

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

ERIKA NOGAMI IVANAGAVA

**AVALIAÇÃO DA PARTIDA DE UM REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO
ASCENDENTE COM DECANTADOR DO TIPO LAMINAR APLICADO AO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SUINOCULTURA DE UMA
PEQUENA PROPRIEDADE RURAL**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA
2014

ERIKA NOGAMI IVANAGAVA

**AVALIAÇÃO DA PARTIDA DE UM REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO
ASCENDENTE COM DECANTADOR DO TIPO LAMINAR APLICADO
AO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SUINOCULTURA DE UMA
PEQUENA PROPRIEDADE RURAL**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à disciplina TCC2, do Curso
Superior de Engenharia Ambiental da
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná, Campus Londrina.

Orientador: Prof. MSc. Bruno de Oliveira
Freitas.

LONDRINA

2014

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que permitiu que tudo isso acontecesse, ao longo de minha vida, e não somente nestes anos como universitária.

Aos meus pais, pelo amor, incentivo, dedicação e apoio incondicional. Por me confortarem a cada resultado diferente do esperado, e pela confiança de que ao final, o esforço seria recompensado.

Aos meus familiares, por todos os bons momentos, e toda a compreensão.

Ao meu namorado, amigo e companheiro Bruno Paccola Meirelles por todo o amor, paciência e dedicação. Por estar sempre presente, dando puxões de orelha quando necessário, e pelas preciosas observações.

Aos grandes amigos que fiz durante este curso, por todas as noites em claro, desespero conjunto e claro, por todos os momentos de descontração e companheirismo. Sem vocês, tudo seria tedioso.

Ao caseiro da propriedade rural, senhor “Jaci”, sempre disposto a me ajudar.

À companheira Ana Paula Cosso, por todo o auxílio, ensinamento e paciência nos longos dias de análise no laboratório.

À Universidade pelo suporte, e oportunidade de realizar o curso.

Aos professores do curso pelos ensinamentos passados, sempre atenciosos, e que colaboraram para a minha formação.

Ao meu Orientador, Prof. MSc. Bruno de Oliveira Freitas, meu sincero agradecimento pela orientação, apoio e empenho dedicados à elaboração deste trabalho.

A todos que direta ou indiretamente fizeram parte da minha formação, o meu muito obrigado.

“Agradeço todas as dificuldades que enfrentei; não fosse por elas, eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar. Mesmo as críticas nos auxiliam muito.”

Chico Xavier

RESUMO

IVANAGAVA, E. N. **Avaliação da partida de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com decantador do tipo laminar aplicado ao tratamento de efluente de suinocultura de uma pequena propriedade rural.** 2014. 75 f. Monografia (Graduação) – Curso superior em Bacharelado de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

A suinocultura vem recebendo grande atenção dos órgãos de fiscalização ambiental quanto à produção confinada, devido ao elevado potencial poluidor e problemas de saúde pública relacionados com a geração de águas residuárias deste tipo de atividade. Sistemas de tratamento anaeróbio se destacam por serem processos de baixo custo de implantação e operação e por possuírem tolerância a elevadas cargas orgânicas, conferindo grande potencial de aplicabilidade no tratamento de dejetos animais. Desta forma, o presente trabalho buscou avaliar o desempenho de um Reator UASB com adaptação de um Decantador Laminar para tratamento de dejetos de suínos de uma pequena propriedade rural. Encontraram-se, para o afluente do reator, afluente do decantador e efluente do reator, respectivamente, concentrações médias de alcalinidade parcial de 73,95 mg/L, 70,22 mg/L e 71,27 mg CaCO₃/L e relação AI/AP de 0,304, 0,258 e 0,231. O pH afluente e efluente do reator se mantiveram dentro do esperado, 7,83 e 8,00 respectivamente. A DQO Bruta afluente e efluente apresentaram concentrações de 627,3 mg/L e 322,89 mg/L, com uma eficiência de 42,47%, enquanto a DQO Filtrada apresentou concentrações médias de 462,3 mg/L e 331,2 mg/L, e eficiência de 17,02%. As eficiências de remoção dos ST, STF, STV, SST, SSF e SSV foram de 22, 16, 22, 42, 48 e 54%, respectivamente. Foram realizadas análises de SSV para monitorar o perfil do reator, obtendo 146 mg/L, 295 mg/L e 285 mg/L para os pontos L1, L2 e L3 respectivamente. Logo nas primeiras semanas de funcionamento houve uma redução brusca na concentração de SSV, devido a um arraste da biomassa juntamente com o efluente de saída (P3), afetando o funcionamento do reator. Devido provavelmente a diminuição da biomassa, o reator apresentou baixa eficiência, porém, com um maior tempo de monitoramento e correta operação, este sistema apresentaria ótimos resultados.

Palavras chave: Decantador Laminar. Efluente suinocultura. Reator UASB. Tratamento de efluentes

ABSTRACT

IVANAGAVA, E. N. **Evaluation of departure of an upflow anaerobic sludge blanket reactor with laminar decanter applied to the process of swine effluent at a small rural property.** 2014. 75 f. Monografia (Graduação) – Curso superior em Bacharelado de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

The swine production is getting great attention of the environmental inspections agencies about the confined production, due to the high potential polluter e public health issues related to wastewater from this activity. Anaerobic treatment systems stand by being low-cost implementation and management process and by having tolerance to high organic loads giving great potential for applicability in the treatment of animal waste. Therefore the present paper seek to evaluate the performance of an UASB reactor with a Laminar Decanter modification to treat swine waste at a small rural property. Were found average concentrations of partial alkalinity to the reactor affluent, decanter affluent and reactor effluent, respectively, average 73,95 mg/L, 70,22 mg/L and 71,27 mg CaCO₃/L and relation IA/PA of 0,304, 0,258, 0,231. The pH affluent and effluent from the reactor remained within the expected, 7,83 and 8,00, respectively. The gross COD affluent and effluent had concentrations 627,3 mg/L and 322,89 mg/L, with an efficiency of 42,47% while the filtered COD had average concentrations of 462,3 mg/L and 331,2 mg/L, with an efficiency of 17,02%. The efficiencies of removal of TS, TFS, TVS, TSS, FSS and VSS were 22, 16, 22, 42, 48 and 54% respectively. Analyzes of SSV were conducted to monitor the reactor profile, obtaining values of 146 mg/L, 295 mg/L and 285 mg/L to the point L1, L2 and L3 respectively. At the first weeks of operation happened an abrupt reduction on the concentration of VSS, due to biomass drag along with the exit effluent (P3), affecting the reactor operation. Probably due to the biomass reduction, the reactor had low efficiency, however with longer monitoring time and correct management, this system would have great results.

Palavras chave: Laminar Decanter. Swine effluent. UASB reactor. Effluent treatment.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1 - Rotas Metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia. | 23 |
| Figura 2 - Biodigestor Indiano | 33 |
| Figura 3 - Biodigestor Chinês..... | 34 |
| Figura 4 - Representação Esquemática de uma lagoa anaeróbia..... | 35 |
| Figura 5 - Desenho Esquemático de um reator UASB | 37 |
| Figura 6 - Geometria e Fluxo de Decantador Laminar Contracorrente | 41 |
| Figura 7 - Funcionamento do Decantador Laminar. | 41 |
| Figura 8 - Vista aérea da propriedade rural em Londrina – PARANÁ, com a instalação dos suínos delimitada em vermelho, e o futuro sistema piloto delimitado em amarelo. | 42 |
| Figura 9 - Esterqueira da Propriedade Rural..... | 43 |
| Figura 10 - Bombonas utilizadas no experimento (Flange de Borracha e parafusos para vedação do reator)..... | 44 |
| Figura 11 - Montagem do Decantador Laminar..... | 44 |
| Figura 12 - Vista lateral do Decantador Laminar. | 45 |
| Figura 13 - Projeto do Decantador Laminar. | 45 |
| Figura 14 - Decantador Laminar inserido no Reator UASB..... | 46 |
| Figura 15 - Projeto Reator UASB + Decantador Laminar..... | 46 |
| Figura 16 – Reator UASB montado na propriedade rural..... | 47 |
| Figura 17 – Reator Montado mostrando o detalhe da tubulação de retorno..... | 48 |
| Figura 18 - Ponto de Coleta P3 do experimento. | 49 |
| Figura 19 – Fluxograma do sistema de tratamento implantado na pequena propriedade. .. | 49 |
| Figura 20 - Coleta da Biomassa na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Esperança. .. | 51 |
| Figura 21 – Variação do pH nos pontos 1, 2 e 3. | 56 |
| Figura 22 – Variação da Alcalinidade Parcial dos pontos 1, 2 e 3 ao longo do tempo..... | 57 |
| Figura 23 – Variação da Alcalinidade Total dos pontos 1, 2 e 3 ao longo do tempo..... | 57 |
| Figura 24 - Relação AI/AP no período do experimento. | 58 |

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 25 – Perfil da Concentração da DQO Filtrada. | 59 |
| Figura 26 - Gráfico da Eficiência de Remoção da DQO Filtrada. | 60 |
| Figura 27 – Perfil da Concentração da DQO Bruta. | 61 |
| Figura 28 - Gráfico da Eficiência de Remoção da DQO Bruta..... | 62 |
| Figura 29 - Variação das concentrações afluente e efluente de Sólidos Totais (ST) para a entrada e saída do reator, ao longo do experimento. | 64 |
| Figura 30 - Variação das concentrações afluente e efluente dos Sólidos Totais Fixos e Voláteis (STF e STV) para a entrada e saída do reator, ao longo do experimento..... | 65 |
| Figura 31 - Variação das concentrações afluente e efluente de Sólidos Suspensos Totais (SST) para a entrada e saída do reator, ao longo do experimento..... | 66 |
| Figura 32 - Variação das concentrações afluente e efluente de sólidos suspensos fixos e voláteis para a entrada e saída do reator, ao longo do tempo..... | 67 |
| Figura 33 - Perfil da Biomassa em termos de SSV. | 68 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabela 1 – Produção média diária de esterco (kg), esterco + urina (kg) e dejetos líquidos (L), por animal por fase. | 18 |
| Tabela 2 - Parâmetros de Dejetos Brutos de Suínos. | 20 |
| Tabela 3 - Parâmetros de Dejetos Brutos de Suínos. | 20 |
| Tabela 4 - TDH para projetos de reatores UASB. | 30 |
| Tabela 5 - - Critérios Típicos de Projeto de Lagoas Anaeróbias. | 36 |

LISTA DE SIGLAS

AI – Alcalinidade Intermediária
AP – Alcalinidade Parcial
AT – Alcalinidade Total
AGV – Ácidos Graxos Voláteis
APHA – American Public Health Association
CHV – Carga Hidráulica Volumétrica
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV – Carga Orgânica Volumétrica
CRA – Caixa de Areia
CWA – Clean Water Act
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
DQOa – Demanda Química de Oxigênio Afluente
DQOe – Demanda Química de Oxigênio Efluente
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
IAP – Instituto Ambiental do Paraná
LAF – Lagoa Aerada Facultativa
PE – Peneira Estática
PVC – Cloreto de Polivinila
Q – Vazão
RAC – Reator Anaeróbio Compartimentado
S – Concentração do Substrato
SAAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto
Sta – Sólidos Totais Afluente
Ste – Sólidos Totais Efluente

ST – Sólidos Totais

STF – Sólidos Totais Fixos

STV – Sólidos Totais Voláteis

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSF – Sólidos Suspensos Fixos

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

TAE – Tanque de Acidificação e Equalização

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

UFLA – Universidade Federal de Lavras

UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

UASB – Sigla em inglês para Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (Up Flow Anaerobic Sludge Blanket)

V – Volume

SUMÁRIO

| | | |
|----------|-----------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 13 |
| 2 | OBJETIVOS | 15 |
| 2.1 | OBJETIVOS GERAIS | 15 |
| 2.2 | OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 15 |
| 3 | REFERENCIAL TEÓRICO | 16 |
| 3.1 | PROBLEMÁTICA DOS DEJETOS SUÍNOS | 16 |
| 3.1.1 | Caracterização dos dejetos de suínos | 17 |
| 3.2 | DIGESTÃO ANAERÓBIA PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES | 20 |
| 3.2.1 | Tratamento de Efluentes por Processo Anaeróbio. | 21 |
| 3.2.2 | Vias metabólicas na degradação anaeróbia | 23 |
| 3.2.3 | Fatores Ambientais que Influenciam na Degradação Anaeróbia | 26 |
| 3.2.4 | Parâmetros de Projeto. | 27 |
| 3.3 | TECNOLOGIAS ANAERÓBIAS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA | 31 |
| 3.3.1 | Digestor Anaeróbio | 32 |
| 3.3.2 | Lagoa Anaeróbia | 34 |
| 3.3.3 | Reator UASB | 36 |
| 3.4 | DECANTADOR LAMINAR | 39 |
| 4 | MATERIAL E MÉTODOS | 42 |
| 4.1 | CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL | 42 |
| 4.2 | SISTEMA PILOTO (Reator UASB + Decantador Laminar) | 43 |
| 4.2.1 | Montagem do Aparato Experimental | 43 |
| 4.2.2 | Operação do Reator UASB + Decantador Laminar | 49 |
| 4.3 | INÓCULO | 50 |
| 4.4 | AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO REATOR NA REMOÇÃO DE DQO E SÓLIDOS TOTAIS | 51 |
| 4.5 | ANÁLISES DOS DADOS | 52 |
| 5 | RESULTADOS | 55 |
| 5.1 | pH | 55 |
| 5.2 | ALCALINIDADE PARCIAL E TOTAL | 56 |
| 5.3 | DQO | 58 |
| 5.4 | SÉRIE DE SÓLIDOS | 63 |
| 6 | CONCLUSÕES | 69 |
| | REFERÊNCIAS | 70 |

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura brasileira é uma atividade realizada predominantemente em pequenas propriedades rurais e importante do ponto de vista socioeconômico (NETO, 2007). Até a década de 70, os dejetos suínos não constituíam um fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e o solo tinha a capacidade de absorver os dejetos gerados (BORDIN et. al., 2005). Com o desenvolvimento da suinocultura e a crescente tendência pela adoção de sistemas confinados de produção, grande quantidade de dejetos passaram a ser gerados, destacando esta nova problemática ambiental (SINOTTI, 2005).

A criação intensiva de suínos tem causado grandes problemas ambientais em algumas regiões do Brasil (NETO, 2007). A causa principal da poluição é o lançamento direto do esterco suíno sem o devido tratamento em áreas onde não se tem uma demanda suficiente por nutrientes, como os cursos d'água. Esta má disposição dos dejetos suínos têm acarretado desequilíbrios ecológicos, e problemas como a lixiviação e percolação de dejetos (DIESEL, 2013; NETO, 2007).

Os dejetos suínos são resíduos altamente poluidores, com altas cargas de nutrientes, matéria orgânica e patógeno. O manejo inadequado de tais resíduos pode ocasionar contaminação das águas superficiais e subterrâneas, poluição do solo e do ar, e vem ganhando mais espaço nas discussões sobre a preservação ambiental (KUNZ, 2005, p. 652; DAGA, 2007).

Um evento significativo na área de gerenciamento de efluentes líquidos foi a Federal Water Pollution Control Act Amendments de 1972 (Lei Pública 92-500) também denominada de Clean Water Act (CWA). A CWA apresentou objetivos específicos e metas quanto ao controle de poluição das águas. Ao nível nacional, o Brasil não possui uma legislação específica aplicável ao setor, apenas normas e recomendações que interferem na produção da atividade, como a Resolução nº 357/2005 do CONAMA que classifica os corpos d'água e estabelece os padrões de qualidade das águas e estabelece os padrões de lançamento de efluente. A Resolução 430/2011 dispõe sobre as condições e os padrões de lançamento de efluentes, complementando a Resolução nº 357/2005 (PEREIRA, 2010; SERAFIM, 2012).

Pesquisas relatam inúmeros processos de tratamentos e/ou aproveitamento de resíduos orgânicos, destacando os processos biológicos, tanto os aeróbios (lodo ativado, lagoas de estabilização aeróbia, etc.), quanto os anaeróbios (biodigestores, lagoas de estabilização anaeróbia, etc.) para o tratamento de efluentes (FERNANDES JÚNIOR¹, 2001 apud DAGA et al., 2007).

O reator Up Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB), que no Brasil ficou conhecido como Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo é uma tecnologia anaeróbia aplicada a uma grande variedade de águas residuárias, que pode ser construído e operado de forma a minimizar os custos do tratamento com baixa produção de sólidos. Contudo, como outros tipos de tratamentos anaeróbios, o reator UASB também está sujeito à limitação relacionada à concentração de sólidos suspensos totais (SST) do afluente, o que tem prejudicado a sua indicação para tratamento de águas residuárias agropecuárias, como as de suinocultura (RODRIGUES, 2009).

O decantador com regime laminar, também conhecido como decantador tubular ou de alta taxa apresenta a vantagem da redução do tempo de detenção do efluente nos decantadores, ou seja, aceita uma taxa de aplicação hidráulica maior, além da eficiência igual ou superior aos decantadores convencionais (GOMES, 2010).

Por possuírem elevada concentração de material carbonáceo, os dejetos suínos necessitam que os tratamentos possuam a característica de alta remoção de matéria orgânica. Para auxiliar o tratamento do reator UASB, o trabalho fará a adaptação de um decantador de alta taxa para melhorar a remoção dos sólidos e matéria orgânica.

¹FERNANDES JÚNIOR, A. Tratamentos físicos e biológicos da manipueira. In: CEREDA, M.P.(Coord.) *Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca*. São Paulo:Fundação Cargill, 2001. v.4, cap.10, p.138-50.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS GERAIS

Avaliar o desempenho de um reator UASB com adaptação de um decantador laminar, em escala piloto, implantado em uma pequena propriedade rural.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Foram objetivos específicos do presente trabalho:

- Implantar o sistema piloto composto por reator UASB + Decantador Laminar;
- Avaliar a remoção da matéria orgânica por meio da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a remoção de sólidos;

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 PROBLEMÁTICA DOS DEJETOS SUÍNOS

Os dejetos das propriedades agrícolas são responsáveis por elevados índices de poluição da água, do solo e do ar. Muitas vezes os dejetos não são manejados de acordo com a Legislação Ambiental e acabam colocando em risco a sustentabilidade e expansão da atividade suinícola além de trazer risco à saúde dos moradores da região.

