversos, diluídos nas águas de lavagem de equipamentos, tubulações, pisos e demais instalações da indústria (MACHADO et al. 2000.). Essa composição variada imprime características muito particulares ao resíduo líquido de laticínios.

Na produção de queijos, por exemplo, ocorre formação de soro, cuja composição, segundo Oliveira (1986) é de 93% de água, 0,9% de proteína, 0,2% de gordura, 5,0% de lactose, 0,6% de cinzas e 6,7% de sólidos totais. Na etapa de corte da massa e drenagem do

soro utiliza-se grande volume de água pra remover o soro e coágulos de queijos resultantes do processo, gerando um resíduo rico em matéria orgânica que deve ser tratado (MACHADO et al. 2006). Além de matéria orgânica pode ser produzida grande quantidade de sólidos proveniente deste processo, principalmente coágulos de queijos, que podem causar diversos problemas como o entupimento de encanamentos do sistema de tratamento de resíduos, se não forem removidos.

De acordo com diversos autores a concentração de SST em efluentes de laticínios pode variar muito, de acordo com o tipo de produto. Na produção de queijo, leite em pó e creme, esse valor pode chegar a 850 mg.L^{-1} , produzindo-se queijo, sorvete, creme e iogurte encontra-se valores de 400 mg.L^{-1} , na produção de leite pasteurizado, iogurte, manteiga e queijo, os valores podem variar de 90 a 450 mg.L^{-1} ; podendo chegar a 1100 mg.L^{-1} de SST em fábricas produtoras de queijos (MACHADO et al. 1999).

Valores elevados como estes encontrados na literatura e defendidos por diversos autores, referem-se, provavelmente à resíduos nos quais não houve nenhum processo de separação destes sólidos. Pois comparando esses valores com os obtidos no presente estudo, pode-se observar que existem diferenças muito significativas nas concentrações de SST. Como pode ser observado na Tabela 5.14 o valor médio encontrado de SST no resíduo bruto foi de $1,38 \text{ mg.L}^{-1}$, valor muito inferior aos citados na literatura.

Na Figura 5.24 podem ser observadas as variações nas concentrações de SST em mg.L^{-1} ao longo do tempo. Os valores máximos obtidos no resíduo bruto foram $8,8 \text{ mg.L}^{-1}$ na amostra 2 e $8,7 \text{ mg.L}^{-1}$ na amostra 5. E na entrada do reator anaeróbio o valor máximo obtido foi de $23,3 \text{ mg.L}^{-1}$ na amostra 2.

Estes resultados bem inferiores aos encontrados na literatura podem ser explicados pela remoção de sólidos realizada tanto no interior da fábrica, por grades, como pelo sistema simplificado de filtração utilizado na entrada da primeira caixa de gordura, como já explicado no item 6.2 do capítulo Material e Métodos. Esta filtração utilizando tecido de

algodão impossibilitou a passagem de resíduos finos de queijos, constituído por coágulos e pedaços de queijos, para o efluente a ser tratado.

Como a legislação determina que a concentração máxima de SST deve ser de 100 mg.L⁻¹, para não alterar a classificação do corpo receptor, pode-se observar a eficiência do sistema em estudo na remoção destes sólidos, pois na maioria das amostras não foi encontrada nenhuma concentração de SST nos leitos cultivados, como pode ser observado na Figura 5.24.

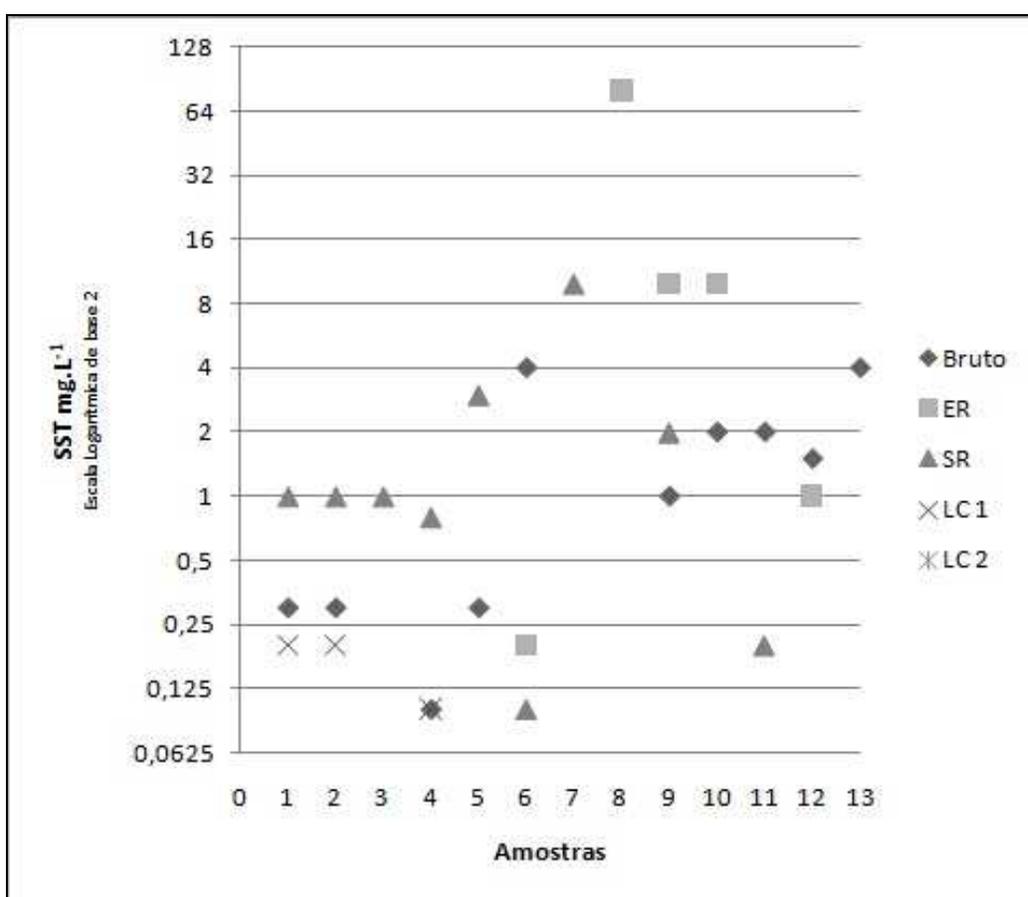


Figura 5.24: Variações nas concentrações de SST (mg.L⁻¹) ao longo do tempo.

Em relação aos SDT, a legislação determina valor máximo de 500 mg.L⁻¹ para não alterar a classificação do corpo receptor, e os valores encontrados para esse parâmetro foram

muito inferiores ao valor máximo permitido pela legislação, com valor médio no resíduo bruto de 27,49 mg.L⁻¹ e nos leitos cultivados 1,74 mg.L⁻¹ e 1,03 mg.L⁻¹ nos leitos com 3 e 5 dias de detenção hidráulicos, e segundo a análise estatística não houve diferença significativa na redução de SDT entre os dois tempos de detenção.