Países como a Holanda, França, Alemanha e Estados Unidos da América perceberam que os custos para despoluir o meio ambiente são muito maiores que os benefícios econômicos da atividade, e por esta razão decidiram estabelecer suas produções em outros países. O uso indiscriminado de dejetos de suínos no solo traz grandes preocupações para os produtores e para os ambientalistas, uma vez que os nutrientes presentes nos dejetos oferecem riscos para saúde da população. (BEZERRA, 2005)

A suinocultura no Paraná é uma atividade bastante presente em grande parte de pequenas propriedades agrícolas, empregando basicamente mão-de-obra familiar, sendo fonte de renda e de estabilidade social para muitas famílias. É uma atividade bastante antiga no Estado do Paraná, conseqüentemente, apresentando sérios problemas em relação ao atendimento dos critérios exigidos pela atual Legislação Ambiental. (BEZERRA, 2005)

A principal causa da poluição nas regiões com altas concentrações de suínos se deve ao lançamento dos dejetos no solo e em cursos d'água, sem nenhum tipo de tratamento prévio. Este lançamento inadequado de dejetos ocasiona desequilíbrios ecológicos e poluição, acarretando redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água, disseminação de patógenos e contaminação das águas potáveis com amônia, nitratos e outros elementos tóxicos (DIESEL, 2002).

Outro tipo de poluição que a suinocultura intensiva acarreta, é a poluição do ar, associada ao problema do odor desagradável dos dejetos. A emissão de gases

tóxicos podem causar danos nas vias respiratórias do homem e dos animais, promover o aparecimento de enfermidades, além dos fenômenos relacionados à poluição atmosférica com a emissão de gases que contribuem para o efeito estufa e formação de chuvas ácidas que através de descargas de amônia na atmosfera, contribuem para o aquecimento global (DIESEL, 2013; SINOTTI, 2005).

O Paraná, ao lado de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, é um dos estados detentores do maior rebanho de suínos do Brasil. A região oeste do Paraná em particular, detém o maior plantel de suínos do Estado, abrigando cerca de 1,67 milhões de suínos, com a produção média diária de água residuária de 14.362 m³ apenas no ano de 2003. Os suinocultores se depararam com o aumento dos plantéis ocasionando maior volume de resíduos excedentes em pequenas áreas e, por consequência, uma contribuição direta na degradação dos recursos naturais (BLEY Jr². et al., 2004 apud SCHWANTES, 2013)

Segundo Bley Jr (2000), um suíno de 60 kg produz 0,136 kgDBO₅/dia, o que em termos comparativos, corresponde a quatro vezes o equivalente populacional humano. Ou seja, em termos de esgoto, um estabelecimento de suinocultura com mil animais em terminação estaria produzindo o equivalente a uma cidade de 4 mil habitantes. A compreensão da magnitude desta problemática, fez com que os suinocultores passassem a prestar mais atenção e buscassem o tratamento dos dejetos.

Para que a contaminação do solo e dos cursos d'água seja minimizada nas propriedades rurais verifica-se a necessidade de construção de instalações para realização de tratamento dos dejetos produzidos. Existem diversos tratamentos que podem ser adotados visando reduzir os danos ao meio ambiente, cujos produtos podem ser aproveitados na própria propriedade rural, tornando-a mais sustentável e com menos problemas de contaminação do ambiente por dejetos animais. (PA LOVATTO, [s.d.]; REBONATO, 2012)

3.1.1 Caracterização dos dejetos de suínos

²BLEY JR, C.; ALBERTON, G. C.; SOUZA, M. L. P.; FOWLER, R. B., MOTTA, A. C. V. C.; DIONISIO, J. A. Manual de gestão ambiental na suinocultura. Curitiba: Convenio MMA – PNMAII/SEMA/IAP/FUNPAR. 2004, 166p.

O conhecimento das características dos dejetos dos animais é de extrema importância para o desenvolvimento de projetos de sistemas de tratamento e para avaliação das consequências negativas do manejo e da disposição inadequada dos resíduos, tendo em vista que um considerável volume produzido e lançado resulta em consequências danosas ao meio ambiente (SOUZA et al., 2009).

De forma geral, pode-se caracterizar os dejetos suínos como sendo um resíduo escuro, com cores variando em tons de cinza, marrom ou preto. Apresentam características físico-químicas e biológicas bastante variáveis, sempre com elevadas concentrações orgânicas. Possui odor desagradável e uma consistência líquido ou pastosa. É composto por sólidos em suspensão, sedimentáveis e dissolvidos. Sua caracterização pode ainda variar em função de fatores como espécie, sexo, tamanho e atividade dos animais além de condições ambientais como temperatura, umidade do ar, e alimentação fornecida (SOUZA, 2009). A Tabela 1 a seguir mostra de forma geral, a variação quantitativa de dejetos conforme a categoria dos animais

Tabela 1 – Produção média diária de esterco (kg), esterco + urina (kg) e dejetos líquido (L), por animal por fase.

| CATEGORIA | ESTERCO (kg/dia) | ESTERCO+URINA (kg/dia) | DEJETOS LÍQUIDOS (l/dia) |
|------------------------------------------|---------------------|---------------------------|-----------------------------|
| 25 - 100 kg | 2,3 | 4,9 | 7 |
| PORCAS REPOSIÇÃO COBRIÇÃO E GESTANTES | 3,6 | 11 | 16 |
| PORCAS EM LACTAÇÃO COM LEITÕES | 6,4 | 18 | 27 |
| MACHO | 3 | 6 | 9 |
| LEITÕES | 0,35 | 0,95 | 1,4 |
| MÉDIA | 2,35 | 5,8 | 8,6 |

Fonte: Adaptado de OLIVEIRA (1993).

Os dejetos suínos variam conforme a quantidade de urina que, por sua vez, depende diretamente da quantidade e água ingerida. “Suínos em crescimento e terminação consomem em média 5,5 litros de água/animal/dia,

produzindo em torno de 2,5 litros de urina por dia.” (MAMEDE³, 1980 apud BEZERRA, 2005). Além da urina, os dejetos suínos são constituídos por fezes, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pelos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo criatório. (HENN, 2005).

A quantidade e a composição dos dejetos animais está associada a vários fatores como porte do animal, tipo de alimentação, quantidade de água ingerida além do sistema de manejo adotado, podendo apresentar grandes variações nas concentrações de seus componentes, dependendo da diluição e da modalidade como são manuseados e armazenados (CAMPO, 2006; DIESEL, 2013, OLIVEIRA, 1993). De acordo com o sistema de manejo adotado na criação, a quantidade de água necessária para higienizar as instalações pode variar de 6 a 57 L/dia (Oliveira⁴, 2000 apud PEREIRA-RAMIREZ et al., 2004).

O dimensionamento de um sistema de manejo, tratamento e utilização dos dejetos, é determinado a partir do volume diário de dejetos produzidos. Porém, confirmando o que foi dito por Souza et al. (2009) e Oliveira (1993) verificou-se que esta não é uma tarefa fácil devido à heterogeneidade existente entre os criadores (diferenças de manejo, higiene, desperdícios, entre outros).

As Tabelas 2 e 3 a seguir mostram valores de parâmetros de dejetos bruto de suínos segundo o Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 2009) e segundo a pesquisa realizada por Schimidt (2002) respectivamente. Verifica-se que para os mesmos parâmetros, há valores destoantes, demonstrando a complexidade de se avaliar quimicamente o dejetos bruto suíno, devido ao fator diluição ser bastante variável (SINOTTI, 2005). Henn (2005) verificou que diversos autores obtiveram valores de concentração bastante diferentes devido aos variados tipos de instalação e diluição. Por isso, afirma que o ideal seja sempre caracterizar os resíduos da própria granja, pois os dejetos suínos são bastante mutáveis do ponto de vista físico-químico.

³MAMEDE, R. A . Consumo de água e relação água/ração para suínos em crescimento e terminação. Belo Horizonte, UFMG. Escola de Veterinária, 1980, 23p. Tese de Mestrado.

⁴OLIVEIRA, R. A.; LEITE, M. A. S.; LUCAS Jr, J. Effect of hydraulic loading rate and excess sludge discharge of two UASB reactors operated in series treating swine wastewater. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., 2000, Recife. **Anais...** Recife: UFPE, 2000, v. 02. p. 41-44.

Tabela 2 - Parâmetros de Dejeito Bruto de Suínos.

| PARÂMETROS | MÍNIMO | MÁXIMO | MÉDIA |
|----------------------------------------|--------|--------|-------|
| pH | 6,5 | 9 | 7,75 |
| DBO (mg/L) | 5000 | 15500 | 10250 |
| DQO (mg/L) | 12500 | 38750 | 25625 |
| Sólidos Totais (mg/L) | 12697 | 49432 | 22399 |
| Sólidos Voláteis (mg/L) | 8429 | 39024 | 16389 |
| Sólidos Fixos (mg/L) | 4268 | 10408 | 6010 |
| Sólidos Sedimentáveis (mg/L) | 220 | 850 | 429 |
| NTK (mg/L) (Nitrogênio Total Kjeldahl) | 1660 | 3710 | 2374 |
| Pt (Fósforo Total) | 320 | 1180 | 578 |

Fonte: EMBRAPA/CNPISA; KONZEN(1980); IAP apud IAP (2009)

Tabela 3 - Parâmetros de Dejeito Bruto de Suínos.

| PARÂMETROS | MÉDIA |
|-------------------------|-------|
| DBO (mg/L) | 7303 |
| DQO (mg/L) | 15639 |
| Sólidos Totais (mg/L) | 11857 |
| Sólidos Voláteis (mg/L) | 7897 |
| NT | 2000 |
| NO ₃ | 564 |
| NH ₄ | 910 |
| Pt (Fósforo Total) | 341 |

Fonte: SCHIMIDT et al. (2002)

3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES

O tratamento dos dejetos de animais pode ser realizado através da digestão anaeróbia com vantagens ao nível ambiental como também ao nível da exploração. Uma dessas vantagens é o aproveitamento do biogás gerado durante o processo que pode ser queimado para obtenção de calor ou transformado em energia elétrica, evitando assim a emissão de gases de efeito estufa, como o metano e o dióxido de carbono, para atmosfera (GUSMÃO, 2008).

A digestão anaeróbia é um processo biológico onde diversos grupos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promovem a

transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como o metano (CH_4), o gás carbônico (CO_2), água (H_2O), amônia (NH_3), gás sulfídrico (H_2S) e novas células bacterianas (CHERNICHARO, 1997; NETO, 2007).

Nos sistemas anaeróbios, verifica-se que grande parte do material orgânico biodegradável presente no despejo é convertida à metano (cerca de 50 a 70%), que acaba sendo removida da fase líquida e sai do reator na forma gasosa. Significativa parcela do material orgânico é convertida em biomassa microbiana (cerca de 10 a 30%), constituindo o lodo excedente do sistema. O lodo excedente é mais concentrado apresentando-se em menor quantidade e com melhores características de desidratação. Pequena quantidade do efluente não convertido em biogás ou em biomassa microbiana deixa o reator como material não degradado (5 a 15%) (CHERNICHARO, 1997, v.5, p. 25).

3.2.1 Tratamento de Efluentes por Processo Anaeróbio.

Henn (2005) e Neto (2007) esclarecem que a digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos é um processo bioquímico que utiliza a ação bacteriana para fracionar compostos complexos e produzir um gás combustível, denominado biogás, composto basicamente por gás metano (50 a 70%) e por gás carbônico (30%).

Além dos aspectos ambientais, de preservação do meio ambiente, e da redução na emissão de gases de efeito estufa, a produção de biogás pode agregar valor à produção, tornando-a auto sustentável economicamente, por meio da geração de energia térmica e elétrica, além da valorização do biofertilizante (LUCAS JUNIOR⁵, 1994 apud NETO, 2007, p. 11).

O processo anaeróbio é normalmente empregado como tratamento primário para a estabilização de efluentes com alta carga orgânica. Sua principal função é a degradação da matéria orgânica (Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio e Sólidos Suspensos Totais), por ação de bactérias, fungos e protozoários, envolvendo a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias (HENN, 2005, p. 69).

⁵LUCAS JÚNIOR, J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios**. 1994. 137 f. Tese (Livro-Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994.

A digestão anaeróbia envolve processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais e que dependem no mínimo de três grupos fisiológicos de microrganismos (CHERNICHARO, 1997, p. 31):

- i) Bactérias Fermentativas (ou acidogênicas): Estas são responsáveis por converterem através do processo de hidrólise e fermentação, os compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em compostos mais simples (ácidos orgânicos, hidrogênio e dióxido de carbono);
- ii) Bactérias Sintróficas (ou acetogênicas): Convertem os compostos orgânicos intermediários como propionato e butirato, em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono;
- iii) Microrganismos Metanogênicos: Etapa onde o acetato, e o hidrogênio produzidos nas etapas anteriores são convertidos em metano e dióxido de carbono.

A seguir, segue uma representação dos grupos microbianos e fases da digestão anaeróbia (Figura 01):

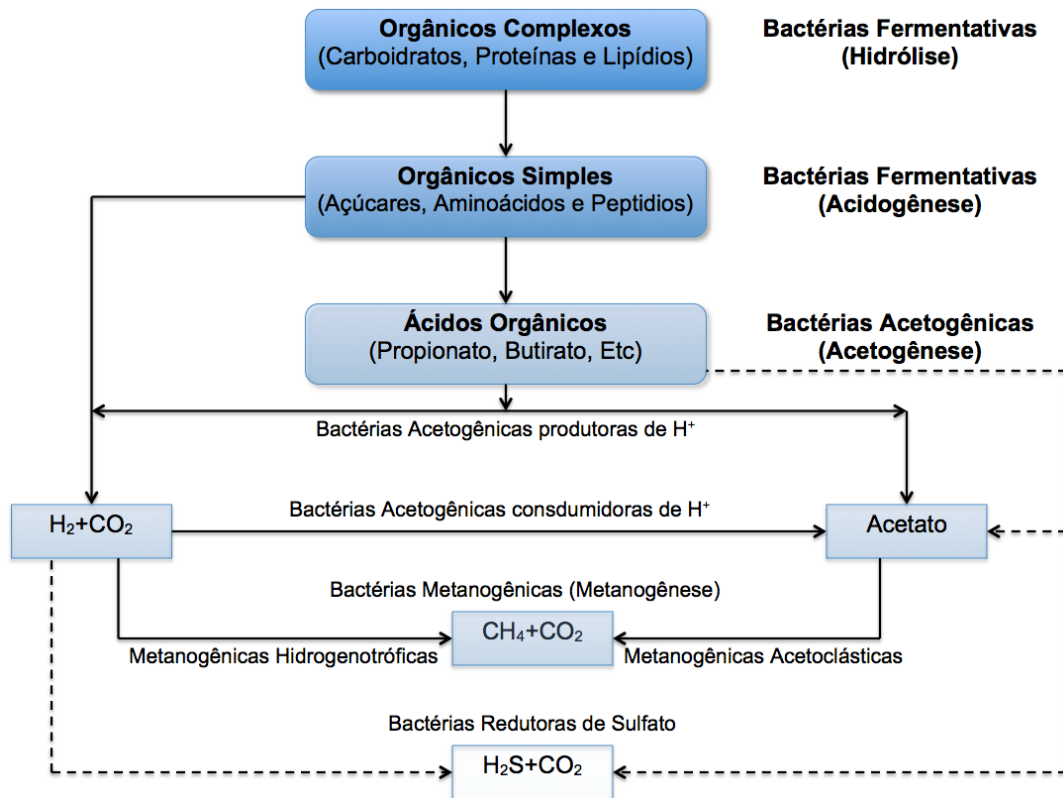


Figura 1 - Rotas Metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.
 Fonte: Adaptado de Lettinga et al. (1996) apud Chernicharo (1997), p. 40.

3.2.2 Vias metabólicas na degradação anaeróbia

Segundo NETO (2007, p. 12), alguns autores dividem o processo de digestão anaeróbia em três estágios - hidrólise de polímeros, fermentação e produção de metano, enquanto outros autores em quatro estágios: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese. As etapas da conversão anaeróbia de compostos orgânicos em metano e gás carbônico (CH_4 e CO_2) serão descritas abaixo:

a) Hidrólise

Os microrganismos não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, por este motivo, a primeira fase do processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros), em materiais

dissolvidos mais simples, ou seja, moléculas menores. Esta conversão em materiais dissolvidos acontece pela ação das exoenzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas (CHERNICHARO, 1997, v.5, p. 32; PIEROTTI, 2007).

A hidrólise dos polímeros usualmente ocorre de forma bastante lenta, pode ser considerada limitante no processo de digestão anaeróbia, e são vários os fatores que afetam o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado, como a temperatura operacional e o tempo de residência do substrato no reator, o tamanho das partículas, a composição do substrato, o pH do meio e a concentração de produtos da hidrólise (CHERNICHARO, 1997, v. 5, p. 32).

b) Acidogênese

Os produtos solúveis produzidos na hidrólise são metabolizados no interior das bactérias fermentativas, com conversão em diversos compostos mais simples, os quais são excretados pelas bactérias na forma química de substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis (AGV) de cadeias curtas, álcoois, ácido lático e compostos minerais como gás carbônico (CO_2), hidrogênio (H_2), amônia (NH_3) e sulfeto de hidrogênio (H_2S) (HENN, 2005, p. 53; CHERNICHARO, 1997, v. 5, p. 34).

A fermentação acidogênica é realizada por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória. Entretanto, algumas espécies são facultativas e podem metabolizar o material orgânico por via oxidativa. Isso é importante pois o oxigênio dissolvido, eventualmente presente, poderia se tornar uma substância tóxica para as bactérias arqueas metanogênicas caso não fosse removido pelas bactérias acidogênicas facultativas. (FORESTI et al, 1999; VAN HAANDEL & LETTINGA⁶, 1994 apud NETO, 2007).

c) Acetogênese

⁶VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate.** Chichester: John Wiley & Sons, 1994, 226 p.

A acetogênese é a conversão de produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono) (FORESTI et al., 1999).

As bactérias sintróficas acetogênicas são responsáveis por catabolizar o propionato, butirato e outros ácidos de cadeia longa (maiores que acetato), álcoois e compostos aromáticos (benzoatos), formando acetato, H_2 e CO_2 . Isto é importante, pois o propionato e o butirato em altas concentrações são responsáveis pela acidificação da digestão anaeróbia, prejudicando o processo (NETO, 2007, p.14).

A acidificação se dá pela formação de acetato que resulta na produção de grande quantidade de H_2 , fazendo com que o valor do pH no meio decresça. No entanto, a produção de acetato a partir de propionato e butirato é inibida pela presença de baixas concentrações de hidrogênio dissolvido e de acetato. Ou seja, as reações acetogênicas só poderão ocorrer se o hidrogênio e acetato forem mantidos em baixas concentrações (CHERNICHARO, 1997, v. 5, p. 35).

d) Metanogênese

O ácido acético, o gás carbônico (CO_2) e o hidrogênio (H_2) produzidos na acetogênese, são agora convertidos pelas arqueas metanogênicas em CH_4 e em CO_2 . Por ser um gás insolúvel em água, o CH_4 é facilmente removido do sistema (HENN, 2005, p.54).

O estágio da metanogênese é considerado limitante de todo o processo de estabilização, devido à baixa taxa de crescimento das arqueas metanogênicas. Desta forma, torna-se importante que sejam oferecidas ao meio as condições ideais para o desenvolvimento normal dessa população (NETO, 2007).

Estas bactérias utilizam um número limitado de substrato, compreendendo ácido acético, hidrogênio dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. Em função de sua afinidade por substrato e magnitude de produção de metano, as metanogênicas são divididas em dois grupos principais, um que produz metano a partir do ácido acético ou metanol (acetoclásticas) e o segundo que gera metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono (hidrogenotróficas) (CHERNICHARO, 1997, v. 5, p. 35).

e) Sulfetogênese

A redução biológica de sulfato em digestores anaeróbios em geral é considerada como um processo indesejável por duas razões: o sulfato oxida o material orgânico que poderia ser transformado em CH₄ e o transforma em gás sulfídrico, que é corrosivo e possui odor desagradável tanto à fase líquida quanto ao biogás. O gás sulfídrico pode ser tóxico para o processo de metanogênese (FORESTI et al., 1999).

A geração de sulfeto é um processo no qual o sulfato e outros compostos a base de enxofre são usados como aceptor de elétrons durante a oxidação da matéria orgânica. Durante este processo, os compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, com o auxílio de um grupo de bactérias anaeróbias estritas, nomeadas por bactérias redutoras de sulfato (CHERNICHARO, 1997, v. 5, p. 39).

As bactérias sulforedutoras são consideradas um grupo de microrganismos muito versátil, pois tem a capacidade de usar uma grande gama de substratos (hidrogênio, metanol, etanol, açúcares, entre outros). Quando em presença das bactérias sulforedutoras, há o desencadeamento de competição com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas, pelos substratos disponíveis. (CHERNICHARO, 1997, v. 5, p. 39)

3.2.3 Fatores Ambientais que Influenciam na Degradação Anaeróbia

Tanto as características físicas, quanto as químicas, interferem no crescimento microbiano, atuando como agentes seletivos. A digestão anaeróbia é um processo que requer intensa interação dos organismos fermentativos e metanogênicos. Desta forma, o sucesso do processo depende de um balanço delicado do sistema ecológico (CHERNICHARO, 1997, v.5, p. 76).

Schmitt (2006) expõe que entre os fatores físicos que afetam o crescimento microbiano, a temperatura é um dos mais importantes na seleção das espécies. Os microrganismos não conseguem controlar sua temperatura interna,

conseqüentemente, a temperatura no interior das células é determinada pela temperatura do ambiente externo.

Dada a grande diversidade de espécies microbianas, existem diversas gamas de temperatura ótima sendo que, para os processos anaeróbios, normalmente são consideradas três gamas de temperatura: psicrófila (<20°C); mesófila (20 e 45°C); e termófila (>45°C) (GONÇALVES, 2012, p. 29).

Segundo Carvalhal⁷ (1999, apud RITA, 2002, p.36), cada bactéria tem uma condição ótima de temperatura na qual apresenta a maior velocidade de crescimento em condições ideais, ou seja, à medida que a temperatura se afasta da temperatura ótima, o crescimento torna-se mais lento. Para qualquer microrganismo, existe uma temperatura máxima e mínima acima ou abaixo da qual não ocorre crescimento celular.

Embora elevadas temperaturas sejam desejadas, talvez seja mais importante a manutenção de uma temperatura uniforme dentro do reator, dado que o processo anaeróbio é considerado sensível à mudanças bruscas de temperatura, podendo provocar uma falha do processo. Chernicharo (1997, v.5, p. 81) sugere-se que limite usual seja de cerca de 2 °C por dia.

Outros fatores como o pH, a alcalinidade e os ácidos voláteis também são importantes para a digestão anaeróbia, e estão intimamente ligados entre si. Outro importante fator que interfere diretamente no sucesso de operação de um reator anaeróbio é a disponibilidade de nutrientes. Estes, devem ser fornecidos em quantidades suficientes para o crescimento microbiano. E, quando as concentrações de nutrientes não forem supridas deve-se haver uma compensação, como por exemplo, aplicar menos cargas ao sistema de tratamento, ou permitir que a eficiência do sistema seja reduzida (CHERNICHARO, 1997, v.5, p. 77; RAJESHWARI⁸ et al., 2000, apud COSTA, 2008).

3.2.4 Parâmetros de Projeto.

⁷CARVALHAL, M.L.C. (1999). Célula microbiana. In: IV CURSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS. Curso. Florianópolis - Santa Catarina, CBAB, MCT/CNPq, CPGEQ/UFSC, CDB, p.43.

⁸RAJESHWARI, chg; BAKRISHNAM, M. KANSAL, A.; LATA, K; KISHORE, V. V. N. State of the art of anaerobic digestion technology for industrial waste treatment. Renewable e Sustainable Energy Reviews, v.4, p.135 – 156, 2000.

Todos os processos biológicos de tratamento de efluente ocorrem num reator e, portanto, num volume definido por limites físicos específicos. Dantas et al. (2000) considera de extrema importância o conhecimento do comportamento hidrodinâmico de um reator, para estabelecerem-se os regimes de fluxo (fluxo pistão, fluxo mistura completa) e detectar a presença de divergências do fluxo no aparato do processo (detecção de zonas mortas, canais preferenciais, curtos-circuitos que reduzem a eficiência do reator).

Uma característica importante no tratamento anaeróbio, por meio de reatores de manta de lodo, é a sua habilidade em desenvolver e manter um lodo de elevada atividade e com ótimas características de sedimentação. Para que isso ocorra, algumas medidas em relação ao projeto e operação do sistema devem ser observadas (HAMERSKI, 2012)

Para que se possa obter o desempenho máximo dos reatores UASB, alguns autores apresentam valores referentes aos parâmetros de projeto, dentre os quais se destacam a Carga Hidráulica Volumétrica (CHV), Carga Orgânica Volumétrica (COV) e Tempo de Detenção Hidráulica (TDH). Estes critérios para projeto foram retirados de trabalhos de Di Bernardo et al. (1991) e Chernicharo (1997).

A Carga Hidráulica Volumétrica (CHV) equivale à quantidade em volume de efluentes aplicados diariamente ao reator, por unidade de volume do mesmo. Pode ser representada pela Equação 01. (FREITAS, 2007).

$$CHV = Q/V \quad (\text{Eq. 01})$$

CHV – Carga Hidráulica Volumétrica ($\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$)

V – Volume total do reator (m^3)

Q – Vazão de efluente (m^3/d)

Teoricamente, o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) é o inverso da CHV e pode ser calculado pela Equação 02

$$TDH = V/Q \quad (\text{Eq. 02})$$

Q = vazão (m³/ h)

V = Volume total do reator (m³)

T = tempo de detenção em (h)

Este parâmetro produz alguns efeitos sobre a biomassa do reator, durante a partida do sistema (SAAE, 2006, p. 41):

- A CHV retira a biomassa com características de sedimentação precária, criando assim, espaço para a nova biomassa que está crescendo;
- A carga hidráulica volumétrica apresenta grande influência sobre as características de mistura do reator, principalmente durante a partida do sistema.

Estudos experimentais demonstraram que a CHV não deve ultrapassar o valor de 5,0 m³/m³.dia, o que equivale a um Tempo de Detenção Hidráulica de 4,8 horas (CHERNICHARO, 1997, v. 5, p. 159)

Os projetos com valores superiores de CHV (ou com TDH inferiores) podem prejudicar o funcionamento do sistema, como:

- Perda excessiva de biomassa do sistema, devido ao arraste do lodo com o efluente;
- Redução do tempo de residência celular (idade do lodo), em consequência da diminuição do grau de estabilização dos sólidos;
- Possibilidade de falha do sistema, uma vez que o tempo de permanência da biomassa no sistema por ser inferior ao seu tempo de crescimento.

Chernicharo (1997, v.5, p. 218) afirma que para temperaturas médias próximas de 20°C, o TDH pode variar de 6 a 16 horas, dependendo do tipo de despejo. A Tabela 4, a seguir apresenta algumas diretrizes para o estabelecimento dos TDH em projetos de reatores de manta de lodo. Desta

forma, conhecendo-se a vazão afluente, e admitindo-se um determinado TDH, o volume do reator pode ser calculado pela Equação 02.

Tabela 4 - TDH para projetos de reatores UASB.

| Temperatura do Esgoto (°C) | Tempo de Detenção Hidráulica (h) | |
|----------------------------|----------------------------------|--------------|
| | Para Qmédia | Para Qmáxima |
| 15 a 18 | ≥ 10,0 | ≥ 7,0 |
| 18 a 22 | ≥ 8,0 | ≥ 5,5 |
| 22 a 25 | ≥ 7,0 | ≥ 4,5 |
| > 25 | ≥ 6,0 | ≥ 4,0 |

Fonte: CHERNICHARO (1997), v.5, p. 218

A carga orgânica volumétrica (COV) é a massa de material orgânico afluente por unidade de tempo e por unidade de volume do reator (VAN HAANDEL & LETTINGA⁶, 1994 apud NETO, 2007, p.22).

NETO (2007, p. 22) afirma que o equilíbrio entre os microrganismos responsáveis pela digestão do afluente pode ser alterado por sobrecargas orgânicas acarretando na predominância da fase ácida sobre a metanogênica, prejudicando assim a remoção de sólidos orgânicos e sólidos suspensos. Cargas orgânicas extremamente elevadas, da ordem de 45 kg DQO (m³ d⁻¹) têm sido aplicadas com sucesso em instalações piloto.

A COV pode ser encontrada pela equação abaixo (CHERNICHARO, 1997, v.5, p. 219):

$$COV = (Q \times S) / V \quad (\text{Eq. 03})$$

COV – Carga Orgânica Volumétrica (kg DQO/m³.d)

V – Volume total do reator (m³)

S – Concentração do substrato afluente (kg DQO/m³)

Q – Vazão (m³/d)

⁶VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate.** Chichester: John Wiley & Sons, 1994, 226 p.

3.3 TECNOLOGIAS ANAERÓBIAS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA

O tratamento anaeróbio tem sido estudado principalmente como uma alternativa de tratamento de baixo consumo de energia e custo operacional, em substituição aos sistemas de custos mais elevados. O Quadro 1 apresenta as vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

| Vantagens | Desvantagens |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| *Baixa produção de sólidos, cerca de 2 a 8 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios | *Remoção de Nitrogênio, Fósforo e Patógenos Insatisfatória |
| *Baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos | *Produção de efluente com aspecto desagradável e usualmente com qualidade insuficiente para atender os padrões ambientais. Em decorrência, alguma forma de pós-tratamento é normalmente necessária |
| *Baixa demanda de área | *Possibilidade de distúrbios devido a choques de carga orgânica e hidráulica, presença de compostos tóxicos ou ausência de nutrientes |
| *Baixos custos de implantação, da ordem de 20 a 30 dólares per capita | *A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas |
| *Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico | |
| *Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses | *A partida do processo pode ser lenta, na ausência de lodo de semente adaptado |
| *Tolerância a elevadas cargas orgânicas | |
| *Aplicabilidade em pequena e grande escala | *Possibilidade de geração de maus odores e de problemas de corrosão, porém controláveis |
| *Baixo consumo de nutriente | |

Quadro 1 - Principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997)

O processo anaeróbio é normalmente empregado como tratamento primário para a estabilização de efluentes com alta carga orgânica, sendo sua principal função a degradação da matéria orgânica (DBO, DQO, SST) (HENN, 2005, p. 69).

Dentre as desvantagens dos reatores anaeróbios, a necessidade de pós-tratamento pode ser destacada, uma vez que dificilmente os reatores sozinhos produzem efluentes que atendam aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira (OLIVEIRA, 1993). O principal papel do pós-tratamento é o de completar a remoção da matéria orgânica, além de proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados no tratamento anaeróbio, como o Nitrogênio, Fósforo e os organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) (MORAES, 2007).

Existem diversos tipos de tratamento que utilizam a digestão anaeróbia como mecanismo para degradar os compostos orgânicos, porém, para efeito deste trabalho, serão apresentados apenas o digestor anaeróbio, a lagoa anaeróbia e o reator UASB.

3.3.1 Digestor Anaeróbio

Os digestores convencionais têm como objetivo principal, a estabilização dos efluentes/lodos com elevada concentração sólidos (suspensão) (OLIVEIRA, 1993). A hidrólise desses sólidos pode ser considerada a etapa limitante de todo o processo de digestão anaeróbia que é influenciada por diversos fatores como temperatura, tempo de residência, composição do substrato e tamanho das partículas. São aquecidos e operados a faixa de 25 a 35°C a fim de otimizar a hidrólise do material particulado e quando operados à temperatura abaixo de 20°C, a fase de hidrólise se processa de forma muito lenta (CHERNICHARO, 1997, v.5, p. 129).

Conforme Nogueira⁹ (1986 apud HENN, 2005, p. 73), não existe um tipo ideal de biodigestor para cada situação. Existe uma grande variedade de tipos construtivos que devem ser analisados visando sempre atender o conjunto de necessidade de cada efluente. Os biodigestores se caracterizam pela sua

⁹NOGUEIRA, L. A. H. *Biodigestão: a alternativa energética*. São Paulo, Ed. Nobel, 1986. 94p.

simplicidade de implantação e operação, boa eficiência e baixo custo. Na maioria dos casos, o reator é alimentado de forma contínua, não necessariamente, recebendo resíduos de forma constante.

Independente do modelo utilizado, o principal objetivo de um biodigestor é a estabilização da matéria orgânica que se dá predominantemente através dos processos de fermentação ou digestão anaeróbia, que acontecem principalmente no fundo do biodigestor, na ausência de oxigênio dissolvido devido a uma elevada carga de DBO, DQO e sólidos em suspensão. (HENN, 2005, p. 73).

Deganutti et al. (2002, p. 2) explica que o modelo de digestor indiano (Figura 2) se caracteriza por possuir uma campânula como gasômetro, a qual pode estar mergulhada sobre a biomassa em fermentação, ou em um selo d'água externo. Possui também uma parede central que divide o tanque de fermentação em duas câmaras. A parede divisória faz com que o material circule por todo o interior da câmara de fermentação.

Segundo HENN (2005, p.74), em Santa Catarina, o modelo mais utilizado para dejetos suínos, é o do tipo indiano de fluxo contínuo, recomendando-se tempo de detenção de 30 a 50 dias.

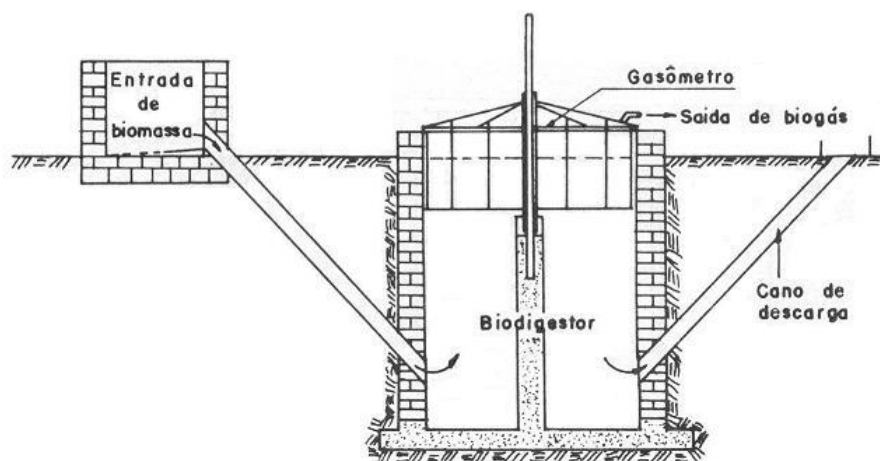


Figura 2 - Biodigestor Indiano
Fonte: HENN (2005), p. 74.

O Biodigestor Chinês (Figura 3) é formado por uma câmara cilíndrica em alvenaria (tijolo) para a fermentação, com teto abobado, impermeável, destinado ao armazenamento do biogás. O biodigestor funciona com base no

princípio de prensa hidráulica, de modo que com o aumento da pressão em seu interior, devido ao acúmulo de biogás, haja deslocamentos do efluente da câmara de fermentação para a caixa de saída, e em sentido contrário quando ocorre decompressão. (DEGANUTTI et al., 2002, p. 3)

Este modelo é constituído quase que totalmente em alvenaria, dispensando o uso de gasômetro em chapa de aço, reduzindo os custos, contudo podem ocorrer problemas com vazamento do biogás. (DEGANUTTI et al., 2002, p. 3)

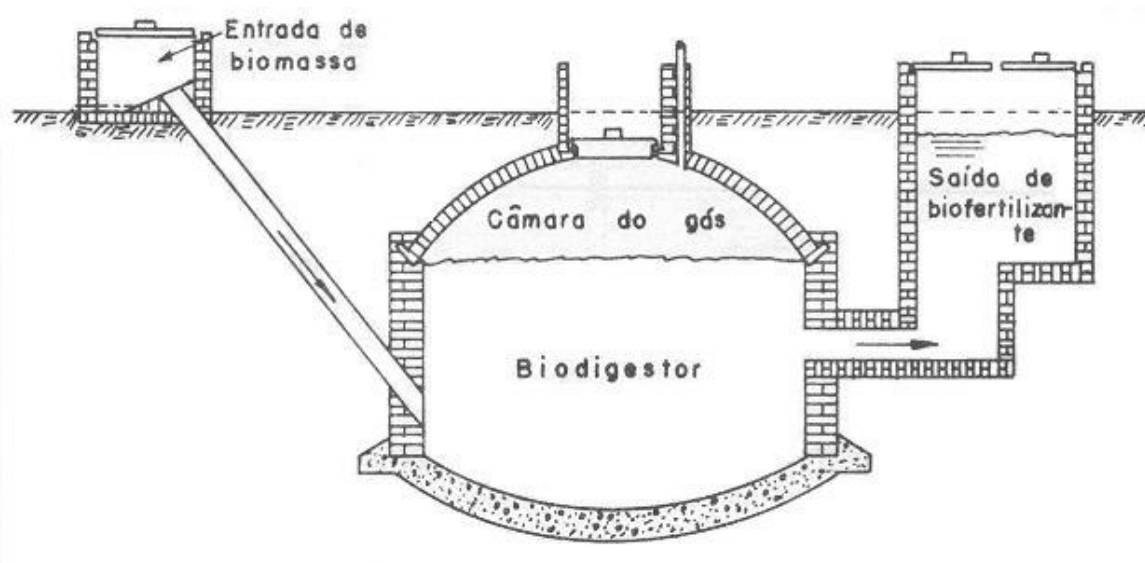


Figura 3 - Biodigestor Chinês
Fonte: HENN (2005), p. 74.