O valor máximo obtido para este parâmetro no resíduo bruto foi de 562,8 mg.L⁻¹ na amostra 1. Este valor bem mais elevado do que nas outras amostras tem como explicação a ausência da filtração com o tecido de algodão antes da primeira caixa de gordura, procedimento que foi adotado após essa análise devido ao resultado encontrado.

Também para este parâmetro houve redução significativa da entrada do sistema, resíduo bruto, para a saída dos leitos cultivados, comprovando a eficiência do sistema na redução de SDT, como pode observado na Figura 5.25.

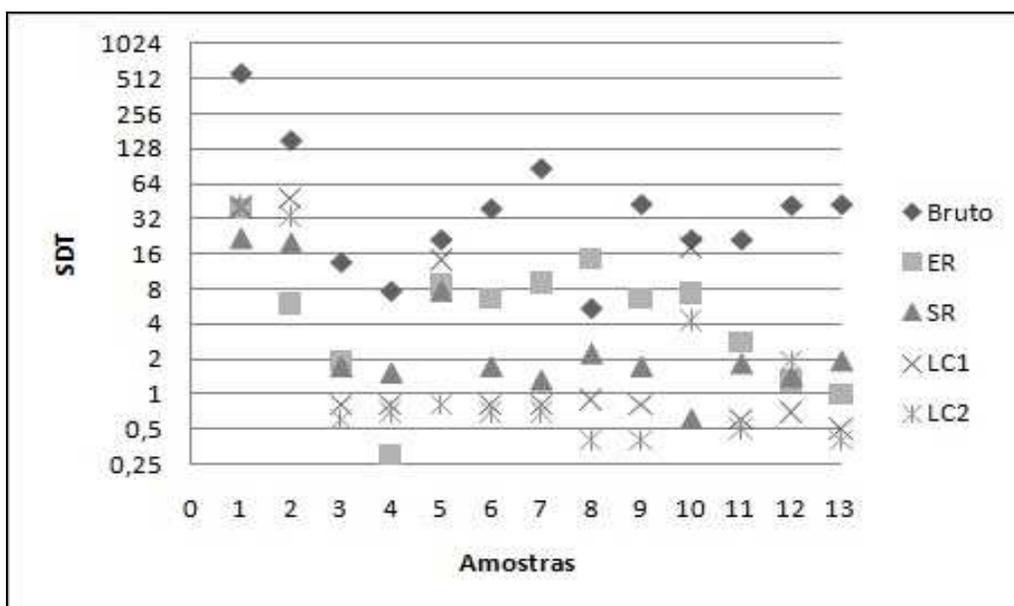


Figura 5.25: Variações nas concentrações de SDT (mg.L⁻¹) ao longo do tempo.

Quanto ao parâmetro Sólidos sedimentáveis, as variações nas concentrações em mL.L⁻¹ ao longo do tempo podem ser verificadas na Figura 4.26 e valores médios obtidos durante o experimento na Tabela 4.12. De acordo com a legislação, os valores máximos

permitidos no lançamento do efluente tratado para materiais sedimentáveis, é de até 1,0 mL.L⁻¹ em teste de 1 hora em cone Imhoff. Nota-se pelos resultados médios obtidos que o resíduo bruto apresenta valor muito próximo do máximo permitido pela legislação, mas ainda acima desse valor, média de 1,10 mL.L⁻¹ de sólidos sedimentáveis. No entanto esse valor aumenta na entrada do reator anaeróbio, devido, provavelmente a falhas ocorridas no processo de filtração nas amostras 9 e 10 levando a um aumento na média obtida em todas as análises. Nessas duas amostras os valores encontrados foram de 10,0 mL.L⁻¹, valor muito acima dos valores obtidos nas outras análises, que variaram de 0 a 1 mL.L⁻¹.

Nos leitos cultivados os valores médios obtidos permaneceram durante todo o experimento abaixo do exigido pela legislação, sendo média de 0,09 mL.L⁻¹ para 3 dias de detenção e 0,0 mL.L⁻¹ para 5 dias de detenção hidráulica. Não apresentando diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos com tempos de detenção diferentes.

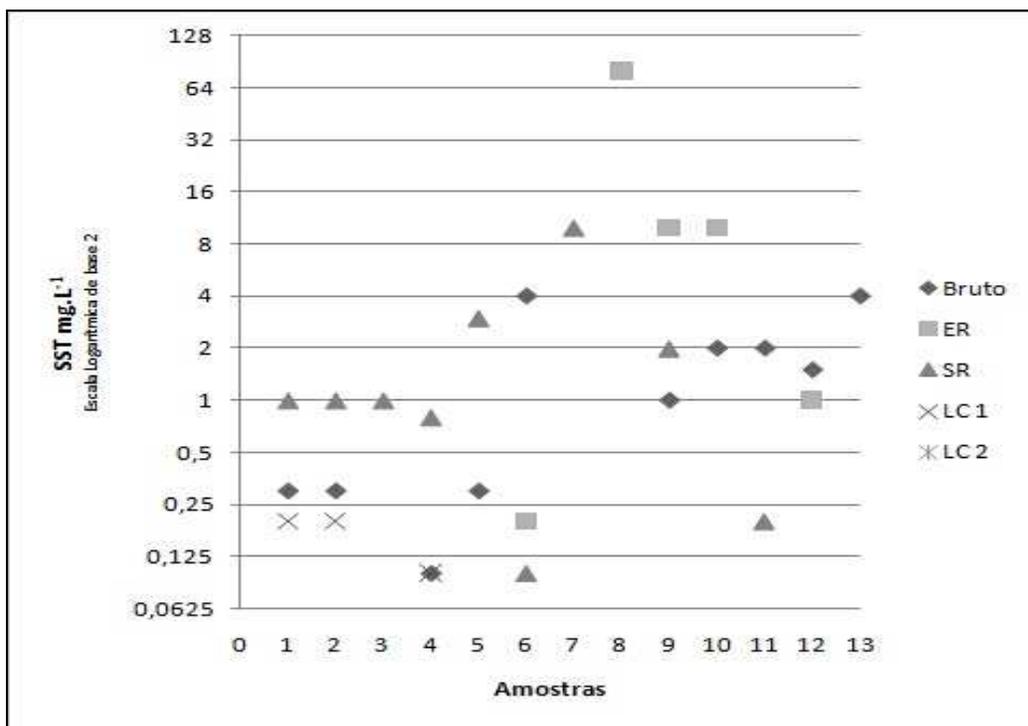


Figura 5.26: Variações nas concentrações de Sólidos Sedimentáveis (mL.L⁻¹) ao longo do tempo.