3.3.2 Lagoa Anaeróbia

A lagoa anaeróbia é um tipo de lagoa de estabilização criada para reter esgotos e águas residuárias até que ocorra sua estabilização. São grandes tanques escavados na terra, onde o efluente flui continuamente e é tratado por processos naturais como pode ser visto na Figura 4 (CHERNICHARO, 1997, v.5, p. 136).



Figura 4 - Representação Esquemática de uma lagoa anaeróbia
 Fonte: CHERNICHARO (1997), v.5, p. 136.

De acordo com Leme (2010, p.407), a remoção da matéria orgânica nas lagoas anaeróbias ocorre simultaneamente por meio da sedimentação e da digestão anaeróbia, sem a competição por oxigênio dissolvido, predominando a fermentação anaeróbia. No fundo do tanque, é formado um depósito de lodo enquanto na superfície formam-se bolhas de gás resultantes da estabilização da matéria orgânica.

Devido às grandes dimensões e ao elevado tempo de detenção hidráulica, este tipo de lagoa pode ser classificada como reatores de baixa carga volumétrica, e não há a necessidade de remoção sistemática do lodo depositado no fundo das lagoas. Em geral, as lagoas anaeróbias não possuem nenhuma cobertura, havendo a possibilidade de exalação de maus odores e proliferação de insetos, demandando, portanto maiores cuidados na escolha do local de implantação (SCHIMITT, 2006).

Leme (2010, p.407), ainda comenta o fato das lagoas reduzirem a carga de matéria orgânica pela metade devendo ser sempre usadas em conjunto com outras lagoas de estabilização, o que é confirmado por von Sperling¹⁰ (1996 apud HENN, 2005, p. 75) que diz que a eficiência de remoção de DBO nas lagoas anaeróbias é da ordem de 50 a 60%.

A partir da Tabela 5 verifica-se os principais critérios para projeto de lagoas anaeróbias.

¹⁰VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFMG. Belo Horizonte – MG, 1996, v.3, 140p.

Tabela 5 - - Critérios Típicos de Projeto de Lagoas Anaeróbias.

| Parâmetro | Faixa de Valores |
|----------------------------------------------------------|------------------|
| Tempo de Detenção Hidráulica (d) | 3,0 a 6,0 |
| Taxa de aplicação volumétrica (kgDBO5/m ³ .d) | 0,10 a 0,35 |
| Profundidade (m) | 3,5 a 5,0 |
| Taxa de acumulação de lodo (m ³ /hab.ano) | 0,03 a 0,10 |

Fonte: Adaptado de von Sperling (2002 apud CHERNICHARO, 1997, v.5, p. 137)

MEDRI¹¹ (1997 apud HENN, 2005, p. 75), afirma que as lagoas anaeróbias possuem vantagens quando se pretende tratar dejetos de suínos, porém necessitam de elevado tempo de armazenamento. Apesar da elevada eficiência do sistema, este necessita de um pós-tratamento, para atender aos padrões de emissões de efluentes líquidos.

3.3.3 Reator UASB

O processo do reator UASB consiste de um fluxo ascendente de efluente através de um leito de lodo denso e de elevada atividade. Os sólidos no reator variam de muito denso e com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, próximas ao fundo (leito de lodo), até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator (manta de lodo). É um sistema de alta carga, e bastante utilizado no tratamento de efluentes líquidos (CHERNICHARO, 1997, v.5, p. 145).

Um dos princípios fundamentais do processo é sua habilidade em desenvolver uma biomassa de elevada atividade. O segundo princípio fundamental do processo é a presença de um dispositivo de separação de gases e sólidos, localizado na parte superior do reator (SCHIMITT, 2006)

Segundo Leme (2010, p. 350), o efluente deve ser distribuído na base do reator, permitindo um contato adequado entre os microrganismos (manta de lodo anaeróbio) e o substrato. A água residuária é forçada a escoar através deste manto, e deixa o reator através de um decantador interno, localizado na parte superior do reator (Figura 5). A agitação e a mistura são promovidas pelo

¹¹MEDRI, W. *Modelagem e otimização de sistemas de lagoas facultativas para o tratamento de dejetos de suínos*. Florianópolis – SC, 1997. UFSC. Tese de Doutorado. 206p.

escoamento do efluente e também pelo movimento das bolhas de gases produzidas dentro do reator. Grandes quantidades de lodo biológico são retidas em seu interior, em decorrência das características hidráulicas do escoamento e também da natureza desse material que apresenta boas características de sedimentação.

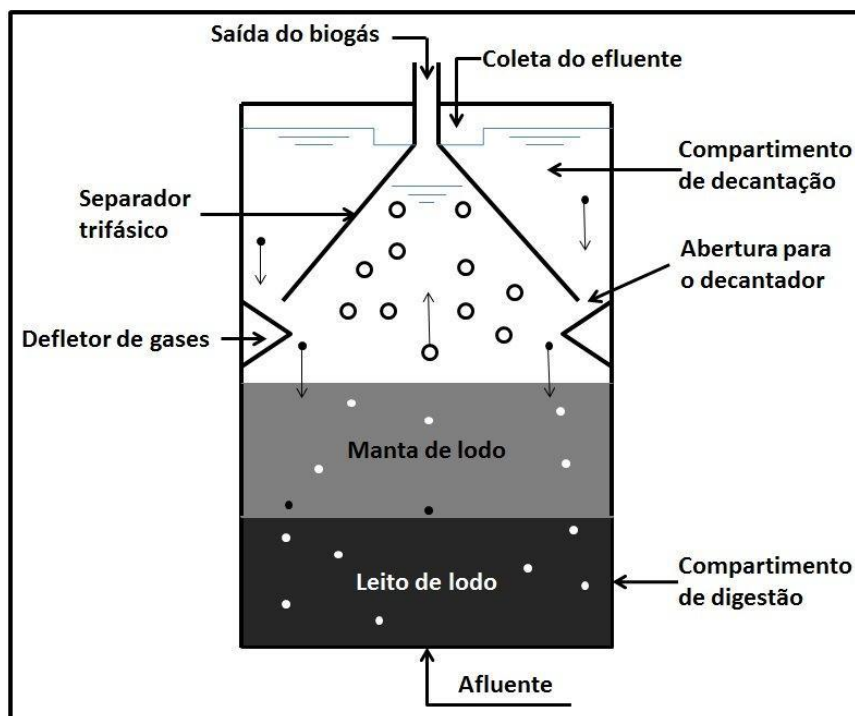


Figura 5 - Desenho Esquemático de um reator UASB

Fonte: CHERNICHARO (1997), v.5.

Em apontamentos à respeito da estrutura do reator UASB, Chernicharo (1997, v.5, p. 145-147) ressalta a importância do dispositivo de separação de fases (sólido, líquido e gases), localizado abaixo do decantador e acima da manta de lodo. O autor afirma que este dispositivo garante as condições ótimas para a sedimentação das partículas que se desprendem da manta de lodo, permitindo que estas retornem à câmara de digestão, ao invés de serem arrastadas para fora do sistema, reduzindo a eficiência do tratamento. Outra importante função do separador trifásico é a separação dos gases contidos na mistura líquida, de tal forma que uma zona propícia à sedimentação seja criada no extremo superior do reator.

O reator UASB surgiu como uma tecnologia anaeróbia que combinou diversas vantagens, as quais possibilitaram a sua utilização para uma grande variedade de águas residuárias. Apesar de apresentar inúmeras características favoráveis, como satisfatória remoção de DQO e DBO, facilidade de operação e ser um tratamento de baixo custo de implantação e operação, este tipo de reator está sujeito à limitações relacionadas à concentração de sólidos suspensos totais (SST) do afluente, prejudicando sua indicação para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. (CAMPOS et al., 2006; OLIVEIRA & FORESTI¹², 2004 apud RODRIGUES et al., 2009)

Porém, apesar das diversas vantagens apresentadas pelos reatores anaeróbios, tipo UASB, ainda há uma enorme dificuldade em produzir isoladamente, um efluente dentro dos padrões estabelecidos pela legislação ambiental do país. Conforme afirma Mascarenhas et al. (2003, p.01), mesmo os reatores UASB sendo bastante eficientes na remoção de matéria orgânica carbonácea dos efluentes, tais reatores não são tão eficazes na eliminação de patógenos, necessitando, portanto, de uma etapa de pós-tratamento de seus efluentes.

Esses reatores possuem facilidades devido à fácil operação e hidrodinâmicas mais eficientes quando comparados com outros sistemas convencionais e boa adaptação às condições climáticas do Brasil (BELLI FILHO et al., 2001).

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) apresenta diversas vantagens em relação às demais tecnologias para tratamento de efluente por processo anaeróbio, tais como sistema ser compacto demandando baixa área, apresentar baixo custo de implantação e operação, satisfatória remoção de DQO e DBO (65 a 75%), possibilidade de rápido reinício mesmo após longas paralisações, elevada concentração do lodo e boa desidratação do lodo excedente (CHERNICHARO, 1997, v.5).

De acordo com estudos de Carmo Jr¹³ (1998 apud HENN, 2005, p. 76) pôde-se verificar que quando o reator UASB é alimentado com dejetos suínos à temperatura entre 25 e 30 °C, este apresenta um desempenho satisfatório, obtendo uma satisfatória degradação da carga orgânica. Entretanto, verificou-

¹²Oliveira, R. A. de.; Foresti, E. Balanço de massa de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. Engenharia Agrícola, v.24, n.3, p.807-820, 2004.

¹³CARMO JR., G. N. R. Aplicabilidade do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) para o tratamento de resíduos líquidos da suinocultura. Florianópolis/SC, 1998. UFSC. Dissertação de Mestrado. 69p.

se que o reator não apresentou considerável remoção de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e fósforo.

Um estudo realizado por Rodrigues et al. (2009), na suinocultura da fazenda experimental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) apresentou resultados positivos no que se refere ao uso de reator UASB no tratamento de dejetos suínos. O experimento consistia de um decantador seguido de um reator UASB em escala piloto com volumes de 7,4 e 11,5 m³, respectivamente. O sistema de tratamento avaliado apresentou altas eficiências na remoção de DBO e DQO, alcançando valores médios de remoção acima de 90%. A Resolução CONAMA 430/2011 recomenda uma eficiência de remoção mínima de DBO de 60%, sendo que este limite só poderia ser reduzido caso houvesse um estudo de autodepuração do corpo receptor. Verifica-se que o estudo realizado apresentou altas eficiências atendendo aos padrões estabelecidos pela Resolução quanto à eficiência de remoção do sistema de tratamento.

Outra pesquisa envolvendo reatores UASB e dejetos suínos, realizada por Campos et al. (2005), também apresentou-se viável no tratamento dos dejetos. O experimento foi realizado no Laboratório de Análise de Água da Universidade Federal de Lavras (UFLA). O sistema foi constituído de um Tanque de Acidificação e Equalização (TAE), Reator Anaeróbico de Manta de Lodo (UASB), Lagoa Aerada Facultativa (LAF) e Gasômetro, cujos volumes eram de: 38; 11,7; 16 e 16 litros, respectivamente. O efluente sem qualquer tratamento preliminar era colocado no TAE, e posteriormente aquecido e bombeado para o reator UASB. Em seguida o afluente era conduzido para a LAF a fim de ser polido. Os autores verificaram que o reator UASB apresentou boa eficiência na remoção de DQO (78%) e DBO₅ (75%), o que caracterizou uma elevada produção de biogás.

3.4 DECANTADOR LAMINAR

Os decantadores laminares também conhecidos como decantadores Tubulares ou de Alta Taxa são resultados de um aperfeiçoamento recente dos

decantadores com fundos múltiplos. Segundo LEME¹⁴ (1990, apud GOMES, 2010), a evolução da técnica da sedimentação vem progredindo e reduzindo o tempo de detenção nos decantadores, permitindo a adoção de altas taxas de escoamento superficial. Estes avanços têm como objetivo melhorar a qualidade do efluente tratado bem como aumentar a capacidade de tratamento de água e efluentes utilizando a menor área possível.

Segundo Tangerino et al. (1998), os decantadores de alta taxa são unidades providas de placas paralelas ou módulos tubulares inclinados, de pequeno diâmetro que são agrupados a fim de atuar como uma unidade ou módulo. Neste específico tipo de decantador, o número de Reynolds está abaixo de 500 e o escoamento é laminar. Estes decantadores vêm ganhando bastante atenção por parte dos pesquisadores, inclusive quanto ao seu emprego em estações de tratamento de esgoto, devido à sua maior eficiência de remoção de partículas.

Como mostra a Figura 6, nos decantadores de contracorrente, a alimentação é realizada de baixo para cima, e o fluxo ascende pelos canais formados pelas superfícies inclinadas (módulos de sedimentação). Os sólidos sedimentam sobre estas superfícies inclinadas. Deve haver uma atenção especial ao ângulo de inclinação pois, se este for suficientemente grande, os sólidos se moverão para baixo contra o fluxo do líquido, ou quando a inclinação for nula ou muito pequena, o tubo gradualmente se enche de sólidos sedimentares causando a obstrução do decantador. Outra importante questão é que este tipo de decantador necessita de uma interrupção periódica da vazão para a realização de limpeza com descarga de água. A auto limpeza se realiza dando-se uma inclinação adequada, usualmente entre 50° e 60°, para que o lodo esco continuamente (GOMES, 2010; RICHTER, 2007).

¹⁴LEME, F. P. **Teoria e técnicas de tratamento de água**. 2ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 1990. 610 p.



Figura 6 - Geometria e Fluxo de Decantador Laminar Contracorrente

Fonte: Adaptado de Gomes (2010)

Outra vantagem dos decantadores laminares é em relação ao tempo de detenção. Nos decantadores convencionais o TDH médio é de 4 h, enquanto que nos laminares o tempo médio é de 0,25 h (TANGERINO, 1998).

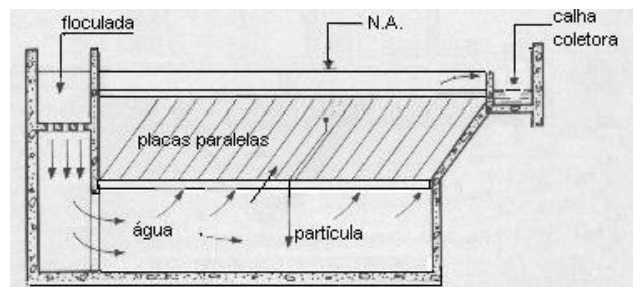


Figura 7 - Funcionamento do Decantador Laminar.

Fonte: VENANCIO (2009)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL

O estudo foi realizado em uma propriedade particular, localizada na cidade de Londrina, Paraná, mais precisamente na Latitude -23.36039 e Longitude -51.193301. A criação de suínos girou em torno de 10 exemplares, devido à criação ser apenas para consumo próprio.

A edificação onde foi implementada a atividade suinícola (delimitação em vermelho) se localiza próxima a uma represa voltada para a criação de peixes, pertencente à propriedade, como pode-se verificar na Figura 8. Os dejetos suínos eram encaminhados a uma esterqueira que não comportava o volume gerado e sem nenhum tipo de proteção, como mostra a Figura 9.



Figura 8 - Vista aérea da propriedade rural em Londrina – PARANÁ, com a instalação dos suínos delimitada em vermelho, e o futuro sistema piloto delimitado em amarelo.
Fonte: Google Maps, 2014.



Figura 9 - Esterqueira da Propriedade Rural.

Foi construída uma nova esterqueira de alvenaria (2,0 m x 2,2 m x 1,3 m) ecologicamente correta, para o recebimento dos dejetos. A esterqueira foi construída com dimensões maiores e coberta com tela (2 mm) para evitar os vazamentos e a proliferação de insetos. A limpeza da granja dos porcos era realizada duas vezes por semana onde, primeiramente era feita a raspagem e posteriormente lavado com água pressurizada.

4.2 SISTEMA PILOTO (Reator UASB + Decantador Laminar)

4.2.1 Montagem do Aparato Experimental

Para montagem do Reator UASB com a adaptação do decantador laminar foram utilizadas duas bombonas de 200 litros com altura de 0,90 m e diâmetro de 0,6 m cada. O fundo da bombona superior e a parte superior da bombona inferior foram abertas, a fim de juntá-las e montar o reator de 400 Litros. Estas foram vedadas uma à outra com uma flange de borracha que foi parafusada para vedar completamente o reator (Figura 10).



Figura 10 - Bombonas utilizadas no experimento (Flange de Borracha e parafusos para vedação do reator).

O decantador laminar foi montado com tubulações inclinadas presas a um suporte quadrado. Na parte inferior do suporte foram adaptadas placas de PVC que serviram como separador de fases, garantindo assim, condições ótimas para a sedimentação das partículas. Pode-se verificar na Figura 11 o processo de montagem, enquanto a Figura 12 mostra a vista lateral do decantador laminar.



Figura 11 - Montagem do Decantador Laminar.



Figura 12 - Vista lateral do Decantador Laminar.

Para uma melhor visualização, a Figura 13 mostra o projeto do Decantador Laminar feito no Software AutoCAD.

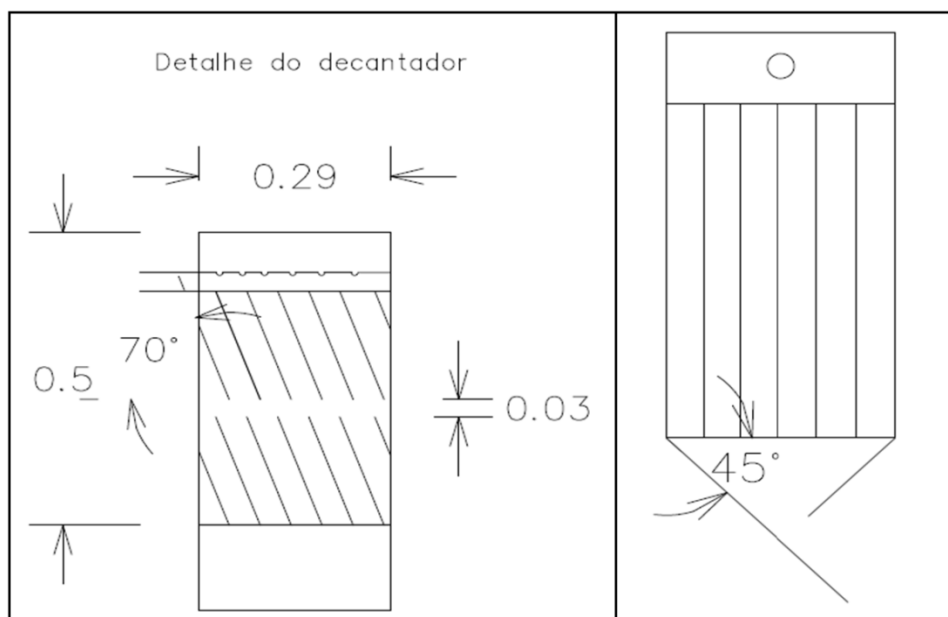


Figura 13 - Projeto do Decantador Laminar.

O decantador laminar foi inserido no reator UASB, substituindo o compartimento de decantação convencional, a fim de aumentar o desempenho no que se refere à remoção de sólidos e consequentemente aumentando o tempo de detenção celular do sistema (Figura 14).



Figura 14 - Decantador Laminar inserido no Reator UASB.

A Figura 15 apresenta o projeto do Reato UASB com a adaptação do Decantador Laminar.

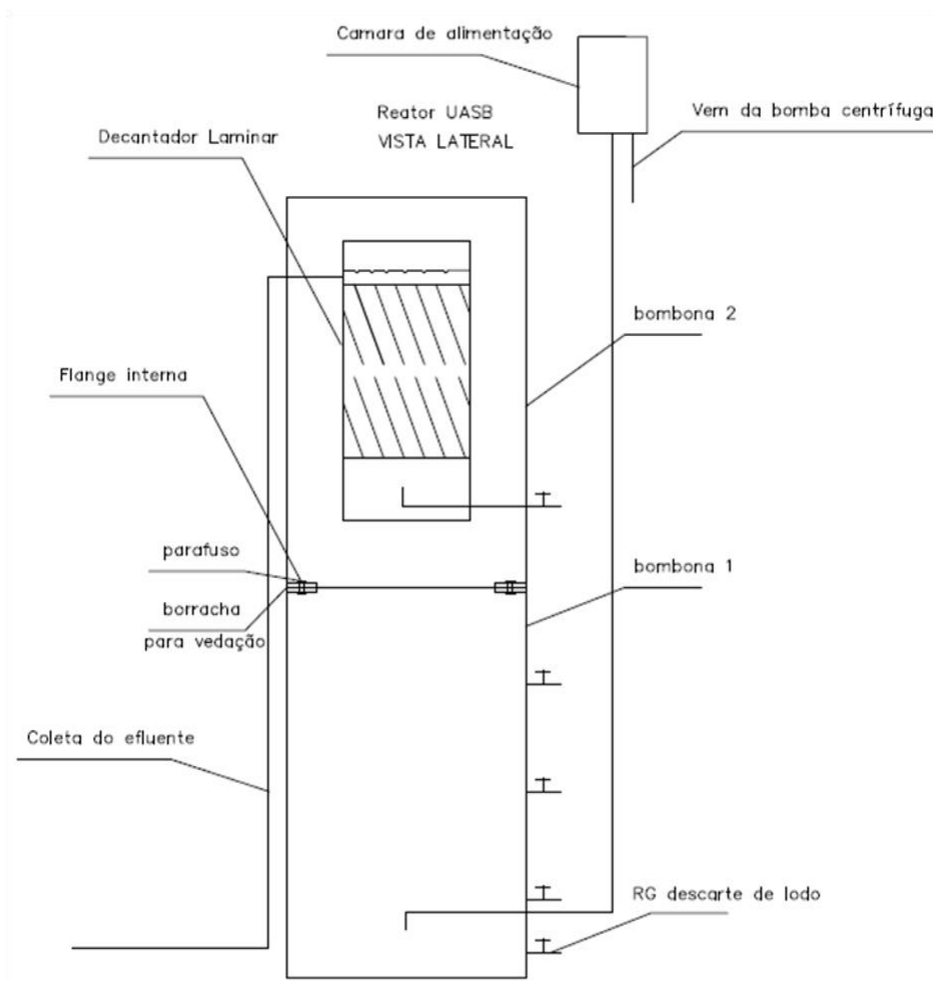


Figura 15 - Projeto Reator UASB + Decantador Laminar.

Do volume do reator, 50%, ou seja, aproximadamente 200 Litros foi preenchido pela Biomassa do reator UASB da Estação de Tratamento de Esgoto Esperança, localizada na região Sul do Município de Londrina.

Foram utilizados também, tubulações de 100 mm de diâmetro para encaminhar o efluente da esterqueira para o Reator UASB. Para destinar o dejetos tratados para outro local de armazenamento foram utilizadas tubulações de 32 mm de diâmetro. A fim de evitar o entupimento das tubulações por sólidos grosseiros, foi instalada uma tela com abertura de aproximadamente 3 mm anteriormente à tubulação que encaminhava os dejetos ao reator. Esta tela foi retirada e limpa de acordo com a obstrução e necessidade.

Ao longo do reator, foram instalados registros equidistantes que funcionavam como amostradores, para a caracterização do perfil do lodo (Figura 16). As torneiras nomeadas como L1, L2 e L3, foram os pontos onde foram retiradas as amostras do perfil da biomassa. Já a torneira P1 e P2 e P3 serviram para coletar as amostras do efluente bruto do reator, e o afluente do decantador e o efluente tratado do reator. Na parte inferior do reator, foi colocada outra torneira para retirar o lodo excedente formado.



Figura 16 – Reator UASB montado na propriedade rural.

Foi realizada a adaptação de um balde para o controle de nível, que tinha a função de controlar o volume de efluente que entrava no reator. Os

dejetos excedentes eram encaminhados de volta à esterqueira por uma tubulação de retorno como mostra a Figura17.

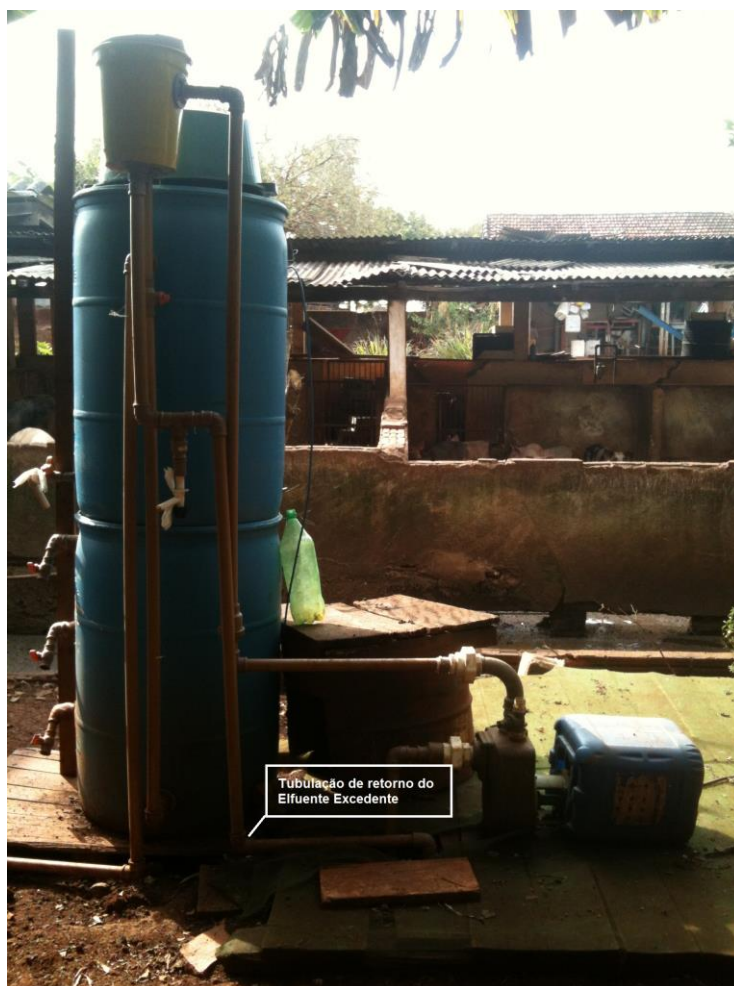


Figura 17 – Reator Montado mostrando o detalhe da tubulação de retorno.

A Figura 16 mostra os pontos P1, P2, L1, L2 e L3 de coleta de amostras do experimento. Enquanto a Figura 18 mostra o ponto de descarte do efluente tratado do reator (P3), pelo fato deste ser mais afastado.



Figura 18 - Ponto de Coleta P3 do experimento.

4.2.2 Operação do Reator UASB + Decantador Laminar

A figura a seguir (Figura 19) apresenta o fluxograma do processo de tratamento do efluente na propriedade rural.

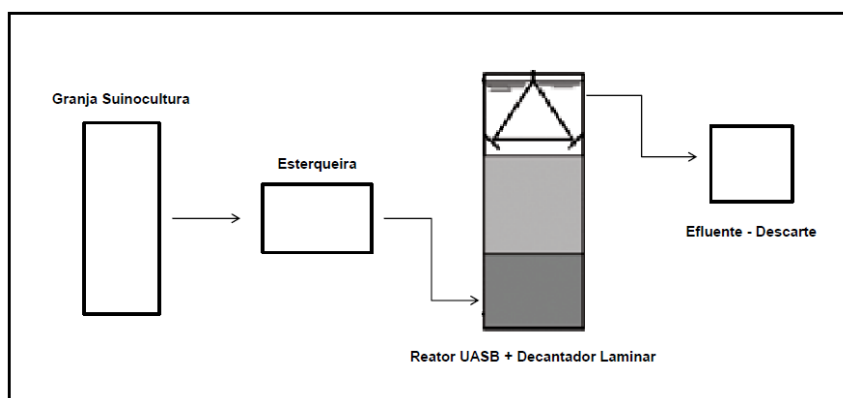


Figura 19 – Fluxograma do sistema de tratamento implantado na pequena propriedade.

A alimentação do reator era realizada em fluxo contínuo, onde o efluente da esterqueira era bombeado para o reator com o auxílio de uma bomba centrífuga e um timer analógico que programava o acionamento da bomba a cada 90 minutos, por aproximadamente 90 minutos em funcionamento.

A partir do volume do reator (400 L), adotou-se um TDH de 12 hs, e obteve-se a vazão 33,3 L/h. Esta vazão de 33,3 Litros seria usada caso a bomba que acionava o reator funcionasse 24 horas por dia, porém como isso foi inevitável (sistema liga e desliga), a vazão adotada foi de 67 L/h.

Em relação à operação do Reator, era realizada uma vistoria semanal a fim de verificar a obstrução das tubulações e quando necessário, realizava-se a limpeza para desentupimento das tubulações de distribuição dos efluentes. Esta limpeza consistia em retirar a tubulação obstruída e passar água pressurizada em seu interior a fim de retirar o material preso.

Coletava-se aproximadamente 300 ml das amostras em todos os pontos analisados (P1, P2, P3, L1, L2 e L3) e as análises laboratoriais eram realizadas no mesmo dia a fim de preservar as amostras evitando alterações em suas propriedades.

O sistema montado (Reator UASB + Decantador Laminar) foi operado do dia 11 de março de 2014 à 05 de junho de 2014, por um período de aproximadamente 90 dias.

4.3 INÓCULO

A biomassa inserida no reator do presente trabalho foi coletada do reator UASB da ETE Esperança, localizada na região Sul do Município de Londrina. Nenhuma análise específica do lodo coletado foi realizada. A Figura 20 mostra a coleta do lodo realizada na ETE Esperança.



Figura 20 - Coleta da Biomassa na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Esperança.

4.4 AVALIAÇÃO DA BIOMASSA DO SISTEMA

Segundo Chernicharo (1997), uma importante rotina operacional no sistema de tratamento consiste acompanhar a evolução da biomassa, avaliando a quantidade e a atividade da biomassa presente no sistema através de dois mecanismos básicos que são a determinação do perfil de sólidos presentes no sistema e a avaliação da atividade metanogênica específica da biomassa.

A avaliação da quantidade de biomassa é usualmente feita através da determinação do perfil de sólidos, considerando-se que os sólidos voláteis são uma medida da biomassa presente nos reatores (massa de material celular).

As amostras do lodo foram coletadas em três diferentes níveis (alturas) do reator e depois foram analisadas em termo de miligramas de sólidos suspensos voláteis por litro (mg SSV/L). A separação dos sólidos para a análise dos SSV foi realizada com o auxílio de uma centrífuga laboratorial. Assim como para as demais análises, as amostras de lodo foram coletadas e analisadas semanalmente em duplicata.

4.5 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO REATOR NA REMOÇÃO DE DQO E SÓLIDOS TOTAIS

A remoção do DQO será calculada utilizando-se a Equação 04.

$$\text{Remoção \%} = \frac{[DQOa] - [DQOe]}{[DQOa]} \times 100 \quad (\text{Eq. 04})$$

Na qual:

DQOa = DQO Afluente

DQOe = DQO Efluente

A remoção de Sólidos Totais será calculada com base na equação 05, apresentada a seguir:

$$\text{Remoção \%} = \frac{[STa] - [STe]}{[STa]} \times 100 \quad (\text{Eq. 05})$$

Na qual:

Sta = Concentração de sólidos totais afluente

Ste = Concentração Sólidos Totais efluentes

4.6 ANÁLISES DOS DADOS

As medições dos parâmetros foram realizadas para caracterização dos dejetos suínos e avaliação do desempenho do reator UASB com adaptação de decantador laminar na remoção de Sólidos e DQO.

O monitoramento do sistema experimental, foi realizado a partir das análises feitas de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - American Public Health Association (APHA, 1999). Na tabela 01 podem ser observados as variáveis, os métodos analíticos e as referências utilizadas.

| Variável | Método | Referência |
|----------|--------|------------|
| | | |

| | | |
|---------------------------------------|----------------------------------------------------------|-------------|
| DQO Bruta e DQO Filtrada (mg/L) | 5220 D - método colorimétrico por refluxo fechado | APHA (1999) |
| pH | 4500-H ⁺ B – método eletrométrico | APHA (1999) |
| Sólidos Totais (ST) mg/L | 2540 B – sólidos totais seco em 103-105 °C | APHA (1999) |
| Sólidos Totais Fixos (STF) mg/L | 2540 E – sólidos voláteis e fixo inflamado em 550 °C | |
| Sólidos Totais Voláteis (STV) mg/L | | |
| Sólidos Suspensos Totais (SST) mg/L | 2540 D - sólidos suspensos totais seco em 103-105 °C | |
| Sólidos Suspensos Fixos (SSF) mg/L | 2540 E – sólidos voláteis e fixo inflamado em 550 °C | |
| Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) mg/L | 2540 E – sólidos voláteis e fixo inflamado em 550 °C | |
| Alcalinidade mg CaCO ₃ /L | Titulação com solução de ácido sulfúrico a pH 5,75 e 4,3 | |

Quadro 2 - Variáveis para monitoramento e avaliação.

A coleta das amostras era realizada no mesmo dia da análise e após aproximadamente 30 minutos de funcionamento contínuo do reator.

Foram realizadas análises de pH e alcalinidade, série de sólidos e DQO com as amostras afluente e efluente do reator. Tais análises foram realizadas no laboratório de saneamento da UTFPR – Campus Londrina, os resultados foram tabulados e analisados a fim verificar o desempenho do experimento.

A operação do reator dependeu de um rigoroso monitoramento semanal e em duplicata das condições ambientais do processo, além da estrutura do reator.

5 RESULTADOS

Vários fatores influenciam no desempenho da digestão anaeróbia de efluentes líquidos. Dentre os diversos fatores ambientais, o trabalho deu enfoque às análises de pH e alcalinidade, DQO e série de sólidos que serão discutidos nos tópicos que seguem.

5.1 pH

Chernicharo (1997) recomenda que os valores de pH se encontrem em um intervalo entre 6,6 e 7,4 e que valores abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados a fim de não inibir completamente os microrganismos formadores de metano.

É possível observar na Figura 21 que os resultados obtidos estão levemente acima do recomendado, porém não se encontra na faixa a ser evitada. O pH dos pontos analisados foram 7,83 para o afluente do reator (P1), 7,93 para o afluente do decantador (P2), e 8,00 para o efluente do reator (P3).

O efluente tratado (P3) apresentou o valor máximo de pH de 8,12, enquanto que o menor valor foi 7,84. O efluente apresentou baixa variação demonstrando boa condição de tamponamento, que pode ser entendida como a capacidade do meio em neutralizar ácidos, ou seja, resistir à variações de pH, revelando a estabilidade do sistema e demonstrando que o mesmo está propendo a um menor custo de monitoramento (CAMPOS, 2006)

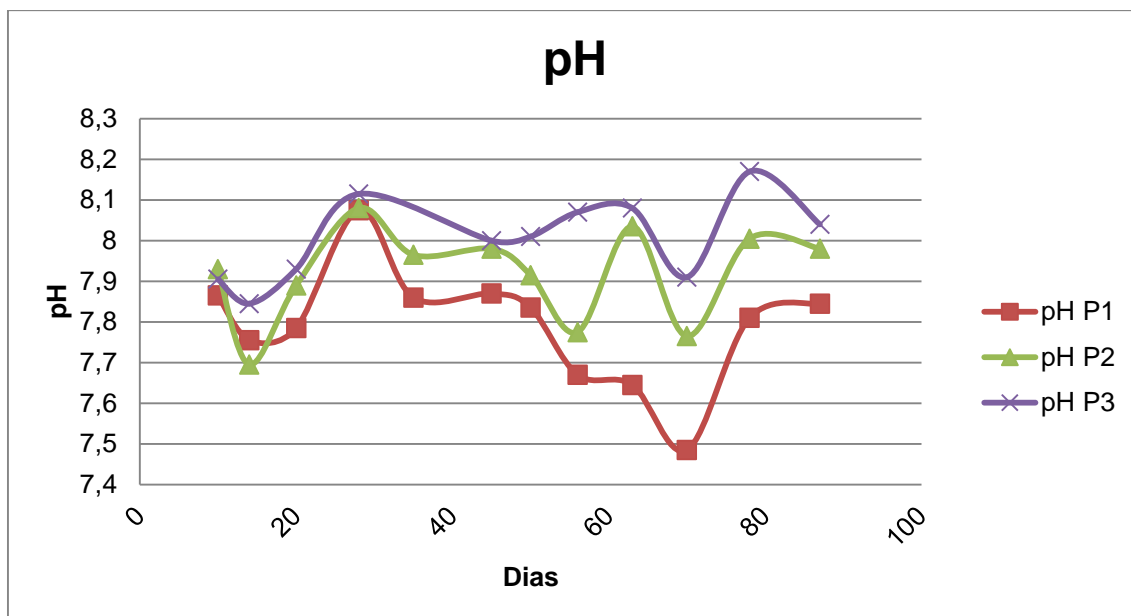


Figura 21 – Variação do pH nos pontos 1, 2 e 3.