Em relação aos ST, STF, STV, SDF, SDV, SSF e SSV, o comportamento do sistema foi o mesmo que o descrito para os outros parâmetros da série de sólidos avaliada. Em todos os casos houve redução significativa na concentração de sólidos desde o resíduo bruto até a saída dos leitos cultivados, evidenciando a eficiência do sistema na redução de sólidos. Os valores médios obtidos para esses parâmetros encontram-se nas Tabelas 5.15 a 5.21 no anexo 1.

5.2.7. Remoção de Coliformes Termotolerantes

Devido às dificuldades de isolamento de organismos patogênicos em amostras ambientais de forma rotineira, a indicação de contaminação normalmente é feita por indicadores microbiológicos da presença de material fecal no meio ambiente. A presença de organismos indicadores atesta poluição de origem fecal e, portanto, risco de contaminação por organismos patogênicos. Desta forma, a densidade de indicadores indica o grau de contaminação/poluição.

As bactérias do grupo coliforme estão entre os principais organismos indicadores. Por muito tempo a *E. coli* foi empregada como indicador de contaminação, no entanto, para mais agilidade e simplicidade na determinação de contaminação, passou a ser utilizada a determinação de coliformes e posteriormente a de coliformes fecais determinados pelo teste de termotolerância. Os coliformes termotolerantes representam um subgrupo das bactérias do grupo coliforme que fermentam a lactose a $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ em 24 horas.

A seleção dos indicadores é sempre induzida ou determinada pelo destino final reservado ao efluente e de acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N°1, de 05 de maio de 2008, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, o número de coliformes termotolerantes em águas para todos os usos, exceto para uso de recreação de contato primário, não deverá exceder o limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de 1 ano, com frequência bimestral.

Os resultados encontrados nos 13 ensaios realizados no decorrer do experimento apontam para a ausência de coliformes termotolerantes nas amostras provenientes dos leitos cultivados para os dois tempos de detenção utilizados, 3 e 5 dias. Esses resultados, no entanto, não determinam a eficiência do sistema na remoção de coliformes termotolerantes, pois o resíduo tratado não foi esgoto doméstico e resíduos líquidos de laticínios não apresentam, rotineiramente, a presença de coliformes termotolerantes, devido principalmente, a utilização de desinfetantes na indústria e bactérias são, preponderantemente, inativadas pela ação de desinfetantes físicos e químicos como radiação UV, ozônio, cloro e dióxido de cloro, e a sanitização da indústria em estudo é feita, normalmente, com soluções a base de cloro, como o hipoclorito de sódio.

6. CONCLUSÕES

- A macrófita *Typha* sp. adaptou-se bem ao sistema de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de laticínios mesmo em condições de flutuação de carga orgânica.
- O funcionamento do Reator anaeróbio Compartimentado foi afetado pelas variações de pH e alcalinidade ao longo do experimento, prejudicando o desenvolvimento de bactérias metanogênicas.
- Os leitos cultivados se mostraram eficientes na redução de DBO, DQO, Sólidos, Nitrogênio e Fósforo na água residuária de laticínios.
- Não houve diferença estatística significativa na remoção de DBO entre os tratamentos utilizando 3 e 5 dias de detenção hidráulicos nos leitos cultivados.
- A redução da concentração de DBO e DQO no sistema foi acima de 99% atestando a sua eficiência na remoção de matéria orgânica.
- Os resultados obtidos indicam que existe uma influência da vegetação na obtenção de concentrações maiores de oxigênio e também para tempos de detenção maiores, que possibilitam maior contato das raízes das macrófitas com o resíduo a ser tratado.
- A maior concentração de nitrogênio amoniacal nos leitos indica que o material orgânico retido nos LC ao longo do tempo é convertido a nitrogênio amoniacal..
- Os valores elevados de nitrogênio amoniacal no resíduo na saída do primeiro leito cultivado podem indicar que não houve nitrificação nesse leito ou que houve uma compensação natural pela sua falta.
- O pH mostrou-se limitante ao crescimento das bactérias nitrificantes, mantendo-se durante todo o experimento, nos leitos cultivados, abaixo de 7,5, valor mínimo exigido para o desenvolvimento dessas bactérias. Os valores médios obtidos foram

de 6,93 no o LC1 e 7,08 no LC2. O tempo de detenção também foi fator limitante no processo de nitrificação, o que indica necessidade de tempos de detenção maiores na redução de nitrogênio amoniacal de resíduos de laticínios tratados em reator anaeróbio utilizando leitos cultivados como polimento.

- Quanto à remoção de Nitrato e Nitrito a análise estatística dos dados apresenta diferenças significativas entre os tratamentos, principalmente entre o resíduo bruto e o resíduo tratado proveniente dos leitos cultivados. Mas não apresenta diferença significativa na remoção desse nutriente nos dois leitos, sugerindo que 3 dias de detenção no leito cultivado seja suficiente na redução de nitrato para resíduos líquidos de laticínios.
- No dia de maior concentração de fósforo no resíduo bruto, a remoção total de fósforo pelo sistema foi de 96,26% no tratamento com 5 dias de detenção hidráulica no leito cultivado, e de 94,78% de redução na concentração de fósforo no tratamento com 3 dias de detenção hidráulica no leito cultivado. A análise estatística não aponta diferença significativa na remoção de fósforo nos leitos cultivados com tempos de detenção hidráulica de 3 dias e de 5 dias.
- O comportamento do sistema em relação à remoção dos sólidos foi o mesmo para toda a série de sólidos, todos os casos houve redução significativa na concentração de sólidos desde o resíduo bruto até a saída dos leitos cultivados, evidenciando a eficiência do sistema na redução de sólidos.
- Não foram encontrados coliformes termotolerantes nas amostras analisadas proveniente dos leitos cultivados.
- Os resultados obtidos neste estudo indicam que o sistema composto por Reator Anaeróbio Compartimentado seguido de leitos Cultivados com *Typha* sp. pode ser utilizado para tratamento de águas residuárias de laticínios.

7. RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES

- Os resultados obtidos neste trabalho foram prejudicados pela grande variação de pH e alcalinidade no resíduo, recomenda-se maiores estudos em relação a estes parâmetros, visando encontrar formas de manter o pH adequado ao desenvolvimento das bactérias metanogênicas, para melhor desempenho do Reator Anaeróbio Compartimentado.
- Além da espécie vegetal estudada, outras espécies vegetais de interesse econômico ou paisagístico devem ser estudadas no tratamento de águas residuárias de laticínios.
- A utilização de flutuador em vez de caixas de gordura no sistema pode aumentar a sua eficiência, uma vez que o resíduo líquido de laticínios é rico em gordura que pode afetar o funcionamento de todo o sistema, principalmente do reator anaeróbio.
- Estudar outros tempos de detenção hidráulicos para possibilitar nitrificação e desnitrificação nos leitos cultivados, desta forma removendo maior concentração de nitrogênio.
- Avaliar a possibilidade de reaproveitamento da água residuária tratada, na própria indústria, principalmente no abastecimento da caldeira, após tratamento adequado para remoção de dureza desta água, visando economia e proteção ao meio ambiente por não fazer o lançamento do resíduo tratado em corpos receptores.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHÃO, S. S. **Tratamento de águas residuárias de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras.** 2006. 120p. Tese (Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola para obtenção do título de “Mestre”) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006. Acesso em: 21 jun. 2007.

AISSE, M. M. et al. **Pós-tratamento de efluentes de reatores,** 2007. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabCarlos/Cap-6.pdf>. Acesso em: 23 jun. 2007.

ALMEIDA, K. E.; BONASSI, I. A.; ROÇA, R. O. Características físicas e químicas de bebidas lácteas fermentadas e preparadas com soro de Queijo Minas Frescal. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 21, n. 2, p. 187-192, 2001. AS proteínas do leite. Disponível em: <http://www.pratiqueleite.com.br/>. Acesso em: 28 de Janeiro de 2007.

AMENDOLA, M.; SOUZA, A. L.. Investigação teórica do processo de redução de coliformes em leitos cultivados. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, Campina Grande, v. 11, n. 6, dez. 2007. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S14153662007000600013&lng=pt&nrm=iso. Acesso em 11 de fevereiro de 2010.

AMENDOLA, M; SOUZA, A. L. de; ROSTON, D. M.. Numerical simulation of fecal form reduction at a constructed wetland. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, Campina Grande, v. 7, n. 3, Dec. 2003. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415662003000300021&lng=en&nrm=iso. Acesso em 07 de fevereiro de 2010.

APHA, American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater.15.ed. Washington, D.C.: **APHA**, 1995.

APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edition, Washington, USA. 1998

AQUINO, S. F. de; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, June 2005. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141341522005000200009&lng=en&nrm=iso. Acesso em 23 de janeiro de 2010.

ARBELI, Ziv; BRENNER, Asher; ABELIOVICH, Aharon. Treatment of high-strength dairy wastewater in an anaerobic deep reservoir: Analysis of the methanogenic fermentation pathway and the rate-limiting step. **Water Research**, Israel, v. 40, n. 19, p.3653-3659, nov. 2006.

ARMSTRONG, N.; ARMSTRONG, J. & BECKETT, P. M. “**Measurements and modeling of oxygen release from roots of Phragmites australis.**” *Constructed Wetlands in*

Water Pollution Control (Adv. Wat. Pollut. Control no 11) Pergamon Press, Oxford/UK, pp.41-51. 1990.

BAADER, W. et al. Biotechnological methods for the utilization of residues and byproducts of agriculture. **Institute for Technology**. V. 3, 265p. 1991.

BALLANEC, et al. Treatment of dairy process waters by membrane operation for water reuse and milk constituents concentration. **Desalination**, Amsterdam, v. 147, p. 89 – 94, 2002.

BARROS, W.; CAMPOS, J.R. **Tratamento de esgotos sanitários por reator anaeróbio compartimentado**, **Anais.....** Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria y Ambiental, 23. La Habana - Cuba, p.297-307, 1992.

BERGAMASCO, R.; TAVARES, C. R. G. Uso de reator de leito fluidizado trifásico no tratamento dos resíduos de laticínios. **Unimar**, Maringá, v. 4, n. 19, p.1087-1097, 1997.

BEVILAQUA, G. A. P.; PERERA, A. F.. SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE LÍQUIDO COM PLANTAS AQUÁTICAS ENRAIZADAS. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Cruz Alta, v. 1, n. 1, p.171-175, nov. 2006. Disponível em: http://www.agroecologiaemrede.org.br/upload/arquivos/P57_2005-05-5_182005_039.pdf. Acesso em: 21 de fevereiro de 2010.

BIGAMBO, T.; MAYO, A. W.. Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands II: Effect of biofilm. **Physics And Chemistry Of The Earth, Parts A/b/c**, v. 30, n. 11-16, p.668-672, 2005.

BRAILE, P.M. E CAVALCANTE, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. CETESB. São Paulo, pp.139-154.1993

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia Sanitária**. 2 ed. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1978.

BRASIL, M. da S.; MATOS, A. T. de. Avaliação de Aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas Alagados construídos de fluxo sub-superficial. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 13, n. 3, p.323-328, set. 2008.

BRASIL, M. da S.; MATOS, A. T. de; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, Sept. 2007 . Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522007000300006&lng=en&nrm=iso. Acesso em 07 de fevereiro de 2010.

BRASIL, M. S.et al. Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. **Agrartechnische Forschung**, v.13, n.2, p.48-56, 2007.

BRASIL, Mozart da Silva et al. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. , p.133-137, 2005.

BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2010. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/>. Acesso em 06 de fevereiro de 2010.

BRIÃO, V. B. **Estudo de prevenção à poluição em uma indústria de laticínios**. Maringá, 2000. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá, 2000.

BRIÃO, V. B., GRANHEN TAVARES, C. R. **Geração de efluentes na indústria de laticínios: atitudes preventivas e oportunidades**. In: 23º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande/MS, 2005.

BRIÃO, Vandrê Barbosa; TAVARES, Célia Regina Granhen. Ultrafiltração como processo de tratamento para o reúso de efluentes de laticínios. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, June 2007. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141341522007000200004&lng=en&nrm=iso. Acesso em 08 de fevereiro de 2010.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**. v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.

BRUM, L. F. W.; SANTOS JÚNIOR, L. C. O.; BENEDETTI, S.. Reaproveitamento de água de processo e resíduos da indústria de laticínios. In: **International Workshop Advances In Cleaner Production**, São Paulo, n. , p.1-9, maio 2009.

CADELLI, D. et al. **Influence of evapotranspiration on the design of extensive wastewater treatment systems under Mediterranean conditions at the MHEA® Experimental Centre of M'Diq (Tetouan Morocco)**. **Proceedings...**: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, p. 93-103. 26th of Sept. - 1st of October /2004.

CAMPOS, J. C.; et al. **“Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai(RJ) utilizando wetland”**. **Proceedings.....**: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Vitória-ES/Brasil, 1 a 5 de set. de 2002. III-019, CD-ROM.

CERNICHARO, C.A.L. (Coord.) **Pós-tratamento de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: ABES, 2001. Projeto Prosab.

CERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 5. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1997.

COLERAUS, D.; BRIÃO, V. B. **Filtro biológico para tratamento de efluentes de laticínios**. Apresentado em: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental No. 22; V Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, Joinville, 14-19 set. 2003. Disponível em: <http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA>. Acesso em: 21 de junho de 2007.

COOPER, P. F. “**A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems**”. **Proceedings.....**: 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, CEA/UNESP e IAWQ, Águas de São Pedro/SP, 27 set. a 02 de out. V. 1, pp. 228-242. 1998.

COPAM/CERH-MG. Número 1: Deliberação Normativa Conjunta de 05 de maio de 2008. Minas Gerais, 2008.

DAVIS, L. A. **Handbook of Constructed Wetlands. A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region**, Volume 1: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 1995.