No 35º dia, não foi possível coletar amostra da saída do reator (P3), desta forma, não foram realizadas as análises de pH, Alcalinidade, DQO e série de sólidos, por isso, a ausência de dados neste dia.

5.2 ALCALINIDADE PARCIAL E TOTAL

A figura 22 apresenta a variação da alcalinidade parcial para os pontos 1, 2 e 3 ao longo do tempo. Os valores médios para alcalinidade parcial para estes pontos foram respectivamente 73,95; 70,22 e 71,27mg CaCO₃/L. Com os seguintes desvios padrões: 12,99 mg/L; 11,80 mg/L; 12,30 mg/L. Não foi possível verificar uma diferença significativa entre a concentração de entrada (P1) e saída (P3).

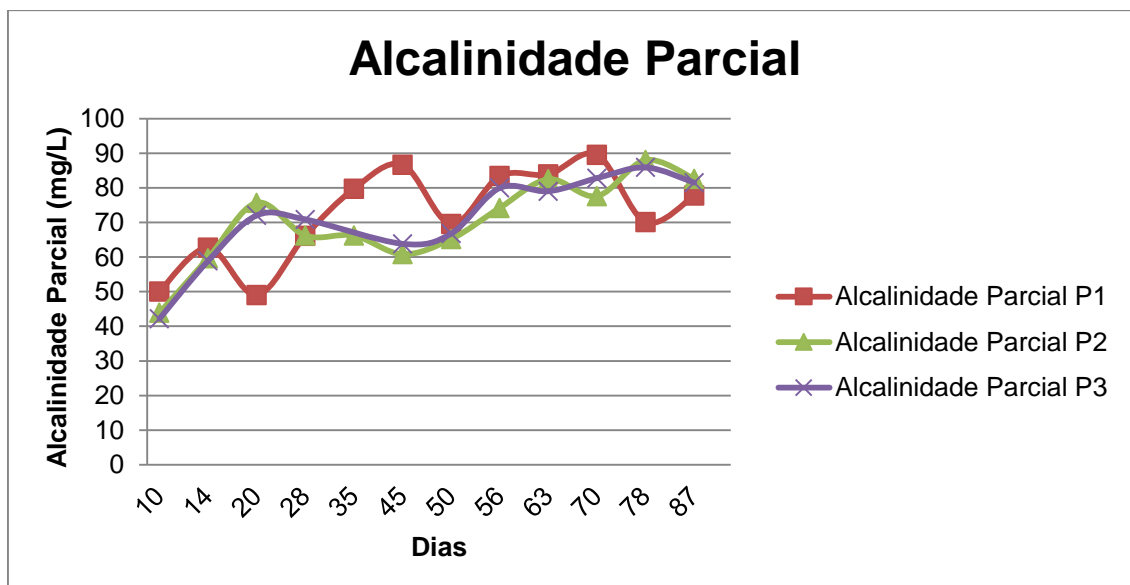


Figura 22 – Variação da Alcalinidade Parcial dos pontos 1, 2 e 3 ao longo do tempo.

Já a figura 23 apresenta a variação da Alcalinidade Total para os mesmos pontos 1, 2 e 3 ao longo do tempo. Os valores médios de Alcalinidade Total para tais pontos são respectivamente 96,70; 89,74 e 87,82 mg CaCO₃/L, com desvios padrões de 19,15 mg/L, 17,26 mg/L e 16,99 mg/L.

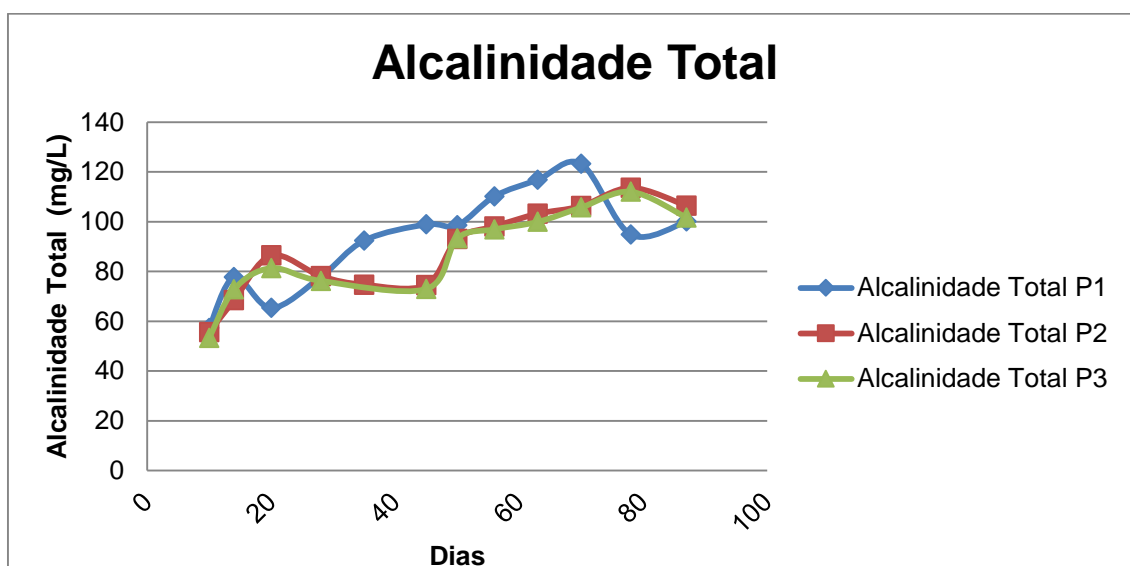


Figura 23 – Variação da Alcalinidade Total dos pontos 1, 2 e 3 ao longo do tempo.

De acordo com Ripley et al (1986) a relação Alcalinidade Intermediária sobre Alcalinidade Parcial (AI/AP) não deve ser superior a 0,3 pois indica a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia. Porém,

Chernicharo (1997) afirma que em alguns casos, com diferentes efluentes, a relação AI/AP superior a 0,3 não demonstra distúrbios no processo.

A relação AI/AP para o afluente do reator (P1) apresentou um valor médio de 0,304, enquanto o afluente do decantador (P2) e o efluente do reator apresentaram 0,258 e 0,231 respectivamente. A partir da Figura 24 é possível observar como a relação AI/AP evoluiu de acordo com Ripley et al. (1986) ao longo do experimento. Percebe-se que no decorrer do tratamento os valores encontrados para esta relação AI/AP passaram a tender para o valor 0,3.

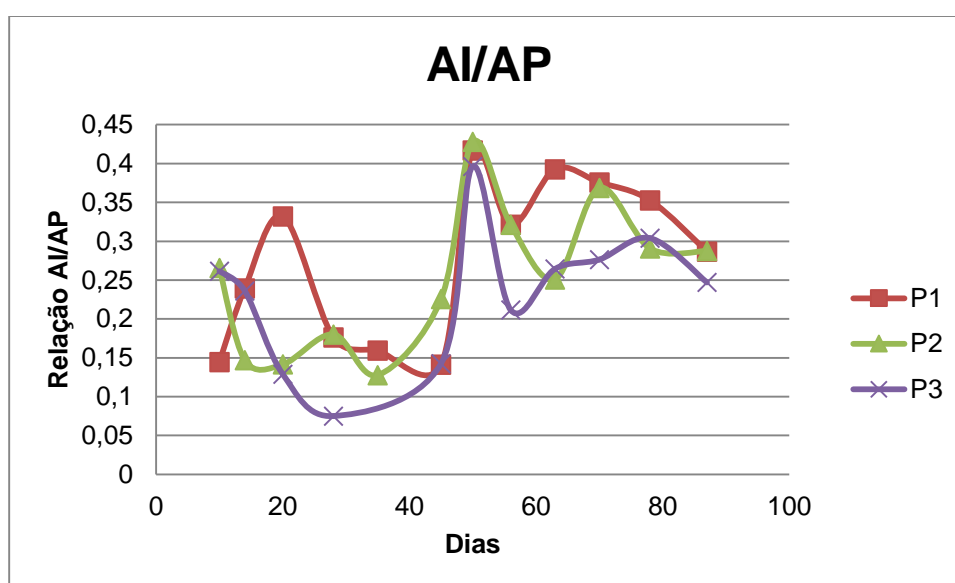


Figura 24 - Relação AI/AP no período do experimento.

5.3 DQO

O perfil de concentração da DQO Filtrada para a entrada do reator (P1), entrada do decantador (P2) e saída do reator (P3) durante o período experimental pode ser visualizado na Figura 25. O valor médio para a DQO Filtrada afluente foi de 461,3 mg/L com desvio padrão de 195,88 mg/L, enquanto que o valor médio para a DQO Filtrada efluente foi de 331,2 mg/L com desvio padrão de 87,77 mg/L. A partir da Figura 25, é possível verificar que houve uma leve remoção da DQO Filtrada, pois há uma diferença entre os valores de entrada e de saída do reator.

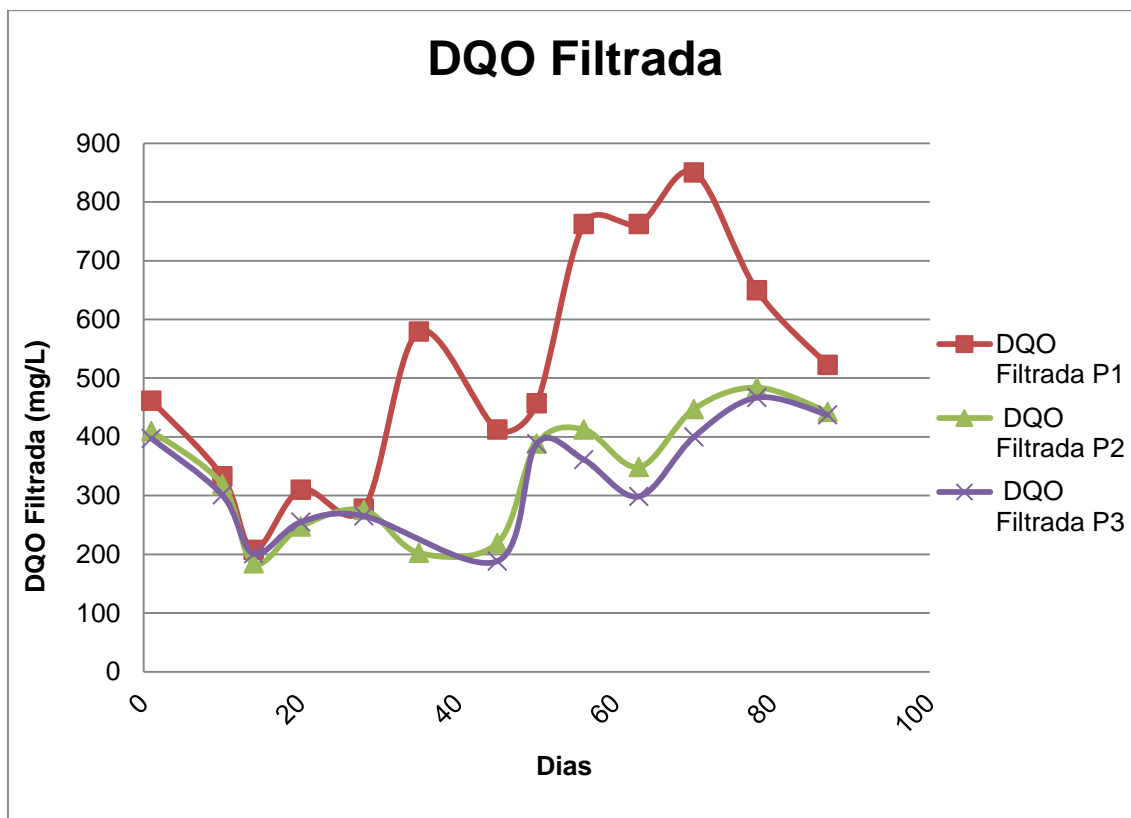


Figura 25 – Perfil da Concentração da DQO Filtrada.

As variações da DQO observadas foram devidas às características do efluente, visto que não foi utilizada nenhuma padronização quanto à quantidade de água utilizada na limpeza do confinamento (CARMO¹⁵ et al 2002 apud CAMPOS, 2006).

Ainda no gráfico do Perfil de Concentração da DQO Filtrada, é possível visualizar que as concentrações para os pontos P2 e P3 estão bem próximas durante todo o período do experimento. Esta situação aconteceu devido ao decantador ser uma unidade para remoção de partículas suspensas, não influenciou na remoção da DQO Filtrada.

A Figura 26 apresenta o gráfico da eficiência de remoção da DQO Filtrada, onde a maior eficiência ocorreu no dia 63º dia, com um valor de 60,84% de remoção, e a menor eficiência no 28º dia, com o valor próximo de 4,6%. A eficiência média de remoção da DQO Filtrada foi de aproximadamente 17,02%.

¹⁵CARMO, F. R.; CAMPOS, C. M. M.; BOTELHO, C. G. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (RAMAL/UASB), utilizando materiais alternativos. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTIFICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS, 15., 2002, Lavras, MG. *Anais...* Lavras: UFLA, 2002. p. 157.

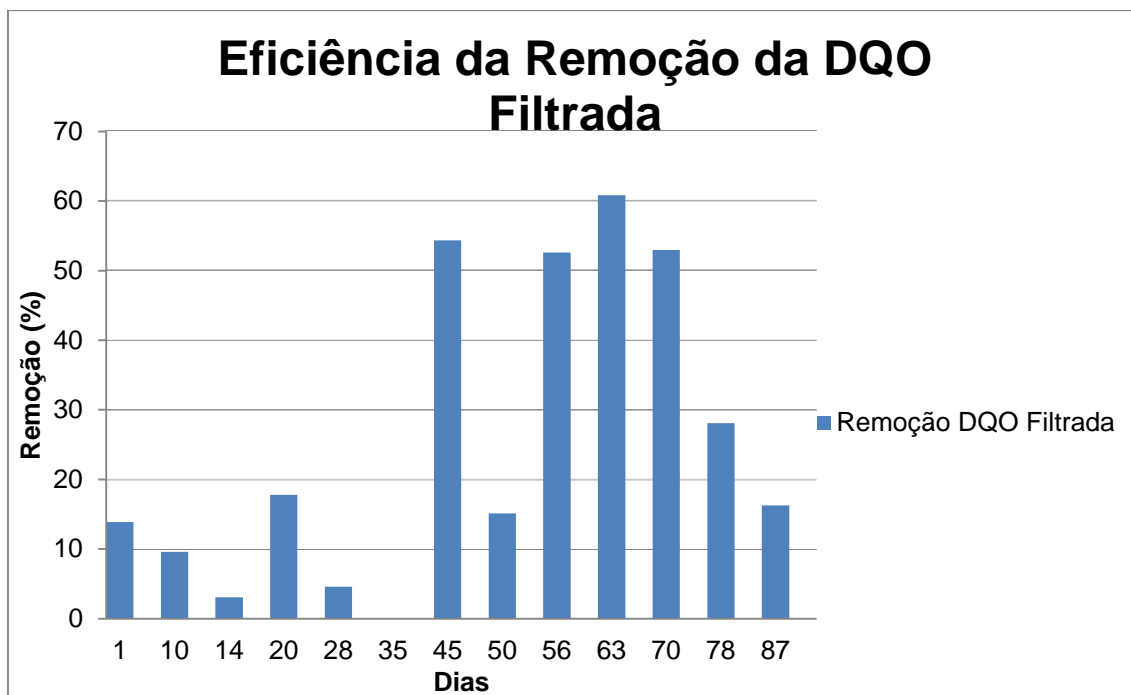


Figura 26 - Gráfico da Eficiência de Remoção da DQO Filtrada.

Na Figura 27, observa-se o perfil da DQO Bruta para os mesmos três pontos analisados ao longo do experimento. Comparando ao gráfico da DQO Filtrada (Gráfico 25) com o gráfico da DQO Bruta, este apresenta uma diferença mais significativa entre os valores da DQO afluente e efluente do reator. A DQO Bruta afluente obteve média foi de 627,3 mg/L, enquanto a DQO Bruta efluente média foi de 322,89 mg/L.

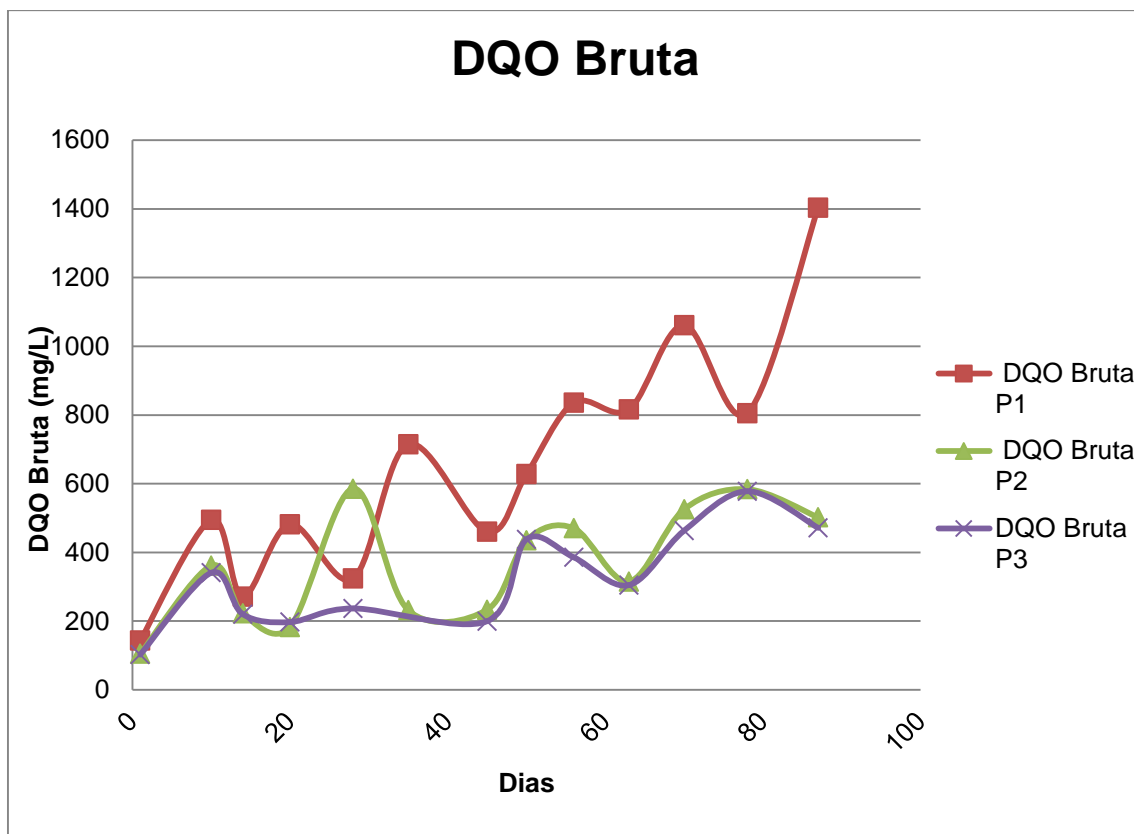


Figura 27 – Perfil da Concentração da DQO Bruta.