DENNY, P. Implementation of constructed wetland in developing countries. **Water Science and Technology**, v. 35, n.4, p.27-34, 1997

DRIZO, A. et al. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. **Water Science And Technology**, v. 35, n. 5, p.95-102, 1997.

ESCOSTEGUY, P. A. V. et al . Extração de nutrientes por macrófitas cultivadas com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa , v. 32, n. 2, abr. 2008. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010006832008000200039&lng=pt&nrm=iso. Acesso em 07 de fevereiro de 2010

ESTEVES, F. A. Fundamentos da Limnologia. Rio de Janeiro: Ed.Interciência/FINEP, 602p.

FARNET, A. M. et al. Solid-state ¹³C NMR to assess organic matter transformation in a subsurface wetland under cheese-dairy farm effluents. **Bioresource Technology**, New York, v. 100, n. 20, p.4899-4902, out. 2009. Disponível em: http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6V24-4WD6XST-3&_user=10&_coverDate=10%2F31%2F2009&_rdoc=1&_fmt=high&_orig=search&_sort=d&_docanchor=&_view=c&_searchStrId=1347594074&_rerunOrigin=google&_acct=C000050221&_version=1&_urlVersion=0&_userid=10&md5=4521b49fa2b4c7245421158e638d175e. Acesso em: 27 de março de 2010.

FERREIRA, C. L. de L. F. Relevância da utilização de soro e leiteiro na indústria de laticínios. **Indústria de laticínios**. set/out. p.39-40, 1997.

GARCIA, P.A., RICO, J.L., POLANCO, F. Anaerobic Treatment of cheese whey in a 2-phase UASB Reactor. **Environmental Technology** 12(4): p.355-362. 1991.

GAVALA, H.N. et al. Treatment of dairy wastewater using an upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.73, p.59-63, 1999.

GERMIRLI, F. et al. Effect of two-stage Treatment on the biological Treatability of strong industrial wastes. **Water Science Technology** 28(2), p.145-154. 1993.

GONÇALVES, R. F. (Coordenador). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003.

GONZÁLEZ SISO, M. I. The biotechnological utilization of cheese whey: a review. Great Britain: Published by **Elsevier Science Limited**. 1996.

GOPAL, B.; GHOSH, D.. Natural Wetlands. **Encyclopedia Of Ecology**, Oxford, n. , p.2493-2504, 2008. Disponível em: http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B96364SY6CH08Y&_user=10&_coverDate=09%2F08%2F2008&_alid=1347967689&_rdoc=7&_fmt=high&_orig=se-arch&_cdi=57466&_st=13&_docanchor=&_ct=58&_acct=C000050221&_version=1&_urlVersion=0&_userid=10&md5=5ce8892c700bed2b3252eb8128dbda6d. Acesso em: 20 de fevereiro de 2010.

GROBICKI, A. & STUCKEY, D. C. Performance of the anaerobic baffled reactor under steady-state and shock loading conditions. **Biotechnology and Bioengineering**, vol 33,

HAMMER, D. A. & KNIGHT, R. L. “Designing constructed wetlands for nitrogen removal”. **Water Science and Technology**, vol 29, nº 4, pp. 15-27,1994.

HANAKI, K. et al. Mechanism of inhibition caused by long-chain fatty acids in anaerobic digestion process. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 23, p. 1591-1610, 1981.

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.

HUSSAR, G. J., CONCEIÇÃO, C. H. Z., PARADELA, A. L. et al. Uso de leitos cultivados de vazão subsuperficial na remoção de macronutrientes de efluentes de tanques de piscicultura. **Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal**, v. 1, n. 1, p. 25-34, 2004. Disponível em: <http://www.unipinhal.edu.br/ojs/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=9>. Acesso em: 27 de janeiro de 2009.

HUSSAR, G. J.; PARADELA, A. L.; JONAS, T. C. et al. Tratamento da água de escoamento de tanque de piscicultura através de leitos cultivados de vazão

subsuperficial: análise da qualidade física e química. Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal, SP, v.2, n.1, p. 46-59, 2005. Disponível em: <http://www.unipinhal.edu.br/ojs/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=29>. Acesso em: 27 de janeiro de 2009.

HWU, C. S. et al. Biosorption of long-chain fatty acids in UASB treatment process. **Water Res.**, v.32, p. 1571-1579.

IBEKWE, A. M. et al. Multiplex Fluorogenic Real-Time PCR for Detection and Quantification of Escherichia coli O157:H7 in Dairy Wastewater wetlands. **Applied And Environmental Microbiology**, v. 68, n. 10, p.4853-4862, out. 2002.

IDE, C. N. et al. REUSO DE EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NA PRODUÇÃO DE BIOMASSA VERDE. **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre, p.1-10, dez. 2000. Disponível em: <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsaidis/aresidua/i-034.pdf>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2010.

INSTITUTO MINEIRO DE AGROPECUÁRIA. IMA. Produtos de Origem Animal. Estabelecimentos registrados., 2010. Disponível em: <http://www.ima.mg.gov.br/produtos-de-origem-animais/estabelecimentos-registrados> Acesso em 02 de março de 2010.

INDI, **A Indústria de Laticínios Brasileira e Mineira e Números**. 2002. Disponível em: <<http://www.indi.mg.gov.br>>. Acesso em 15 jun. 2007.

JAVAREZ JUNIOR, A.; PAULA JUNIOR, D. R. de; GAZZOLA, J. Avaliação do desempenho de dois sistemas modulares no tratamento anaeróbio de esgotos em comunidades rurais. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, Dec. 2007 . Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010069162007000400024&lng=en&nrm=iso. Acesso em 21 maio 2010.

JING, S. et al. Microcosm Wetlands for Wastewater Treatment with Different Hydraulic Loading Rates and Macrophytes. **J. Environ. Qual.**, v. 31, n. 2, p.690-696, 2002. Disponível em: <http://jeq.scijournals.org/cgi/reprint/31/2/690>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2010.

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

KADLEC, R. et al. **Constructed wetlands for pollution control. Processes, performance, design and operation**. London: IWA Publishing, 2000. Scientific and Technical Report Series, 8.

KALYUZHNYI, S.V., MARTINEZ, E.P., MARTINEZ, J.R. Anaerobic Treatment of High-strength Cheese-whey wastewaters in laboratory and pilot UASB-Reactors. **Bioresource Technology** 60: 59-65. 1997.

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H.. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 2, p.238-247, 09 fev. 2009.

KIRSH, F. W.; LOOBY, G. P. Waste minimization assessment for a dairy. Washington: U.S. Environment Protect Agency, 1999. Disponível em: <http://www.es.epa.gov/techinfo/reserch/reduce/rrel420.html>. Acesso em 15 de fevereiro de 2010.

KNIGHT, R. L. “Wetlands for wastewater treatment data base”. Conferência: 3th International Conference Wetlands in Water Pollution Control, Sydney/Australia, Nov 30-Dec 3 1992.

KONIG, A.; LIMA, L. M. M.; CEBALLOS, B. S. O. de. **Comportamento das águas residuárias brutas e tratadas provenientes de uma indústria de laticínios durante um dia de funcionamento**. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre, RS. **Anais...** Rio de Janeiro: Abes, 2000.

LANSING, S. L.; MARTIN, J. F.. Use an ecological treatment system (ETS) for removal of nutrients from dairy wastewater. **Ecological Engineering**, v. 28, n. 3, p.235-245, 01 dez. 2006. Disponível em: http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6VFB4K66F012&_user=10&_coverDate=12%2F01%2F2006&_alid=1347979623&_rdoc=2&_fmt=high&_orig=sear ch&_cdi=6006&_st=13&_docanchor=&_ct=2&_acct=C000050221&_version=1&_urlVersion=0&_userid=10&md5=aac56335bf8d3d6ebb5eddfac66ce4c8. Acesso em: 20 de fevereiro de 2010.

LAUTENSCHLAGER, S.R. **Modelagem do Desempenho de Wetlands Construídas**. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 90 p. 2001.

LEAL et al. Effect of enzymatic hydrolysis on anaerobic treatment of dairy wastewater. **Process Biochemistry**, v.41, n.5, p.1173-1178. 2006.

LEITE, V. D. et al . Anaerobic treatment of organic wastes with low concentration of solids. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, 2004. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S14131522004000400003&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 23 de junho de 2007. Pré-publicação.

LO, K.V., LIAO, P.H. Digestion of cheese whey with anaerobic Rotating biological Contact Reactor. **Biomass** 10: 243-252.1986.

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

LUNA, M. L. D. de et al . Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, Mar. 2009 . Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-69162009000100012&lng=en&nrm=iso. Acesso em 21 maio 2010.

MACHADO, R.M.G. et al. **Controle ambiental em pequenas e médias indústrias de laticínios**. Projeto Minas Ambiente. Belo Horizonte: SEBRAE, 2002, 224p.

MACHADO, E. L.; et al. **Gestão tecnológica ambiental de um indústria de laticínios: ênfase em efluentes**. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍASANITARIA Y AMBIENTAL. 2006, Punta del Este.

MACHADO, R. M. G. et al. **Sistemas de tratamento utilizados para efluentes líquidos de laticínios 1999**. In: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; AIDIS. Desafios para o saneamento ambiental no terceiro milênio. Rio de Janeiro, ABES, 1999. p.1-12, Tab. Disponível em: <http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA>.

MACHADO, R. M. G.; FREIRE, V. H.; SILVA, P. C. da.. **Alternativas tecnológicas para o controle ambiental em pequenas e médias indústrias de laticínios**. In: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; AIDIS. Américas y la acción por el medio ambiente en el milenio. Rio de Janeiro, ABES, 2000. p.1-10. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 27, Porto Alegre, 3-8 dic. 2000.

MACHADO, R. M. G.; SILVA, P. C. da; FREIRE, V. H.. Controle Ambiental em Indústrias de Laticínios. **Brasil Alimentos**, São Paulo, v. 7, n. , p.34-36, abr. 2001. Bimestral.

MACHADO, R.M.G; Freire, V.H.; Silva, PC.; Figueiredo, D.V.; Ferreira, P.E. **Controle ambiental nas pequenas e médias indústrias de laticínios**. Projeto Minas Ambiente, Belo Horizonte, 2002.

MAIER, C. Qualidade de águas superficiais e tratamento de águas residuárias por meio de zonas de raízes em propriedades de agricultores familiares. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.RS. 96p. 2007.

MALASPINA, F. et al. Anaerobic Treatment of cheese whey with a Downflow Hybrid Reactor. **Bioresource Technology** 55:131-139. 1996.

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

MANNARINO, C. F. et al . “Wetlands” para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, June 2006 . Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141341522006000200002&lng=en&nrm=iso. Acesso em 07 de 2010.

MANTOVI, Paolo et al. Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. **Bioresource Technology**, New York, v. 88, n. 2, p.85-94, jun. 2003.

MARTINS, S.D. et al. **Tratamento Anaeróbio em duas etapas do soro de queijo empregando-se duas configurações de reatores UASB**. Anais... da VI Oficina e Seminário Latino-americano de Digestão Anaeróbia vol.II, p.9-12. 2000.

MATOS, A. T. de. **Tratamento de Resíduos Agroindustriais**, Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais. Universidade Federal de Viçosa. Maio 2005. Disponível em: <http://www.ufv.br/dec/simea/apresentacoes/CursoMatosFEAM2005.pdf>. Acesso em: 21 jun 2007.

MATOS, A. T. et al. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*cynodon* spp) cultivado em sistemas alagados construídos utilizado no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Ambi-Agua**, Taubaté, v.3, n.1, p.43-53, 2008.

MAZZOLA, M.; et al. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, Campina Grande, v. 9, n. 2, June 2005 . Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S14153662005000200020&lng=en&nrm=iso. Acesso em 18 de janeiro de 2010.

MBWETTE, T.S.A; KATIMA, J.H.Y.; JORGENSEN, S.E. (Eds.). Application of wetland systems and waste stabilization ponds in water pollution control. Dar es Salaam: **Institute of Kiswahili Research**, 2001.

MENDES, A. A. et al . Aplicação de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídeos. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 28, n. 2, Mar. 2005 . Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422005000200022&lng=en&nrm=iso. Acesso em 21 de janeiro de 2010.

MENDES, A. A.; PEREIRA, E. B.; CASTRO, H. F. de. Biodegradação de águas Residuárias de Laticínios previamente tratadas por lipases. **Brazilian Journal Of Food Technology**, Campinas, v. 9, n. 2, p.143-149, 2006.

MENDES, A.A. & CASTRO, H.F. **Biotratamento para redução de teor de lipídeos em efluentes das indústrias de produtos lácteos**. In: **Anais..... XIV Simpósio Nacional de Fermentações - SINAFERM**, Florianópolis, SC, 2003.

MENDES, A.A.; CASTRO, H.F. Redução do teor de lipídeos presentes em efluentes das indústrias de produtos lácteos empregando lipases pancreáticas. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 5, p. 31-39, 2004.

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

MINAS AMBIENTE/CETEC. **Pesquisa tecnológica para controle ambiental em pequenos e médios laticínios Minas Gerais: Alternativas Tecnológicas.** Belo Horizonte: Minas Ambiente/ CETEC, 1998. 2. V

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG Nº1. de 05 de maio de 2008.

MOCKAITIS, G. ; et al. **Eficiência e Estabilidade do Tratamento de Soro de Leite em ASBR contendo Biomassa Granulada Submetido a Diferentes Estratégias de Alimentação e Otimização da Suplementação de Alcalinidade.** In: III Seminário do Projeto Temático - Desenvolvimento, Análise, Aprimoramento e Otimização de Reatores Anaeróbios para o Tratamento de Águas Residuárias, São Caetano do Sul, p. 134-143, 2004.