Pode-se ver na Figura 28 a eficiência de remoção da DQO Bruta. A data de máxima eficiência na remoção da DQO Bruta ocorreu no 87º dia, com a eficiência de 66,41%, enquanto a mínima eficiência foi no 14º dia, apresentando o valor de 18,87%. A eficiência média girou em torno de 42,47%, quase 3 vezes maior que a eficiência da DQO Filtrada.

A Resolução CONAMA 430/2011 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes e determina que para o lançamento do efluente diretamente no corpo d'água, este deve apresentar uma remoção mínima de 60% de DBO. Como a DQO é composta por uma parte orgânica (DBO) e outra inorgânica, conclui-se que a remoção mínima de DQO deva ser de no mínimo 60%. Verifica-se que o experimento do presente trabalho apresentou apenas 2 dias de análise que atenderia a esse requisito proposto pela Resolução.

A Resolução CEMA 70/2009 trata das Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes Líquidos Industriais e estabelece padrões exigíveis para que os efluentes de qualquer fonte poluidora possam ser lançados nos corpos d'água. Os efluentes provenientes da suinocultura se encaixam na

classe 13, de outras atividades, onde é determinado que a concentração máxima de DQO seja 200 mg/L. A partir da Figura 27 observa-se que apenas 3 dias analisados apresentam as concentrações dentro do determinado pela legislação estadual.

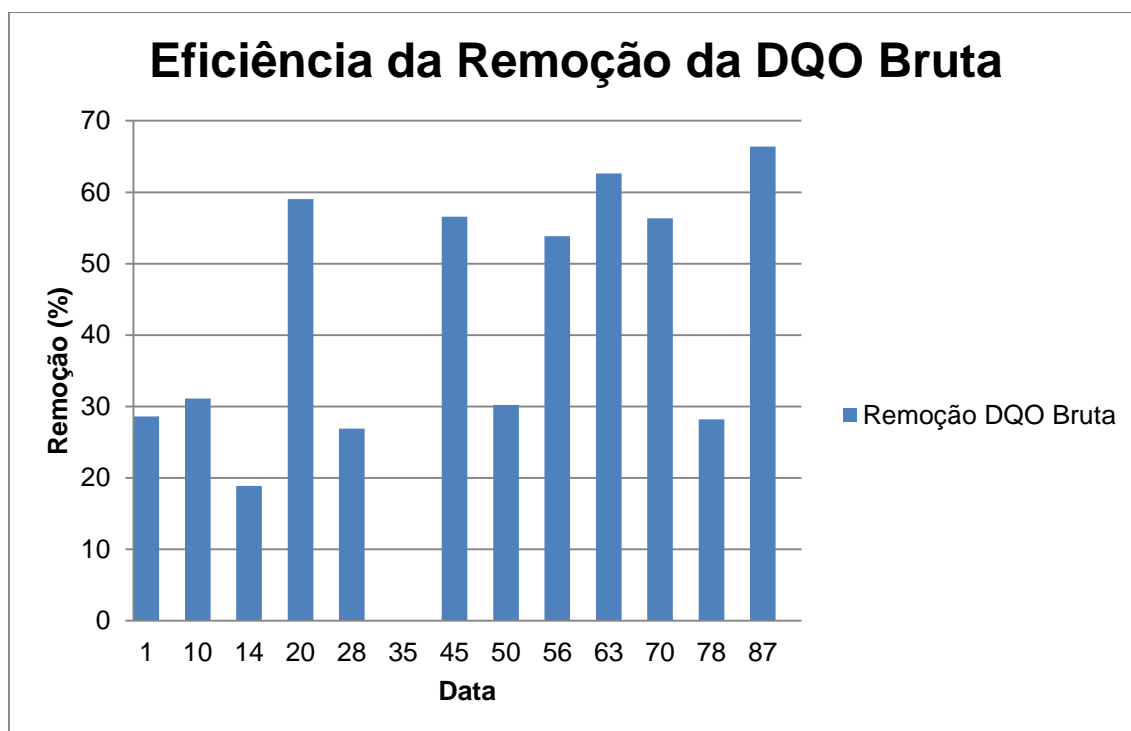


Figura 28 - Gráfico da Eficiência de Remoção da DQO Bruta.

É possível observar que em metade das análises realizadas, a eficiência de remoção da DQO Bruta ultrapassou o valor de 50%. Percebe-se a partir do gráfico de eficiência, que os valores ao final do experimento são maiores que os resultados apresentados no início, mostrando uma evolução na eficiência de remoção da DQO Bruta, apesar do pouco tempo de funcionamento do reator e dos problemas operacionais encontrados.

Campos (2005) realizou um experimento constituído de Tanque de Acidificação e Equalização (TAE), Reator UASB e Lagoa Aerada Facultativa (LAF) alimentado com dejetos suínos, e conseguiu em seu reator UASB uma eficiência média de 78% de remoção de DQO Bruta. Já Rodrigues et al. (2009), desenvolveu um sistema constituído de decantador e seguido de um reator UASB em escala real para o tratamento do mesmo tipo de efluente e obteve na unidade do reator UASB uma eficiência de 85% de remoção da DQO Bruta.

Em seu trabalho com Reator UASB em escala real para tratamento de dejetos de suinocultura, Schoenhals (2007) encontrou valores de mínima e máxima eficiência de remoção de DQO de 2,9% e 40%, respectivamente. Explica ainda que as eficiências insatisfatórias se deram devido ao TDH baixo e elevadas velocidades ascensionais do líquido, o que reduziu o contato substrato/biomassa e afetou a granulação e sedimentação do lodo.

As eficiências encontradas no presente trabalho foram menores que os valores encontrados por Campos (2005) e Rodrigues et al. (2009), porém, mais satisfatórios do que os encontrados por Schoenhals (2007).

5.4 SÉRIE DE SÓLIDOS

A média afluente e efluente para as concentrações de Sólidos Totais (ST) foram respectivamente 960 ± 364 mg/L e 738 ± 240 mg/L.

Os valores de pico podem ser observados na Figura 29 onde são apresentadas as concentrações de Sólidos Totais (ST) afluente e efluente do reator UASB + Decantador Laminar. Verifica-se pelo gráfico e pelos valores do desvio padrão, que houve muita variação do comportamento durante o experimento.

No 28° dia, o reator apresentou uma eficiência de remoção de ST negativa, com o valor próximo de -54 %. Uma possível explicação para esta situação é a operação inadequada do reator, uma vez que um alto valor de vazão pode ocasionar a re-suspensão do lodo fazendo com que a concentração de saída seja maior que a de entrada, e conseqüentemente, a eficiência seja negativa.

A eficiência média dos ST foi calculada sem o valor negativo do 28° dia a fim de não destoar o resultado médio final, obtendo assim o valor de 22%. A máxima eficiência encontrada foi de 52%.

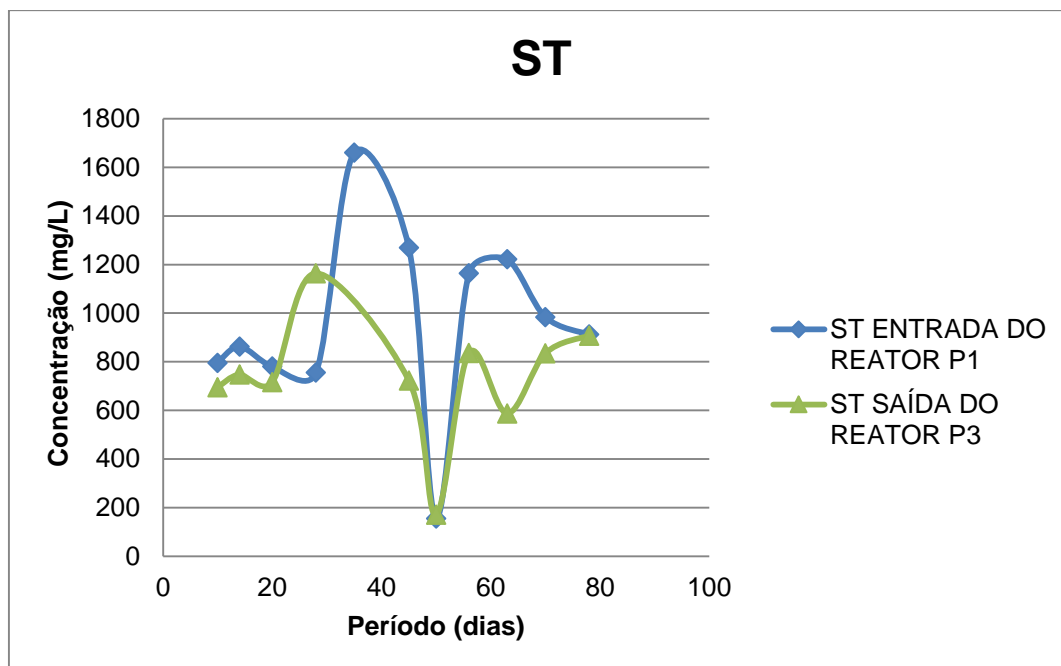


Figura 29 - Variação das concentrações afluyente e efluente de Sólidos Totais (ST) para a entrada e saída do reator, ao longo do experimento.

A eficiência negativa no 28º dia ocorreu também para as análises dos Sólidos Totais Fixos e Voláteis (STF e STV), para os Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis (SSF e SSV). Desta forma, este dia de análise foi desconsiderado a fim de não destoar os resultados médios finais.

Os valores médios encontrados para as concentrações afluyente e efluente do STF foram 570 ± 204 mg/L e 462 ± 176 mg/L, e para os STV foram 381 ± 260 mg/L e 288 ± 86 mg/L respectivamente.

A partir da Figura 30 também é possível observar a grande variação do comportamento dos STF e STV durante o período experimental. As eficiências médias para os STF e STV também se mostraram baixas, 16% e 22% respectivamente, seguindo o que foi encontrado para os ST.

Em seu experimento constituído de Caixa de Areia (CRA), Peneira Estática (PE), Tanque de Acidificação e Equalização (TAE), Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), Reator UASB e Decantador, Pereira (2010) conseguiu eficiências médias para os ST, STF e STV de 40%, 28% e 48%, respectivamente. Apesar de serem eficiências baixas, estas ainda são superiores às eficiências encontradas no presente trabalho.

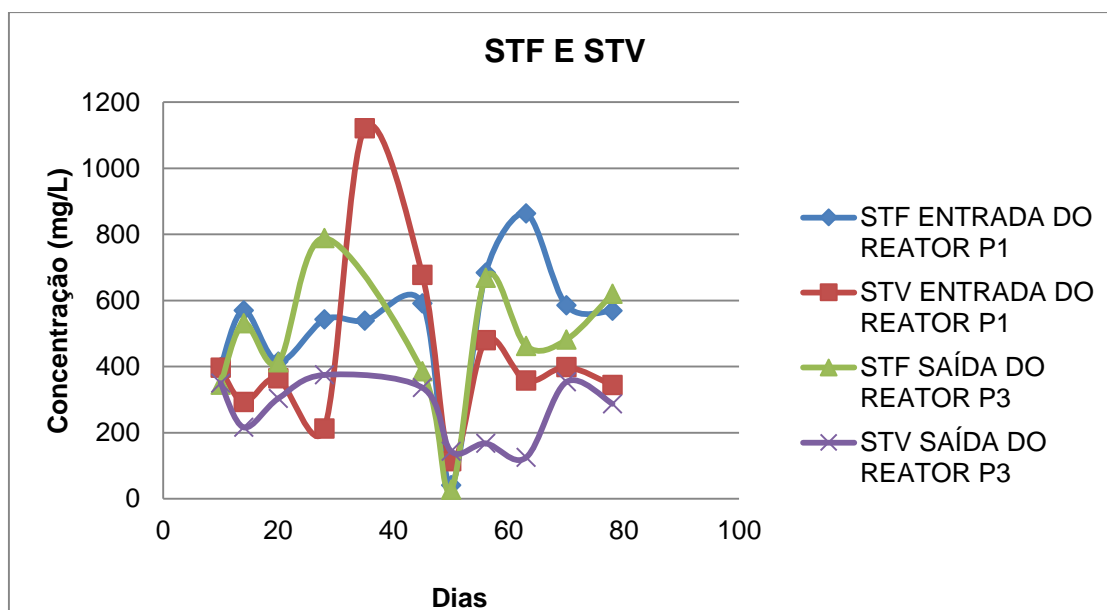


Figura 30 - Variação das concentrações afluente e efluente dos Sólidos Totais Fixos e Voláteis (STF e STV) para a entrada e saída do reator, ao longo do experimento.

Em relação aos Sólidos Suspensos Totais, o reator apresentou valores afluente entre 65 mg/L e 3572,5 mg/L, com o valor médio de 330 mg/L. Já o efluente apresentou valores entre 50 mg/L e 676,25 mg/L com valor médio de 143,75 mg/L. Percebe-se a partir da Figura 31 que mostra o gráfico da concentração de entrada de saída de SST, que nesta análise também houve muita variação de concentração.

Schoenhals (2007) obteve eficiência máxima de 72,5 %, enquanto Rodrigues et al (2009) obteve 63% de eficiência na remoção dos SST, em seu sistema de Decantador seguido de Reator UASB.

A eficiência média dos SST do presente trabalho foi de 42%, enquanto as máximas eficiências obtidas foram de 96% e 85% no primeiro e no 70º dia de análise respectivamente, podendo ser considerados razoáveis. Já as eficiências obtidas no 56º e 63º dia, e que alcançaram 34 e 29%, respectivamente, foram insatisfatórias.

Schoenhals (2007) apontou em seu trabalho, que as baixas eficiências de remoção de SST se deram devido à elevada velocidade ascensional e ao baixo TDH que acabou por ocasionar o arraste de sólidos com o efluente final.

Assim como Schoenhals (2007), o baixo TDH e a elevada velocidade ascensional pode ter sido uma das explicações para o sistema do presente trabalho não ter apresentado eficiências maiores. Porém, o pouco tempo de monitoramento também afetou a evolução do tratamento.

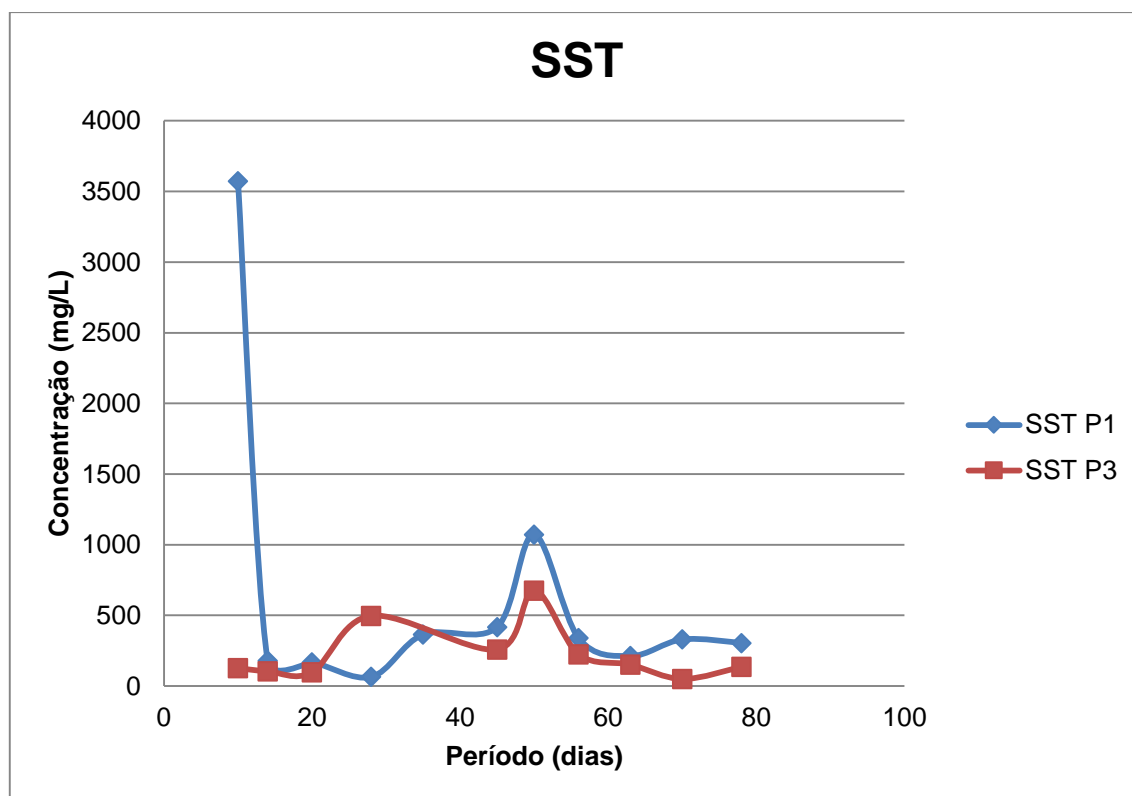


Figura 31 - Variação das concentrações afluyente e efluente de Sólidos Suspensos Totais (SST) para a entrada e saída do reator, ao longo do experimento.

Na Figura 32, o gráfico das concentrações dos Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis mostra que os valores também são bastante variáveis. As concentrações médias encontradas para o afluyente e o efluente dos SSF foram 284,77 mg/L e 129 mg/L, respectivamente, e para os SSV obteve-se concentrações médias de 354 mg/L na entrada e 104 mg/L na saída do reator. A variação na concentração de SSF e SSV na entrada e na saída do reator durante o período experimental é apresentada na Figura 31.

A eficiência média de remoção dos SSF foi de 48%, enquanto que para os SSV foi de 54%.