MOOR, C. V. Whey proteins: manufacture. In: FOX, P.F. *Developments in Dairy Chemistry.* London and New York, nº 4. **Elsevier Applied Science**, p. 245-284. 1989.

MORR, C. V., SWENSON, P. E., RILLTER, R. L. Functional Characteristics of whey protein concentrates. **Journal of Food Science**, v.38, p.324-330, 1973.

NADAIS et al. Treatment of dairy wastewater in UASB reactors inoculated with flocculent biomass. **Water SA.** v.31,n.4, p.603-607. 2005.

NAIME, R.; GARCIA, A. C. **Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes.** Estudos tecnológicos - Vol. 1, nº 2:9-20 (jul/dez. 2005) ISSN 1808-7310. Disponível em: <http://www.estudostecnologicos.unisinos.br/pdfs/42.pdf>. Acesso em: 21 de junho de 2007.

NAJAFPOUR, G. D. et al. Biological Treatment of Dairy wastewater in an Upflow anaerobic Sludge-Fixed Film Bioreactor. **American- Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.**, Iran, v. 2, n. 4, p.251-257, 2008.

OLIVEIRA, R. M. S. de; TAVARES, C. R. G.; COSSIC, E. S.. Processo Integrado para tratamento de resíduos gerados na suinocultura. **II Forum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, n. , p.1-14, 2006.

PAVLOSTHATHIS, S. G. Preliminary conversion mechanisms in digestion anaerobic of biological sludge. **Journal of Environmental Engineering.** V. 114, n. 4, p. 10-12, 1988.

PEIRANO, M.M.F. Tratamento de efluentes em laticínios. **Revista Leite e Derivados**, nº21, p. 49-57, São Paulo: Dipemar, 1995.

PELEGRINE, D. H. G.; CARRASQUEIRA, R. L.. Aproveitamento do soro do leite no enriquecimento nutricional de bebidas. **Brazilian Journal Of Food Technology**, Campinas, n. , p.145-151, dez. 2008.

PEREIRA, V. S.; JARDIM, A. C. S.; SANTOS, A. C. Dos. A incorporação da variável ambiental nas agroindústrias exportadoras de derivados lácteos de Minas Gerais. **Contextus Revista Contemporânea de Economia e Gestão**, Fortaleza, v. 7, n. 1, p.103-112, 2009.

PERLE, M. et al. Some biochemical aspects of the anaerobic degradation of dairy wastewater. **Water Research**, v. 29, n. 6, p. 1549-1554, 1995.

POESTER, J. L.; LEITÃO, M. R. **Apostila de tratamento de efluentes agroindustriais**. V 1. Porto Alegre : Senai/RS, 1989.

PRADO e CABANELAS. Eficiência do Sistema Alagado Construído no tratamento de efluentes de laticínios em relação a ultrafiltração e filtro biológico. **I Jornada Científica e VI FIPA do Cefet Bambuí**. Bambuí, 2008.

PRINCIPAIS INDICADORES LEITE E DERIVADOS: boletim eletrônico mensal. Coordenadores, Glauco Rodrigues Carvalho e Alziro Vasconcelos Carneiro. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, v. 3, n. 19, 07 jan. 2010. Disponível em: http://www.cileite.com.br/publicacoes/arquivos/2010_01_Indicadores_leite.pdf. Acesso em: 19 de janeiro de 2010.

SALÉH, B.; CAMPOS, C.; FIGUEIREDO, J. Levantamento de parâmetros cinéticos medidos em reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) em escala-piloto tratando efluentes de laticínio - DOI: 10.4025/actascitechnol.v31i1.823. **Acta Scientiarum. Technology**, Brasil, 31 abr. 2009. Disponível em: <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciTechnol/article/view/823/823>. Acesso em: 23 de maio de 2010.

SALMINEN, E. e RINTALA, J. Anaerobic Digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review. **Bioresource Technology**, v.83, p.13-26. 2002.

SÁNCHEZ-CARRILLO, S. ; ÁLVAREZ- COBELAS, M; BENÍTEZ, M. A simple method for estimating water loss by transpiration in wetlands. **Hydrological Sciences Journal-des Hydrologiques** . v.46, n.4, p. 537-552. August/2001.

SARAIVA et al. Subsídios para o uso sustentável da água em uma indústria de laticínio de pequeno porte: avaliação do consumo e geração de efluentes. Resumos do VI CBA e II CLAA. **Rev. Bras. de Agroecologia**, v. 4, n.2, 2009.

SCHULZ, G. Tratamento de efluentes com plantas aquáticas enraizadas regionais. Universidade Federal de Pelotas, Trabalho de Conclusão de curso, 70p. Pelotas, 1999.

SEBRAE-MG. **Pesquisa tecnológica para controle ambiental em pequenos e médios laticínios de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 1998. v. 1.

SEETHA, N.; BHARGAVA, R.; KUMAR, P. Effect of organic shock loads on a two-stage activated sludge-biofilm reactor. **Bioresource Technology**, New York, v. 101, n. 9, p.3060-3066, jan. 2010.

SEZERINO, P. H. & PHILIPPI, L. S. “Tratamento de esgotos usando filtros plantados com macrófitas”. **Saneamento Ambiental**, n. 95, maio/junho de 2006, p. 40-45.

SEZERINO, P. H.; et al. **Wetlands como polimento de efluentes de lagoas de estabilização de dejetos de suínos - início de operação. Proceedings.....**: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, 2002, Vitória: ABES, 2002. CD Rom

SILVA, Edu M. da; ROSTON, Denis M.. Treatment of milking parlor effluent: stabilization ponds followed by constructed wetland. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 30, n. 1, Feb. 2010 . Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010069162010000100007&lng=en&nrm=iso. Acesso em 25 de março de 2010.

SMITH, E.; et al. Year-round treatment of dairy wastewater by constructed wetlands in Atlantic Canada. **Wetlands**, v.26, n.2, p.349-357, 2006.

SMITH, L. L. Overtraining, excessive exercise and altered immunity: Is This a THelper-1 Versus T Helper-2 Lymphocyte Response? **Sports Medicine**, Texas, v. 33, n. 5, p. 347-364, 2003.

SOUSA, C.R. **Dinâmica e gestão ambiental em Agroindústrias: uma análise sob a ótica da teoria das representações sociais**. Dissertação (Mestrado em Administração)- Universidade Federal de Lavras. Lavras. 173p, 2003.

SOUSA, J. T. de et al . Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 3, Sept. 2005 . Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522005000300011&lng=en&nrm=iso. Acesso em 28 de fevereiro de 2010.

SOUSA, J. T. de et al . Utilização de “wetland” construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, Dec. 2004. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141341522004000400004&lng=en&nrm=iso. Acesso em 07 de fevereiro de. 2010.

SOUSA, J. T. de, VAN HAANDEL, A.C . GUIMARÃES, A.V.A . Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. **Water Science and Technology**, v.48, n.6, p. 295-299, 2003.

SOUSA, J. T. Post-treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems. **Water Science and Technology**, v.44, n.4, p.213-219, 2001.

SOUSA, L. E. L; BERNARDES, R. S. **Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados**, Simpósio Italo-Brasiliiano de Ingenierfa Sanitaria-Ambientale, 3, **Anais...** ABES: Gramado - RS, v.1, n.9. 1996.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica Sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas o Brasil, baseado em APGII**. 2 ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2008.

SRINIVASAN, G.; SUBRAMANIAM, R.; KUMAR, V. Nehru. Kinetic evaluation of fixed film fixed bed anaerobic reactor by using dairy wastewater. **American-urasian Journal Of Scientific Research**, v. 3, n. 4, p.213-219, 2009. Disponível em: <<http://www.idosi.org/aejstr/4%282%2909/8.pdf>>. Acesso em: 01 mar. 2009.

SRINIVASAN, G.; SUBRAMANIAN, R.; KUMAR, V. Nehru. A Study on Dairy Wastewater Using Fixed-Film Fixed Bed Anaerobic Diphasic Digester. **American-urasian Journal Of Scientific Research**, v. 2, n. 4, p.89-92, 2009.

STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 20 ed. New York: American Public Health Association, 1998.

STOTT, R.; MAY, E.; MARA, D.D. Parasite removal by natural wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 97-104, 2003.

STRYDOM, J.P.; MOSTERT, J.F.; BRITZ, T.J. Two-phase anaerobic digestion of different dairy effluents using a hybrid bioreactor. **Water SA**, Adelaide, v.23, n.2, p. 151-155, 1997. Disponível em: <http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA>. Acesso em: 21 de junho de 2007.

TANNER, C.C. et al. Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed. **Water Science and Technology**, v.40, n.3, p.147-154, 1999.

TAWFIK, A., SOBHEY, M., BADAWEY, M. Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system), **Desalination** 227, p. 167–177. 2008.

TIMOFIECSYK, F. R. et al. **Minimização de resíduos em indústria de alimentos**. In: Boletim do Centro de Pesquisa e Processamento de Alimentos. Vol. 18, nº2 jul/dez p. 221-235, 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. Constructed wetlands treatments of municipal wastewaters. EPA/625/r-99/010, Cincinnati, Ohio. 152 p. September/1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. Design manual on constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. EPA/625/1-88/022, CERL, Cincinnati – OH/USA, 83 p, 1988.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. Manual: Constructed wetlands treatment of municipal wastewater. Cincinnati, Ohio: **Usepa**, Office of Research and Development, 2000. (EPA/625/R-99/010). Disponível em: http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/Design_Manual2000.pdf. Acesso em: 15 de setembro de 2008.

VALENTIM, M.A.A. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. 2003. 210 f. Tese

(Doutorado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola da Unicamp, Campinas, 2003.

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

VANDERZAAG, A.C., et al. Ammonia emissions from surface flow and subsurface flow constructed wetlands treating dairy wastewater. **Journal of Environmental Quality** 37(6):1-9.2008.

VIDAL, G. et al. Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. **Bioresource Technology**, New York, v. 74, n. 3, p.231-239, 18 abr. 2000.

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

VYMAZAL, J. (b) **"Removal of BOD5 in constructed wetlands with horizontal flow subsurface: Czech Experience"**. **Proceedings.....**: 6th: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, CEA/UNESP e IAWQ, Águas de São Pedro/SP, V. 1, pp. 167-175, 27 set. a 02 de out. 1998.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 1, p.1-17, 08 jan. 2009. (b)

VYMAZAL, J.. Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic- state of the art. **Water Science And Technology**, v. 32, n. 3, p.357-364, 1995.

VYMAZAL, J.. Constructed Wetlands, Surface Flow. **Encyclopedia Of Ecology**, n. , p.765-776, 2008.

VYMAZAL, J.. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p.478-490, 01 dez. 2005.

VYMAZAL, J. Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech Republic. **Environmental Pollution**, v.157, n.4, p. 1186-1194, 2009.

WASTEWATER. Vienna: UNIDO, 1999. Disponível on line no site UNIDO. <http://www.unido.org/ssites/env/sectors/sectors23ab.html>.

WOLVERTON, B. C. **Aquatic plant / microbial filters for treating septic tank effluent**, Chattanooga, International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, p. 173-177, 1988.

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

YAN, J.Q., LIAO, P.H., LO, K.V. Metane Production from cheese whey. **Biomass** 17: 185-202. 1988.

YILMAZER, G., YENIGUN, O. Two-phase anaerobic Treatment of cheese whey. **Water Science Technology** 40(1):289-295. 1999.

ZANELLA, L. **Partida de um reator compartimentado híbrido anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário.** 1999. 1 v. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Unicamp, Campinas, 1999.

ZANELLA, Luciano. **Plantas Ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte.** 2008. 213 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

9. ANEXO

Tabela 5.15: Concentração média de Sólidos Totais nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L⁻¹)	5%
Bruto	27,49	a*
Entrada do RAC	3,59	b
Saída do RAC	2,14	b
Saída do LC 1	1,74	b
Saída do LC 2	1,03	b

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Tabela 5.16: Concentração média de SDF nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L⁻¹)	5%
Bruto	3,21	a*
Entrada do RAC	1,38	a
Saída do RAC	0,95	a
Saída do LC 1	0,96	a
Saída do LC 2	0,92	a

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Tabela 5.17: Concentração média de SDV nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L⁻¹)	5%
Bruto	24,80	a*
Entrada do RAC	2,86	b
Saída do RAC	1,64	b
Saída do LC 1	1,80	b
Saída do LC 2	0,81	b

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Tabela 5.18: Concentração média de STF nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L⁻¹)	5%
Bruto	3,96	a*
Entrada do RAC	1,38	a
Saída do RAC	0,96	a
Saída do LC 1	1,03	a
Saída do LC 2	0,93	a

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Tabela 5.19: Concentração média de STV nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L⁻¹)	5%
Bruto	27,71	a*
Entrada do RAC	3,75	b
Saída do RAC	1,77	b
Saída do LC 1	1,83	b
Saída do LC 2	0,84	b

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Tabela 5.20: Concentração média de SSF nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L⁻¹)	5%
Bruto	0,02	a*
Entrada do RAC	0,008	a
Saída do RAC	0,02	a
Saída do LC 1	0,008	a
Saída do LC 2	0,008	a

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.

Tabela 5.21: Concentração média de SSV nos pontos de amostragem.

Resíduo	Médias originais (mg.L⁻¹)	5%
Bruto	1,38	a*
Entrada do RAC	0,53	ab
Saída do RAC	0,15	b
Saída do LC 1	0,12	b
Saída do LC 2	0,02	b

*Médias seguidas por letras distintas diferem entre si ao nível de significância indicado.