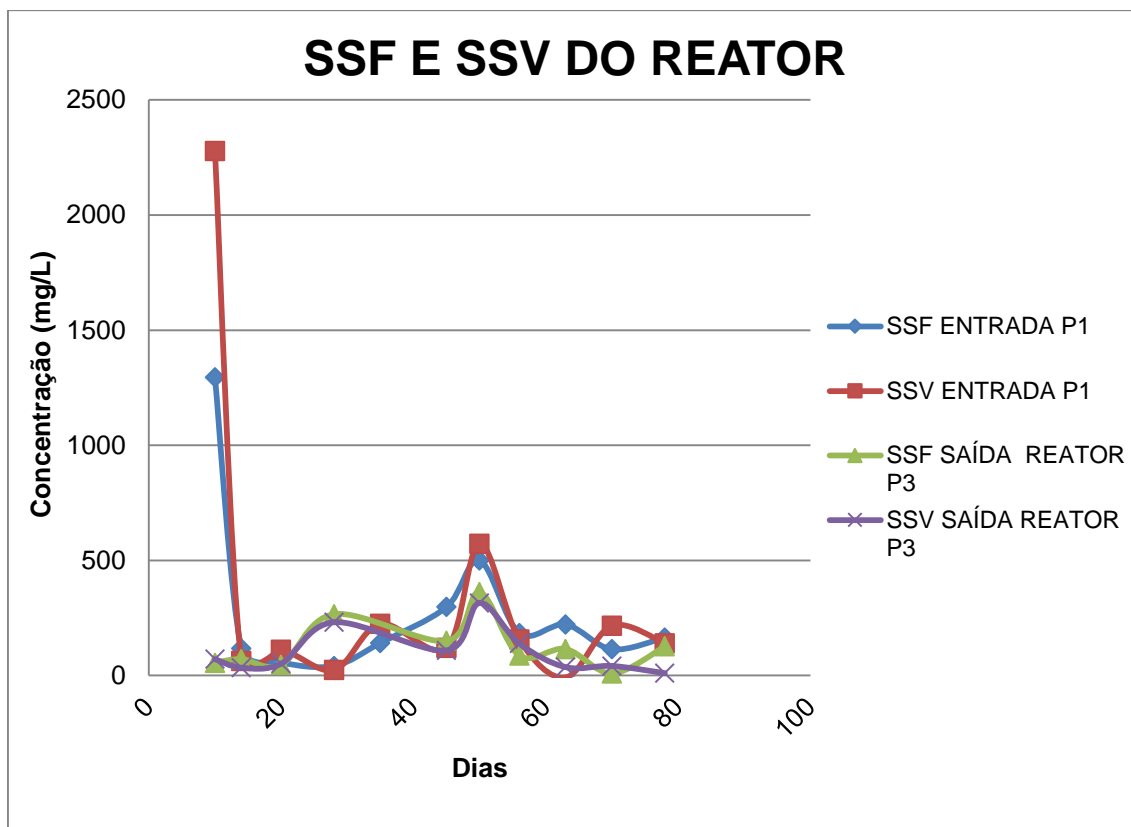


Figura 32 - Variação das concentrações afluente e efluente de sólidos suspensos fixos e voláteis para a entrada e saída do reator, ao longo do tempo.

Conforme Chernicharo (1997), o lodo que se desenvolve no fundo do reator é bastante denso variando entre 40.000 e 100.000 mg ST/L⁻¹, apresentando excelentes características de decantação. Logo acima do leito de lodo, é formada a manta de lodo, onde o crescimento microbiano ocorre de forma mais dispersa, com menores velocidades de sedimentação e concentração de 15.000 a 30.000 mg ST L⁻¹.

Meystre (2007) afirma que o lodo formado no tratamento necessita ser descartado. Caso não seja feito o descarte periodicamente, o lodo acumulado pode provocar a perda excessiva de sólidos para o compartimento de decantação e, posteriormente, juntamente com o efluente líquido deteriorando a qualidade do efluente do reator UASB.

Nos reatores anaeróbios, é comum ocorrer a acumulação de sólidos, porém Chernicharo (1997) afirma que esse acúmulo de sólidos biológicos se dá após alguns meses de operação contínua.

A Figura 33 apresenta o gráfico do Perfil da Biomassa em termos de SSV. É possível visualizar uma redução brusca na concentração de SSV logo

nos primeiros 20 dias, que provavelmente se deve à retirada de sólidos, ou seja, saída do lodo do reator, devido à vazão de saída ter sido muito alta, ocasionando o arraste da biomassa junto com o efluente do reator no ponto P3. As concentrações médias de SSV no perfil da biomassa são aproximadamente 146 mg/L para o L1, 295 mg/L para o L2, e 285 mg/L para o L3.

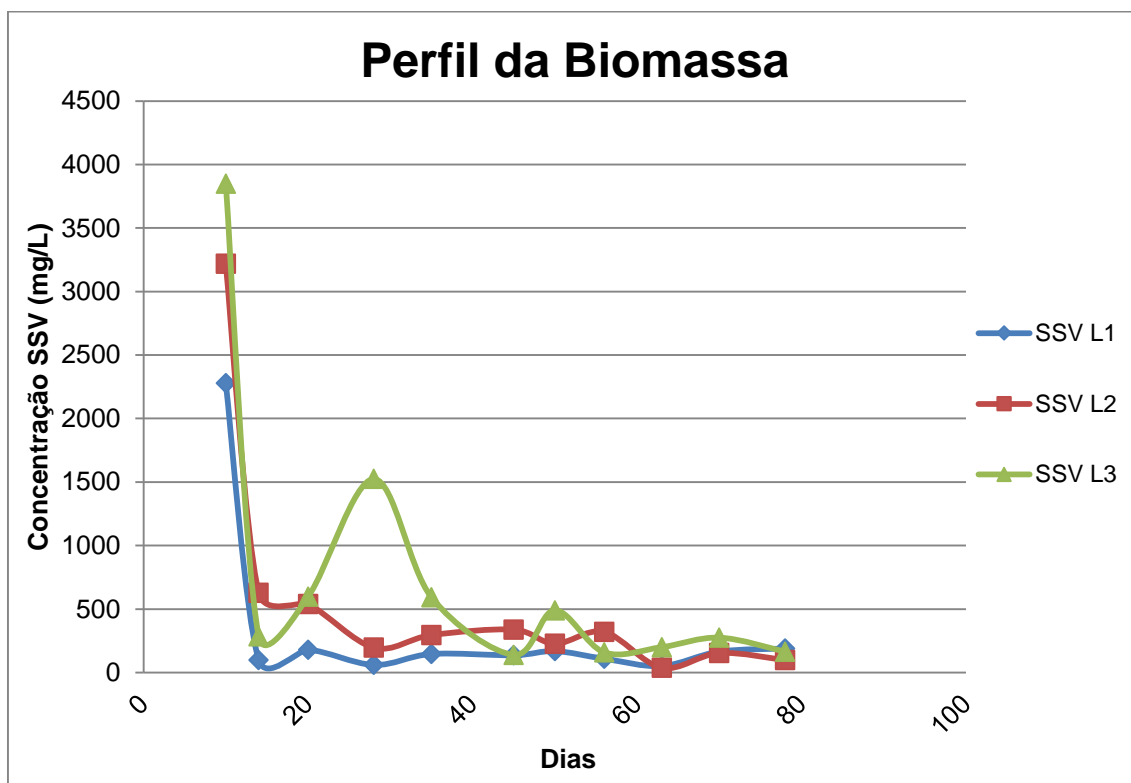


Figura 33 - Perfil da Biomassa em termos de SSV.

6 CONCLUSÕES

Os Reatores UASB, como sistemas anaeróbios de alta taxa, representam um importante avanço no tratamento de efluentes com elevadas vazões e alta carga orgânica, característica dos efluentes de suinocultura. Apesar da simplicidade, economia e eficiência comprovada em diversas pesquisas, os sistemas anaeróbios apresentam maior sensibilidade às variáveis operacionais e climáticas quando comparados aos sistemas aeróbios de tratamento, motivo que justifica a necessidade do monitoramento constante do processo.

Neste trabalho foi averiguada a instabilidade do processo, possivelmente causada pelas elevadas velocidades ascensionais do líquido através do reator e baixos tempos de residência hidráulica. As eficiências médias obtidas para, DQO Bruta, DQO Filtrada, ST e SST foram 43, 17, 22 e 42%, respectivamente. Os resultados foram considerados baixos quando comparados aos obtidos em outros trabalhos.

As elevadas concentrações de SST no efluente do reator teve como suposta causa as altas velocidades do fluxo, devido à alta vazão efluente, e baixo TDH no decantador laminar, ocasionando carreamento de sólidos no efluente tratado. E a baixa eficiência na remoção de DQO pode ter sido afetada pela redução do tempo de residência celular (idade do lodo).

Recomenda-se uma maior vigilância na operação do sistema, e uma atenção especial no controle de vazão afluente do reator evitando que aja o arraste de sólidos da biomassa juntamente com o efluente tratado. Uma alternativa interessante seria a instalação de um medidor de vazão para que se tenha uma medida precisa da vazão afluente, visto que a vazão não foi aferida e controlada corretamente e de forma constante.

REFERÊNCIAS

APHA – American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20. Ed. Washington: AWWA/APHA/WEF, 1999.

BELLI, P. B et al., Tecnologias para o tratamento de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.5, n.1, p. 166 – 170, 2001

BEZERRA, S. A., Gestão Ambiental da Propriedade Suínica: Um modelo baseado em um biossistema integrado. **Revista Ciências Empresariais da UNIPAR**, Toledo, v.6, n.2, jul/dez., 2005.

BLEY Jr. C. J. A Suinocultura e o Meio Ambiente. **Encontros Técnicos ABRAVES** – SC. Memórias, 2000. Concórdia, SC: Embrapa Suínos e Aves, 2000.

BORDIN, R. A. et al. A produção de dejetos e o impacto ambiental da suinocultura. **Revista de Ciências Veterinárias**. Sistema Anhanguera de Revistas Eletrônicas, Valinhos, v. 3, n. 3, p. 1 – 4, 2005.

CAMPOS, C. M. M. et al., Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 29, n. 4, Ago. 2005.

CAMPOS, C. M. M. Et al. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciênc. Agrotec.**, Lavras, v.30, n.1, p. 140 – 147, jan/fev, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. 380 p. – (Série Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 5).

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357/2005**, publicada no DOU nº53, de 18 de março de 2005, Seção 1, p. 58 – 63.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente – **Resolução nº 430/2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União, Brasília, 13 maio 2011.

COSTA A. M. G. Desempenho de Filtro Anaeróbio no Tratamento de Efluente formulado com diferentes concentrações de soro de queijo. Dissertação (Magister Scientiae) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos. Viçosa, Minas Gerais, 2008. 93 p.

DAGA, J. et al. Análise da adequação ambiental e manejo dos dejetos de instalações para suinocultura em propriedades na região oeste do Paraná. **Eng. Agric., Jaboticabal**, v. 27, n.3, p. 587-595, Set/Dez., 2007.

DANTAS, M. A. R.; MELO, H. N. de S.; ANDRADE NETO, C. O. de. **Aplicação de traçadores em Filtros Anaeróbios para avaliação das Características Hidrodinâmicas**. In: CONGRESSO ASSOCIAÇÃO INTERAMERICANA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXVII., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, 2000.

DEGANUTTI, R. et al. **Biodigestores Rurais: modelo chinês, indiano e batelada**. An. 4, Enc. Energ. Meio Rural., Bauru, 2002.

DI BERNARDO, L. et al., Emprego de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo para tratamento de despejos líquidos provenientes de laticínios. **Revista DAE – SABESP**, n. 161, p. 19 – 24, jul/ago, 1991.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA - CNPSA /EMATER/RS, 2002. 30 p. EMBRAPA. Embrapa suínos e aves. 1996. Disponível em: <<http://docsagencia.cnptia.embrapa.br/suino/bipers/bipers14.pdf>> Acesso em: 26 Jul. 2013.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. van; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 2, p. 29-52.

FREITAS, B. O. **Utilização de Sistema Compacto para Tratamento de Esgoto em Conjuntos Habitacionais**: Proposta para Região Metropolitana de Belém. Belém: UFPA, 2007. 112 p.

GOMES, F. C. **Decantação Acelerada: alternativa para o tratamento de vazão excedente de esgoto – Estudo na ETE Martim de Sá (Caraguatuba/SP)**. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. 2010.

GONÇALVES, C. D. C., Modelação do Processo de Digestão Anaeróbia da Forsu à Escala Industrial. In: _____. **Técnico Lisboa**, Lisboa, 2012, p. 29.

GUSMÃO, M. M. F. C. C. **Produção de biogás em diferentes sistemas de criação de suínos em Santa Catarina**. 2008. 170 p. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis, 2008.

HAMERSKI, F. **Partida de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) no tratamento de efluentes provenientes de uma indústria de laticínios**. 2012. 77 p. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, Rio Grande do Sul. 2012.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos – Condição de Partida**. Florianópolis: UFSC, 2005, 157 p.

IAP. Instituição Ambiental do Paraná. **Instrução Normativa 105.006. Legislação Ambiental**. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/Instrucao_normativa/IN_105_006_SUINOS_VERSAO23JUN2009.pdf>. Acesso em: 26 jul. 2013.

KUNZ, A., HIGARASHI, M. M., OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de Manejo e Tratamento de Dejetos Suínos Estudadas no Brasil. **Caderno de Ciências & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651 – 665, Set/Dez, 2005.

LEME, E. J. A. **Manual Prático de tratamento de águas residuárias**. 1. ed. São Carlos: EdUFSCar, 2010. 595 p. ISBN 978-85-7600-103-4

LOVATTO, P.A. Manejo de Dejetos. In: _____. **Suinocultura Geral**. Santa Maria: UFSM, [s.d.] cap. 9, p. 1-13.

MASCARENHAS, L. C. A.; SPERLING M. V.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do Desempenho de Lagoas de Polimento Rasas, em Série, para o pós tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 1, p. 45-54, jan/mar 2004.

MEYSTRE, J. de A. **Partida de um reator UASB, em escala piloto, para tratamento de efluente doméstico: estudo de caso para a região da Serra da Mantiqueira**. 2007. 128 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Itajubá, Minas Gerais, 2007.

MORAES, S. F.; FERREIRA, O. M. Tratamento Anaeróbio: Avaliação do conjunto reator e filtro biológico – Estudo de caso CEASA-GO. Universidade Católica de Goiás – Departamento de Engenharia Ambiental, 2007. Disponível em:
<<http://www.ucg.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload/36/file/TRATAMENTO%20ANAER%C3%93BICO%20%20AVALIA%C3%87%C3%83O%20DO%20CONJUNTO%20REATOR%20E%20FILTRO%20BIOL%C3%93GICO.pdf>> . Acesso em: 15 jul. 2014.

NETO, M. S. A. **Tratamento e águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB**. 2007. 192 p. Dissertação (mestrado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, São Paulo, 2007.

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

PA LOVATTO. Suinocultura Geral. Capítulo 9 – Dejetos. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/suinos/CAP9_dej.pdf>. Acesso em 10 jun. 2014.

PERDOMO, C. C., LIMA, G. J. M. M., NONES, K. Produção de Suínos e o Meio Ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9., 2001. Gramado. **Anais...** Gramado: EMBRAPA, 2001. p. 8-24.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 79-88, 2010.

PEREIRA-RAMIREZ, O. et al. Filtro Anaeróbio utilizado como Pós-tratamento de um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB) para Dejetos de

Suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 10, n. 3, p. 339-346, jul/set 2004.

PIEROTTI, S. M. **Avaliação da Partida de Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007, p. 156.

REBONATO, F. R. Diferentes Tecnologias Para Armazenamento e Tratamento de Dejetos Animais. In: Simpósio Nacional de Ensino de Ciência e Tecnologia, 3., 2012, Ponta Grossa. **Anais...** Ponta Grossa: UTFPR, 2012.

RICHTER, C. A., NETTO, J. M. de A. Projeto Racional de Decantadores. In: _____. **Tratamento de Água: Tecnologia atualizada**. 1. ed. São Paulo: Editora Blucher, 2007. cap. 10.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, J.C. and CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high strength wastes. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, vol. 58, no. 5, p. 406-411, 1986.

RITA, F., et al. **Desempenho de um Reator UASB em Escala Piloto para o Tratamento Anaeróbio de Líquidos Percolados de Resíduos Sólidos Urbanos**. Florianópolis: UFSCAR, 2002. p. 36.

RODRIGUES, L. S. et al. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.1, p. 94–100, julho 2009.

SAAE – Serviço Autônomo de água e esgoto de Itabira. **Sistema de Esgotos Sanitários: Estação de Tratamento**. Itabira, 2006, 86 p. Manual de Processo.

SCHIMIDT, V. et al., Perfil físico-químico e microbiológico de uma estação de tratamento de dejetos suínos. **ARS Veterinária**, Jaboticabal, São Paulo, v.18, n.3, p. 287 – 293, 2002.

SCHIMITT, F.; WESCHENFELDER, S.; VIDI, T. M. **Tratamento Anaeróbio de Efluentes**. Departamento de Engenharia Química e de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006. p. 60.

SCHOENHALS, M., FRARE, L. M., SARMENTO, L. A. V. Análise do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluentes da suinocultura. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.4, n.1, p. 005-023, Jan/Jun 2007.

SERAFIM, G. B.; SERAFIM FILHO, L. P. Estudo sobre o reaproveitamento dos Dejetos de Suínos na Bacia do Rio Sangão – Santa Catarina. **Revista em Agronegócios e meio ambiente**, v.5, n. Edição Especial, p. 151 – 174, out. 2012.

SCHWANTES, D. et al. Impacto Ambiental da Suinocultura e uso de flocculantes como alternativa no tratamento de dejetos suínos: um estudo de caso. **Cultivando o Saber**, Cascavel, v.6, n.1, p. 162 – 172, 2013.

SINOTTI, A. P. S. **Avaliação do volume de dejetos e da carga de poluentes produzidos por suíno nas diferentes fases do ciclo criatório**. 2005. 100 p. Dissertação – Curso de pós graduação em Agrossistemas da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SOUZA, C. F. et al. Caracterização de dejetos de suínos em fase de terminação. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 56, n. 2, p. 128 – 133, Mar/Abril 2009.

TANGERINO, E. P., MATSUMOTO, T., DALLAGLIO SOBRINHO, M., Flocculador de Manta de Lodo associado a decantador laminar em tratamento de água. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 26., Lima. **Anais...** Lima: UNESP, 1998.

VENANCIO, S. Abastecimento de água – Noções sobre tratamento de água. Capítulo VIII, 2009. Disponível em: <http://www.dec.ufcg.edu.br/saneamento/Tratam06_dec2.htm>. Acesso em: 10 julho 2014.